

In der Gegenüberstellung mit dem Verteilungsmuster der PAK's (n. EPA) am Schwebstoff der Grenzoder (siehe Abb. 5.2.2.1.4.-7) sei noch erwähnenswert, dass in den Abwasserproben der Phenanthrengehalt allgemein größer ist als der des Fluoranthens und Pyrens und wohl im Zusammenhang mit unterschiedlichen Verteilungskoeffizienten (Abwasserprobe-Mischphase; Schwebstoffprobe-Festphase) bzw. quellenbedingt zu sehen ist.

5.5 Organische Spurenstoffe und Schwermetalle in Brassen (*Abramis brama*) und Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*)

5.5.1 Probenahmestellenauswahl und Probenahme

Folgende Probenahmepunkte entlang der Oder wurden für die Sammlung von Fischproben ausgewählt:

Nr.	Bezeichnung	Lage	Möglichkeiten der Belastung
1	Ratzdorf	Oder bei Milow; Fluss-km 542-544	polnisches und Neiße-Einzugsgebiet des Pegels
2	Frankfurt	Oder bei Frankfurt/Oder; Fluss-km 580-586	Einzugsgebiet des Pegels
3	Hohenwutzen	Oder bei Hohenwutzen; Fluss-km 661-663	Einzugsgebiet des Pegels Warta-Zufluss, KA Kostrzyn
4	Schwedt	Oder bei Schwedt; Fluss-km 698-700	Einzugsgebiet des Pegels

Insgesamt wurden an 4 Probennahmestellen in den Monaten Mai, Juli, September und November des Jahres 96 in der Regel jeweils drei Brassen (*Abramis brama*) entnommen. In den Monaten, in denen Brassen nicht in ausreichender Anzahl gefangen werden konnten, wurden stattdessen Alande (*Leuciscus idus*) oder, in 2 Fällen, Döbel (*Leuciscus cephalus*) untersucht. Während Brasse, Aland und Döbel zur Gruppe der Karpfenartigen gehören, können die Ergebnisse der Aale nicht mit dieser Gruppe zusammen verglichen werden. Diese Fischarten ernähren sich überwiegend von Kleinlebewesen, auch aus dem Boden und Schlamm. Von den Probenahmepunkten Schwedt und Hohenwutzen wurden im Juli und September insgesamt 8 Aale (*Anguilla anguilla*) untersucht.

Die untersuchten Tiere variierten in Größe, Gewicht und Geschlecht, so dass diesbezügliche Abhängigkeiten ebenso wie Fangzeit- und Fangortkorrelationen aufgrund der insgesamt geringen Probenzahlen nicht abgeleitet werden können. Die Ergebnisse geben jedoch einen Überblick über das Belastungsspektrum der Oderfische und Anhaltspunkte für mögliche, ggf. in weiteren Untersuchungen zu verifizierende Korre-

lationen. Die Untersuchungsergebnisse der Aale sind in den Ergebnistabellen mit angegeben. Aufgrund der geringen Zahl wurde auf eine Bewertung, bezogen auf Fangort und Fangzeitraum, verzichtet. Die Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*) konnten aufgrund der erhöhten Wasserführung der Oder nicht, wie ursprünglich geplant, autochthone Muschelpopulationen der 4 Probenahmestellen entnommen werden. Stattdessen wurden im Herbst 1996 aus Muschelbeständen des Oder-Spree-Kanals jeweils ca. 500 Individuen in Drahtbehältern an den Probennahmestellen ausgesetzt. Nach einer Inkubationszeit von 5 Wochen wurden die eingesetzten Tiere wieder entnommen, entschult und eingefroren. An der Probenahmestelle Schwedt stand aufgrund der dort regulierten Wasserführung zusätzlich autochthones Material zur Verfügung.

Dem Vorteil der höheren Probenhomogenität von ca. 500 Individuen/Probe steht bei den Untersuchungen an *Dreissena polymorpha* der Nachteil lediglich einer Untersuchung pro Probenstelle gegenüber. Aufgrund der Ortsgebundenheit und Homogenität der Probe ist eine Fangortkorrelation jedoch eher möglich als bei den doch mobilen Fischarten. Bei Betrachtung der Oder-Spree-Kanal-Probe und der autochthone Oder-Probe als Kontrollprobe sind zusätzlich Aussagen zum Akkumulationsverhalten möglich.

Nr.	Bezeichnung	Bemerkung
1	Oder-Spree-Kanal	Entnahmestelle Oder-Spree-Kanal
2	Eisenhüttenstadt	5 Wochen bei Eisenhüttenstadt
3	Frankfurt(O.)	5 Wochen bei Frankfurt
4	Hohenwutzen	5 Wochen bei Hohenwutzen
5	Schwedt/O.	5 Wochen bei Schwedt (Oder-Schwedter Querfahrt)
6	Oder-Schwedter Querfahrt	autochthones Material Oder-Schwedter Querfahrt

5.5.2 Bioakkumulation

Zur Abschätzung der Umweltgefährlichkeit einer Chemikalie wird unter anderem ihr Bioakkumulationspotential herangezogen. Lipophile Substanzen, wie z. B. DDT, HCB, PCBs und polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane, die in der Umwelt nur in sehr geringen Konzentrationen vorkommen, können in aquatischen Organismen (z. B. Fischen, Muscheln) um mehrere Zehnerpotenzen angereichert werden. Um das Bioakkumulationspotential einschätzen zu können, ermittelt man entweder den Biokonzentrationsfaktor (BCF), d. i. das Verhältnis der Konzentration eines Stoffes in einem Wasserorganismus zu der im Wasser, oder den Biomagnifikationsfaktor, das Verhältnis der Konzentration im Fett eines Organismus zur Konzentration im Fett der aufgenommenen Nahrung. In beiden Fällen werden die Faktoren erst dann herangezogen, wenn im betreffenden Organismus ein Aufnahmegleichgewicht erreicht ist. Unter realen Bedingungen konkurrieren als Quellen die Wasserphase, Sedimentpartikel und Nahrung.

Eine Erklärungsmöglichkeit für die Bioakkumulation lipophiler Verbindungen, wie z. B. DDT ist die hohe Löslichkeit im Fettgewebe der Organismen, verbunden mit einer sehr geringen Wasserlöslichkeit. Bis zu einer bestimmten Lipophilie findet man eine Korrelation des Octanol-Wasser Verteilungskoeffizienten (Kow-Wert) mit dem BCF [GEY, 1987]. Untersuchungen des BCF verschiedener Umweltchemikalien bei Regenbogenforellen ergaben folgende Resultate, welche hier beispielhaft wiedergegeben werden [GEY, 1987].

Tab. 5.5.2.-1: Konzentrationen ausgewählter Umweltchemikalien bei Regenbogenforellen

Chemikalie	BCF
2,2 ,4,4 -Tetrachlorbiphenyl	28.700
2,2 ,4,4 ,5,5 -Hexachlorbiphenyl	69.000
p,p -DDT	92.800
2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin	9.270

Wichtig für eine Bioakkumulation ist, dass die Ausscheidungsrate (z. B. nach erfolgter Metabolisierung der Verbindungen) geringer ist als die Aufnahme. Im Gleichgewicht, nach erfolgter Akkumulation, sind diese dann identisch. Bei Schwermetallen findet aufgrund der Affinität dieser Stoffe zu Proteinen (speziell zu stickstoff- und schwefelhaltigen organischen Verbindungen) ebenfalls eine Akkumulation dieser Verbindungen in aquatischen Organismen statt [RAI, 1996]. Eine genauere Diskussion über die Anreicherung von Schwermetallen in aquatischen Organismen ist in [PHI, 1995] gegeben.

5.5.3 Schadstoffgehalte

5.5.3.1 Schwermetalle

Untersucht wurden Fischleber und Muscheln auf die folgenden Schwermetalle: Blei, Cadmium, Quecksilber, Zinn, Chrom, Arsen, Kupfer, Zink, Mangan und Eisen. In Abbildung 5.5.3.1.-1 bis -4 sind die Ergebnisse, unterschieden nach Fangorten und Fangzeiten, dargestellt.

Um alle Metalle in die Graphik einbinden zu können, musste auf die logarithmische Darstellung zurückgegriffen werden. Die Chromkonzentration weist an den Fangorten Ratzdorf bis Schwedt im Monat Mai den höchsten Wert auf. Der Unterschied zu den darauffolgenden Monaten wird von Ratzdorf bis Schwedt immer kleiner. Mit 10 mg/kg ist er in Ratzdorf ca. 100mal größer als der in Schwedt gemessene Wert. Im November ist der Cr-Gehalt in den Fischlebern aller Entnahmeorte vergleichbar. Bei den Metallen Kupfer, Zink, Arsen und Blei zeigt sich ein ähnlicher Trend an allen Fangorten: Die höchste Konzentration dieser Metalle wurde bei den im Monat Juli gefangenen Fischen gemessen.

Mit Hilfe der Faktorenanalyse lässt sich zeigen, dass folgende Metallkonzentrationen schwach miteinander korreliert sind (Abbildung 5.5.3.1.-5):

- Gruppe 1 Chrom und Mangan ($r=0.73$)
- Gruppe 2 Cadmium und Quecksilber ($r=0.51$)
- Gruppe 3 Blei, Kupfer ($r=0.57$), Zink, Kupfer ($r=0.60$) und Kupfer, Arsen ($r=0.54$).

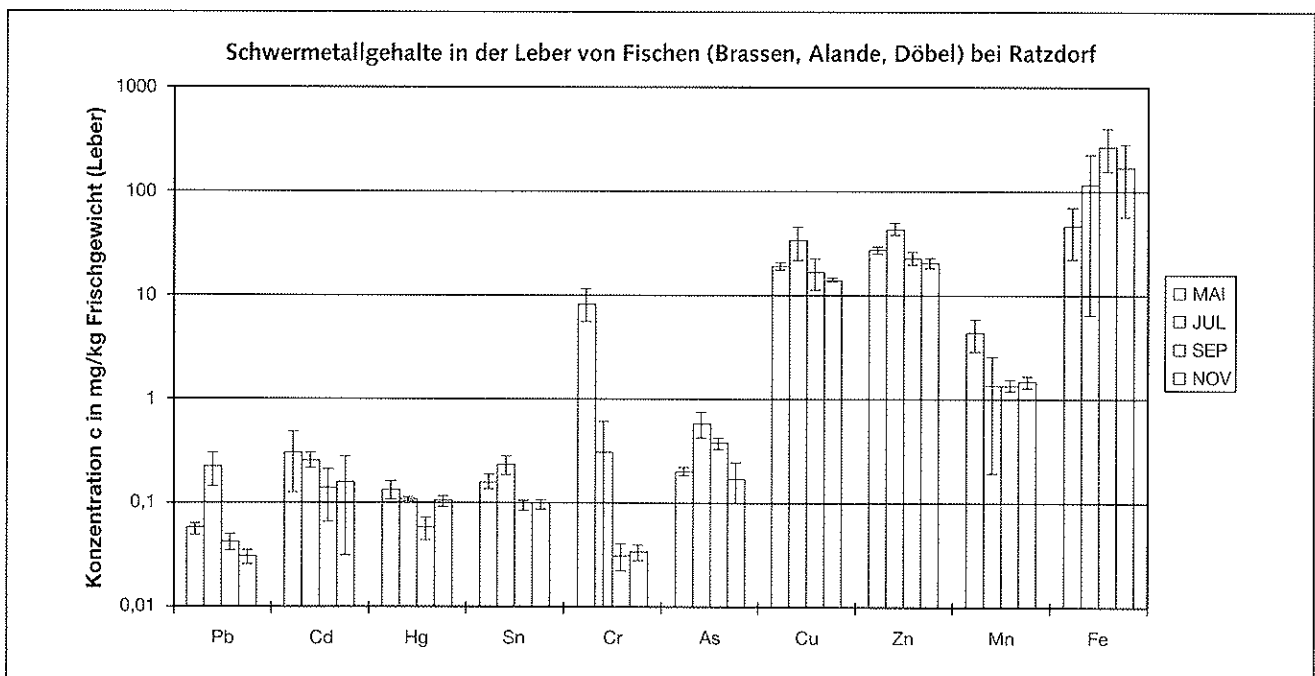


Abb. 5.5.3.1.-1: Schwermetallgehalte in Fischen, Grenzoder bei Ratzdorf, Jahr 1996

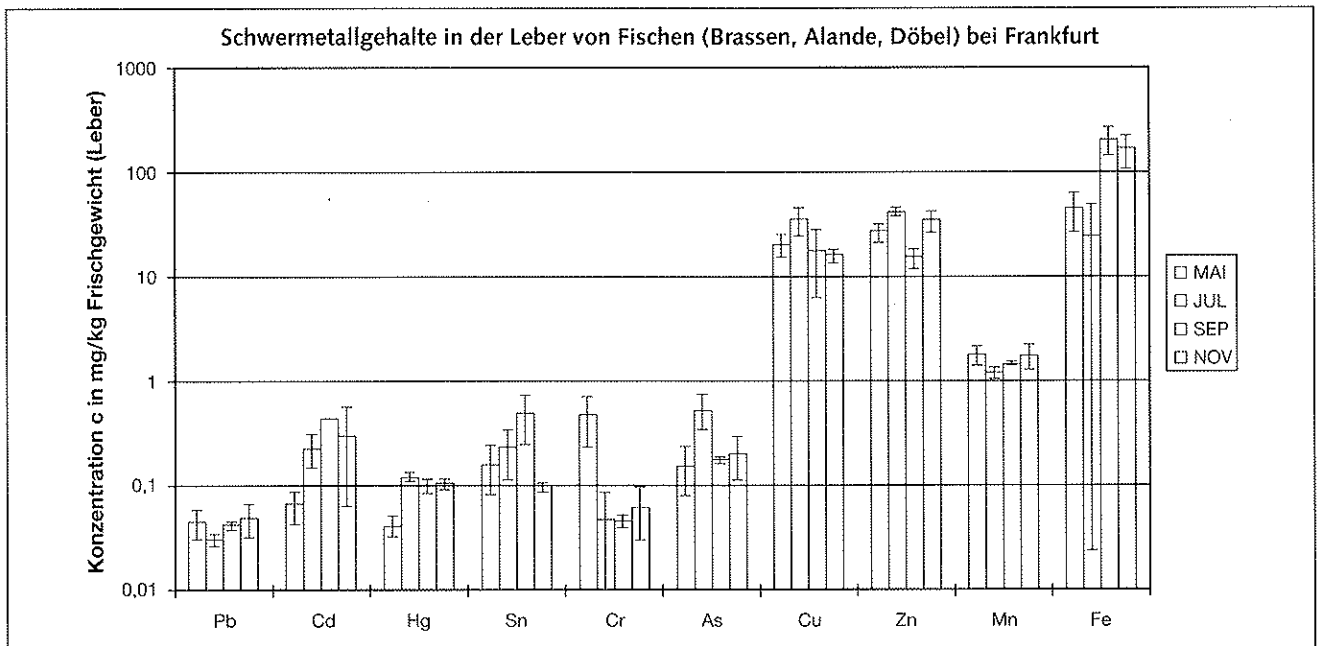


Abb. 5.5.3.1-2: Schwermetallgehalte in Fischen, Grenzoder bei Frankfurt(O.), Jahr 1996

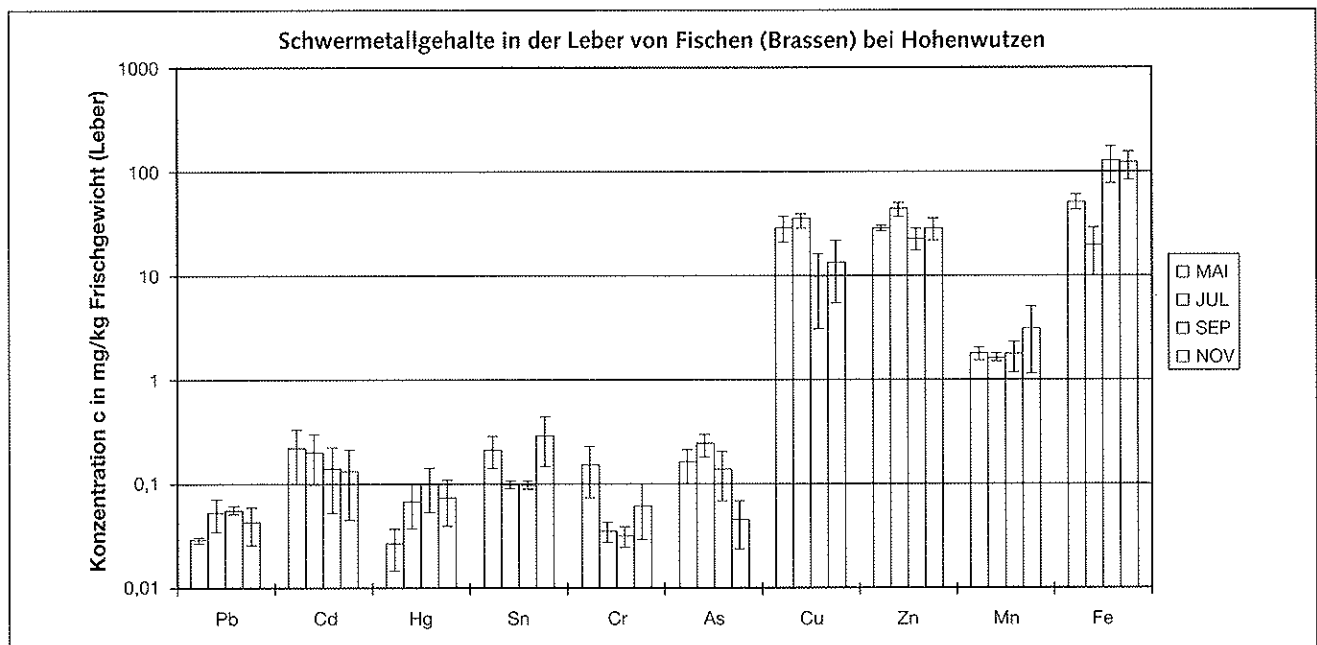


Abb. 5.5.3.1.-3: Schwermetallgehalte in Fischen, Grenzoder bei Hohenwutzen, Jahr 1996

Bei den Sn- und Fe-Konzentrationen hingegen lassen sich keine Korrelationen finden.

Eine tabellarische Übersicht über die ermittelten Ergebnisse vermittelt Tabelle 5.5.3.1.-1, in welcher Mittelwert, Median und Wertebereich der Messergebnisse in Lebern von Brassen und Alanden Grenzwerten (Schadstoff-Höchstmengenverordnung vom 3. März 1997) oder Richtwerten (Bundesgesundhbl. 5/95, S.204–206), soweit vorhanden, gegenübergestellt sind.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich die Grenz- und Richtwerte auf den Gehalt im Filet beziehen. Auch die Vergleichswerte (Schwermetallgehalte von Brassen im Belau-See in Schleswig-Holstein, [SCH, 1994]) beziehen sich auf das Muskelgewebe. (Alle Werte sind in mg/kg Frischsubstanz angegeben) Auffällig ist hier eine allgemeine Überschreitung des Richtwertes für Cadmium. Dies ist auf eine besondere Anreicherung dieses Metalls in der Leber zurückzuführen. Auf die extremen Maxima der Chromkonzentration wurde schon hingewiesen.

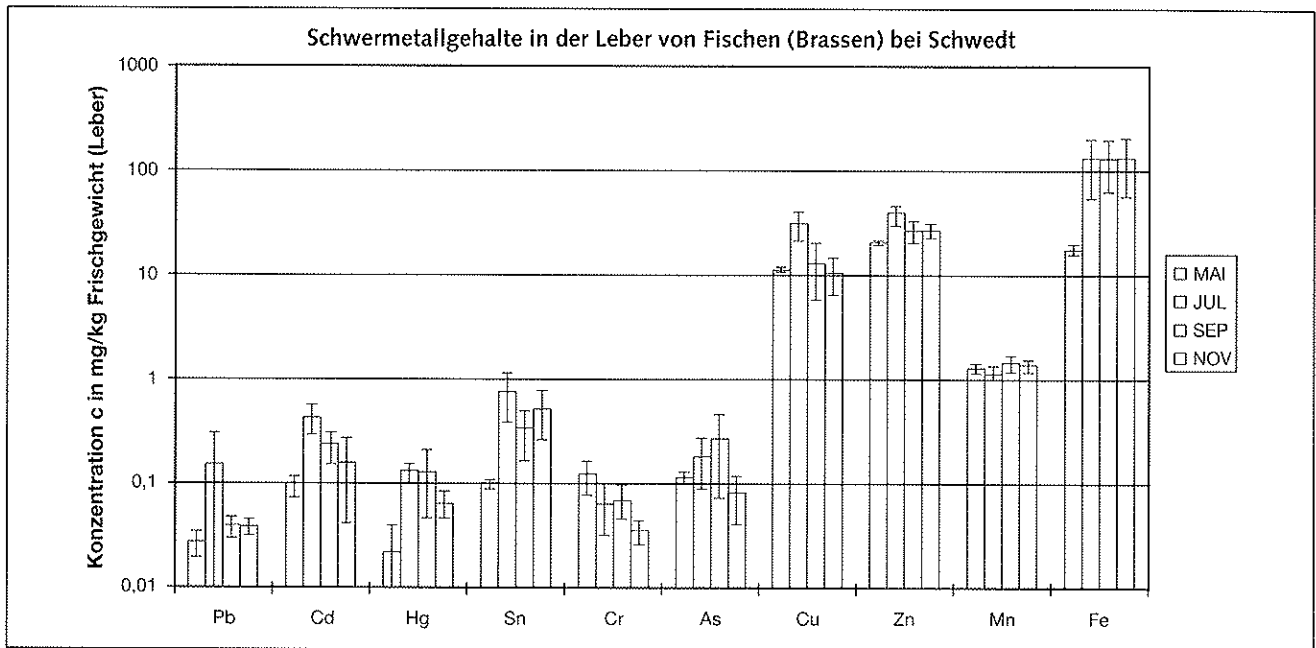


Abb. 5.5.3.1.-4: Schwermetallgehalte in Fischen, Grenzoder bei Schwedt, Jahr 1996

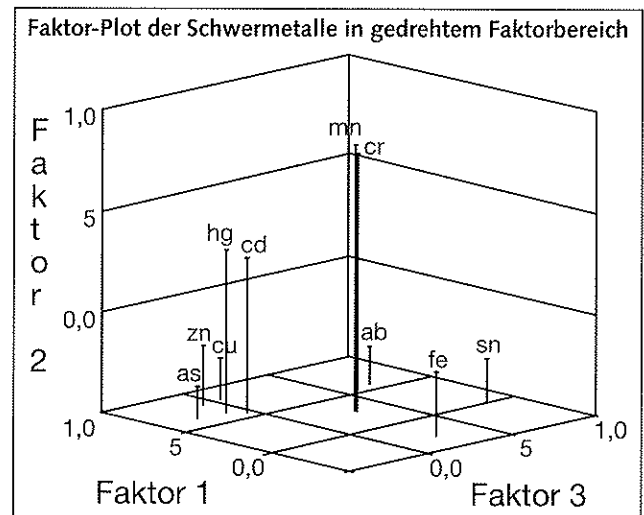


Abb. 5.5.3.1.-5: Faktorplot zur Darstellung des Korrelationsverhaltens der Schwermetallparameter

Tab. 5.5.3.1.-1: Schwermetallgehalte in der Leber von Brassens und Alanden, Grenzoder, Jahr 1996

Schwermetall	Mittelwert Leber (mg/kg FS)	Median Leber (mg/kg FS)	Minimum Leber (mg/kg FS)	Maximum Leber (mg/kg FS)	[SCH 94] Mittelwert Filet (mg/kg FS)	(G)renzwert, (R)ichtwert Filet (mg/kg FS)
Pb	0.0588	0.0393	0.02	0.41	0.0297	0.5 (R)
Cd	0.222	0.201	0.01	0.67	0.0023	0.1 (R)
Hg	0.0908	0.0979	0.009	0.25	0.0192	0.5 (G)
Sn	0.348	0.280	0.13 (n. n.)	0.92		
Cr	0.639	0.0577	0.013	10.8		
As	0.255	0.197	0.05 (n. n.)	0.75		
Cu	20.2	17.6	1.0 (n. n.)	48.6	0.451	
Zn	29.6	28.8	11.5	54.3	18.545	
Mn	1.82	1.49	1.0 (n. n.)	6.0		
Fe	112	71.5	1.84	420		

Die Ergebnisse der Aale (insgesamt 2 Aale wurden auf Schwermetalle hin untersucht) sind in Tabelle 5.5.3.1.-2 zusammengefasst. Auch hier sind die Cd-Gehalte höher als der Richtwert dieses Metalls im Fischfilet. Ein Vergleich mit den entsprechenden Werten bei den Muscheln weist auf ein deutlich unterschiedliches Akkumulationsvermögen bei den einzelnen Metallen, wie z. B. beim Blei hin. Zur Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen wird das Ergebnis in der Tabelle 5.5.3.1.-3 sowohl in mg/kg Frischsubstanz als auch in mg/kg Trockensubstanz angegeben. Die Vergleichswerte stammen aus entsprechenden italienischen (Schwermetalle in Zebra-muscheln im Po bei Pila, [CAM, 1994]) oder französischen Untersuchungen (Schwermetalle in Zebra-muscheln in der Seine bei Jussieu, Paris, [CHE, 1996]).

Tab. 5.5.3.1.-2: Schwermetallgehalte in der Leber von Aalen, Grenzoder, Jahr 1996

Schwermetall	Mittelwert (mg/kg FS)	Ergebnis 1 (mg/kg FS)	Ergebnis 2 (mg/kg FS)	(G)renzwert, (R)ichtwert (mg/kg FS)
Pb	0.056	0.038	0.073	0.5 (R)
Cd	0.140	0.128	0.151	0.1 (R)
Hg	0.074	0.088	0.060	0.5 (G)
Sn	0.153	0.153	0.13 (n. n.)	
Cr	0.017	0.020	0.015	
As	0.283	–	0.283	
Cu	17.9	24.7	11.1	
Zn	9.38	11.5	7.29	
Mn	1.76	2.10	1.42	
Fe	169	104	234	

Tab. 5.5.3.1.-3: Schwermetallgehalte in Muscheln, Grenzoder, Jahr 1996

Schwermetall	Mittelwert		Minimum mg/kg TS mg/kg FS	Maximum mg/kg TS mg/kg FS	[CHE1996]	[CAM1994]	(G)renzwert (R)ichtwert mg/kg FS
	mg/kg TS	mg/kg FS			Mittelwert mg/kg TS	Mittelwert mg/kg TS	
Pb	3.60	3.83	1.74	4.60	2.45	2.30	0.8 (R)
	0.518	0.556					
Cd	0.502	0.455	0.289	0.903	1.43	1.57	0.5 (R)
	0.073	0.068					
Hg	0.124	0.130	0.039	0.170		0.08	0.5 (G)
	0.018	0.019					
Sn	1.36	0.675	n. n.	5.32			
	0.200	0.084					
Cr	1.96	1.67	1.08	3.24	4.60	3.52	
	0.289	0.242					
As	7.05	6.75	5.84	9.22			
	1.01	0.941					
Cu	20.3	21.1	16.8	22.0	25.5	20.6	
	2.89	2.83					
Zn	483	493	126	829		159	
	68.8	70.4					
Mn	729	739	437	970			
	104	109					
Fe	794	778	614	1107			
	114	109					

Abbildung 5.5.3.1.-6 zeigt die entsprechenden Konzentrationen bei den Muscheln (ebenfalls in logarithmischer Darstellung). Eine systematische Abhängigkeit der Schwermetallkonzentrationen vom Fangort ist nicht erkennbar, deutlich jedoch eine Erhöhung der Pb-, Hg- und Cd-Konzentrationen an den Entnahmestellen Eisenhüttenstadt, Frankfurt und Hohenwutzen gegenüber der Kontrollprobe. Der Bleigehalt der allochthonen Muschelprobe an der Entnahmestelle Schwedt zeigt die schnelle Akkumulation dieses Elementes auf das Niveau der Konzentration der autochthonen Muschelpopulation. Der geringe Hg-Gehalt in der allochthonen Muschelprobe im Vergleich zur Kontrollprobe weist auf eine hohe Persistenz von Quecksilber im Muschelgewebe hin.

5.5.3.2 Organische Spurenstoffe

Nachfolgende, organische Spurenstoffe wurden im Muskelgewebe der Fische sowie in den Muscheln analysiert:

Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF):

alle 17 2,3,7,8-substituierten PCDD/PCDF-Kongeneren, in den Muscheln die Homologensummen der tetra- bis octachlorierten PCDD/PCDF-Kongeneren;

Polychlorierte Biphenyle (PCB):

Kongeneren PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180 sowie die coplanaren PCB 77, PCB 126 und PCB 169;

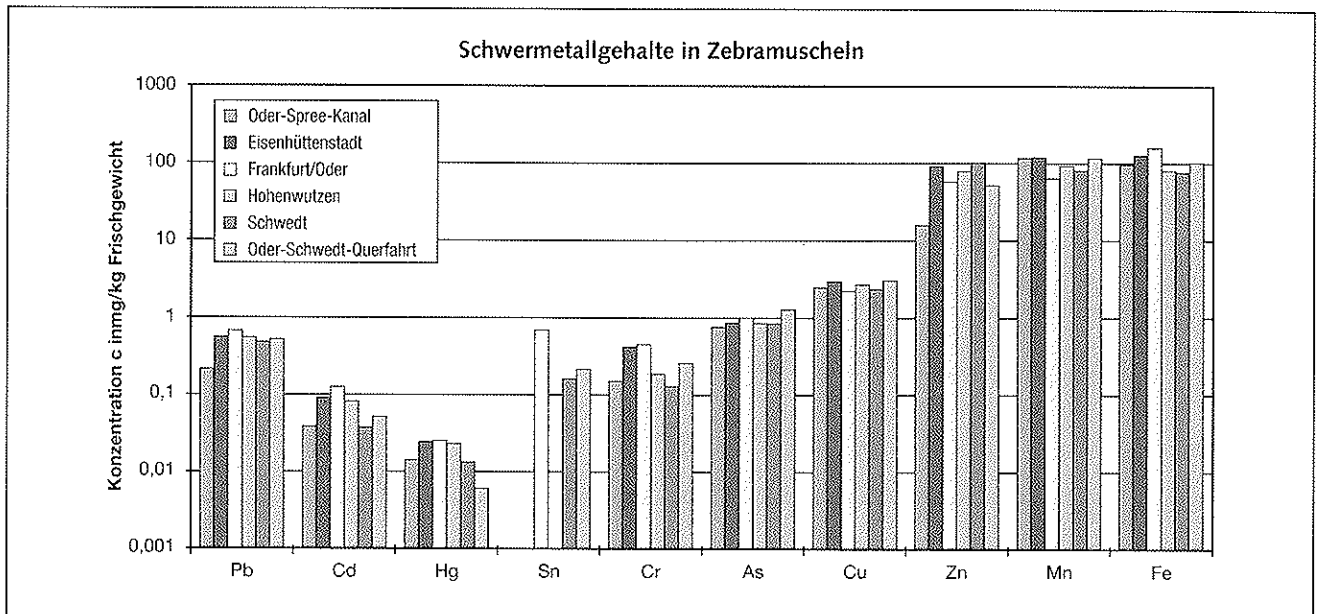


Abb. 5.5.3.1.-6: Schwermetallgehalte in Zebramuscheln, Grenzoder, Jahr 1996

DDT und Derivate:

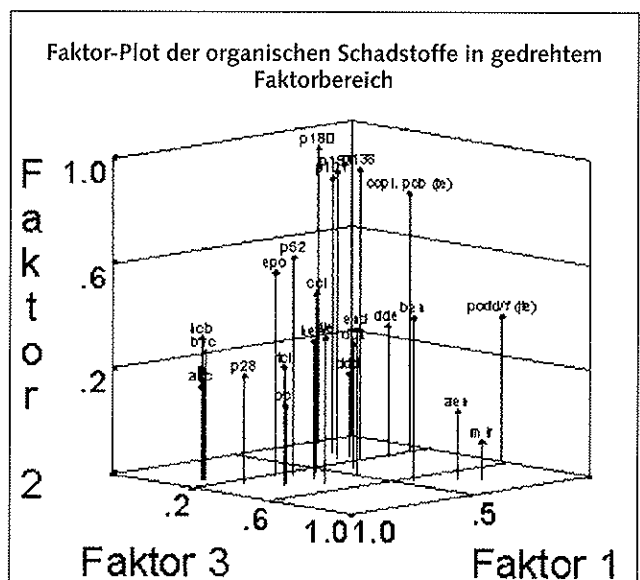
p,p'-DDE, p,p'-DDD, p,p'-DDT; α -HCH, β -HCH, Lindan (γ -HCH), Hexachlorbenzol (HCB), Dieldrin, Heptachlor, H-Epoxid, α -Endosulfan, β -Endosulfan, oxy-Chlordan, cis-Chlordan, trans-Chlordan, Endrin, Mirex, Moschus-Xylol, Moschus-Keton.

- Dioxine werden mit einem d und der Nummer (nach [BAC92]) bezeichnet, z. B. entspricht das 2,3,7,8-Cl₄DD dem d73
- Furane werden mit einem f und der Nummer (nach [BAC92]) bezeichnet, z. B. entspricht das 2,3,7,8-Cl₄DF dem f83.

Bei der Auswahl der zu untersuchenden Parameter wurde von Stoffen mit einem möglichst hohen Biokonzentrationsfaktor ausgegangen. Stoffe, welche relativ schnell metabolisiert werden, wie z. B. die chlorierten Phenole oder die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK), wurden nicht mit aufgenommen. Eine Faktorenanalyse (Extraktion von 3 Faktoren) mit den standardisierten Werten der meisten der untersuchten organischen Spurenverbindungen ist in Abbildung 5.5.3.2.-1 dargestellt. Komponenten, welche häufig nicht nachzuweisen waren, wie Mirex, Moschus-Xylol und Moschus-Keton, sowie 1,2,3,7,8,9-Cl₆DF und 1,2,3,4,7,8,9-Cl₇DF blieben dabei unberücksichtigt. In dieser Darstellung lassen sich die Bereiche der PCDD/PCDF, der PCB (zusammen mit den 2,3,7,8-substituierten Cl₄DF und Cl₅DF) sowie die übrigen Pestizide gut voneinander abgrenzen. Lediglich bei den niederchlorierten PCB (PCB 28 und PCB 52) fällt diese Abgrenzung zu den Pestiziden schwer.

Die verwendeten Abkürzungen für die Nomenklatur der Pestizide sind in der Tabelle des darauf folgenden Kapitels (Pestizide) dargestellt.

Eine Zusammenlegung der PCB mit den Cl₄DF und Cl₅DF ist aufgrund der Verunreinigung der technischen PCB-Mischungen mit (überwiegend niederchlorierten) polychlorierten Dibenzofuranen zulässig. Die Nomenklatur in der Darstellung ergibt sich wie folgt:



- PCBs werden mit einem p und der entsprechenden Nummer bezeichnet, z. B. p77

Abb. 5.5.3.2.-1: Darstellung des Korrelationsverhaltens ausgewählter organischer Parameter

Pestizide

Tab. 5.5.3.2.-1: Pestizidkonzentration in Fischen 1

Pestizid	Mittelwert (µg/kg FS) (µg/kg FA)	Median (µg/kg FS) (µg/kg FA)	Minimum (µg/kg FS) (µg/kg FA)	Maximum (µg/kg FS) (µg/kg FA)	[SCH94] Mittelwert (µg/kg FA)	Grenzwert (µg/kg FS)
p,p'-DDE (DDE)	17.9 1650	16.1 1086	3.3 166	50 10570	591	
p,p'-DDD (DDD)	5.75 445	4.21 370	0.82 48	21 1855	161	
p,p'-DDT (DDT)	2.84 231	2.51 180	0.14 10	7.3 969	181	
Summe DDT	26.4 2294	22.7 1530	1.35 286	78 12590		500

Tab. 5.5.3.2.-2: Pestizidkonzentration in Fischen 2

Pestizid	Mittelwert (µg/kg FS) (µg/kg FA)	Median (µg/kg FS) (µg/kg FA)	Minimum (µg/kg FS) (µg/kg FA)	Maximum (µg/kg FS) (µg/kg FA)	[SCH94] Mittelwert (µg/kg FA)	Grenzwert (µg/kg FS)
α-HCH (aHc)	0.216 14.7	0.186 13.2	0.026 3	0.94 46	59.5	20
β-HCH (bHc)	0.704 47.6	0.524 37.6	0.060 9	3.42 178	94.7	10
Lindan (Lin) (γ-HCH)	0.636 44.8	0.518 32	0.055 11	2.27 177	68.3	50
Dieldrin (Die)	0.683 46.8	0.504 40	0.045 15	2.77 130		20
Heptachlor (Hep)	0.337 21.7	0.239 18	0.011 5	1.21 82		
H - Epoxid (Epo)	1.03 76.5	0.896 76.8	0.039 10	3.64 195		
Summe Hep+ Epo						10
α-Endosulfan (aEn)	0.396 26.4	0.268 16.8	0.028 4	1.77 89		
β-Endosulfan (bEn)	0.612 44.1	0.467 37	0.037 5	1.87 172		
Summe Endosulfan						10
oxy-Chlordan (oCl)	0.251 17.5	0.236 17	0.0065 2	0.79 48.4		
cis-Chlordan (cCl)	0.415 31.2	0.400 26	0.024 5	1.18 116		
trans-Chlordan (tCl)	0.375 28.0	0.367 22.9	0.015 1	1.25 85		
Summe Chlordan						10
Endrin (End)	1.12 71.0	0.755 40	0.021 3	7.73 399		10
Mirex (Mir)	0.556 41.5	0.320 19.2	0.01 (n. n.) 2	2.75 220		10
Hexachlorbenzol (HCB)	4.42 323	2.68 240	0.194 47	15.6 1742	59.5	50
Moschus-Xylol (MXy)	1.589 111	1.06 81	0.02 (n. n.) n. n.	4.49 477		
Moschus-Keton (MKe)	0.699 48.9	0.352 37.5	0.04 (n. n.) n. n.	1.74 174		

Die Tabellen 5.5.3.2.-1 und -2 geben einen Überblick über die gemessenen Konzentrationen der Pestizide im Filet von Brasen, Alanden und Döbel zusammen mit den Grenzwerten nach der Rückstandshöchstmengenverordnung wieder. Zur Vergleichbarkeit mit anderen Messergebnissen sind die Werte sowohl in $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht als auch in $\mu\text{g}/\text{kg}$ Fettgewicht (FA, bezogen auf den Fettanteil) angegeben. Die Vergleichswerte stammen aus der Untersuchung von Brasen im Belauer-See in Schleswig-Holstein [SCH, 1994]. Für die weitere Interpretation der Daten wurden die auf das Frischgewicht bezogenen Werte herangezogen, da durch die z.T. stark schwankenden Fettgehalte der Fische eines Fanges die auf das

Fettgewicht bezogenen Werte nicht vergleichbar waren (nicht vorhandene Ausreißer vortäuschten).

Die in Klammern verwendeten Abkürzungen werden für die graphischen Darstellungen benötigt. In Abbildung 5.5.3.2.-2 bis -5 sind die Ergebnisse, dargestellt als Mittelwerte (mit der jeweiligen Standardabweichung) von Fangort und Fangzeit, zusammengefasst.

Die einzelnen Komponenten sind durch Abkürzungen (siehe obige Tabelle) bezeichnet. Bei DDT, DDD, DDE und HCB wurde die Konzentration zwecks der übersichtlicheren Dar-

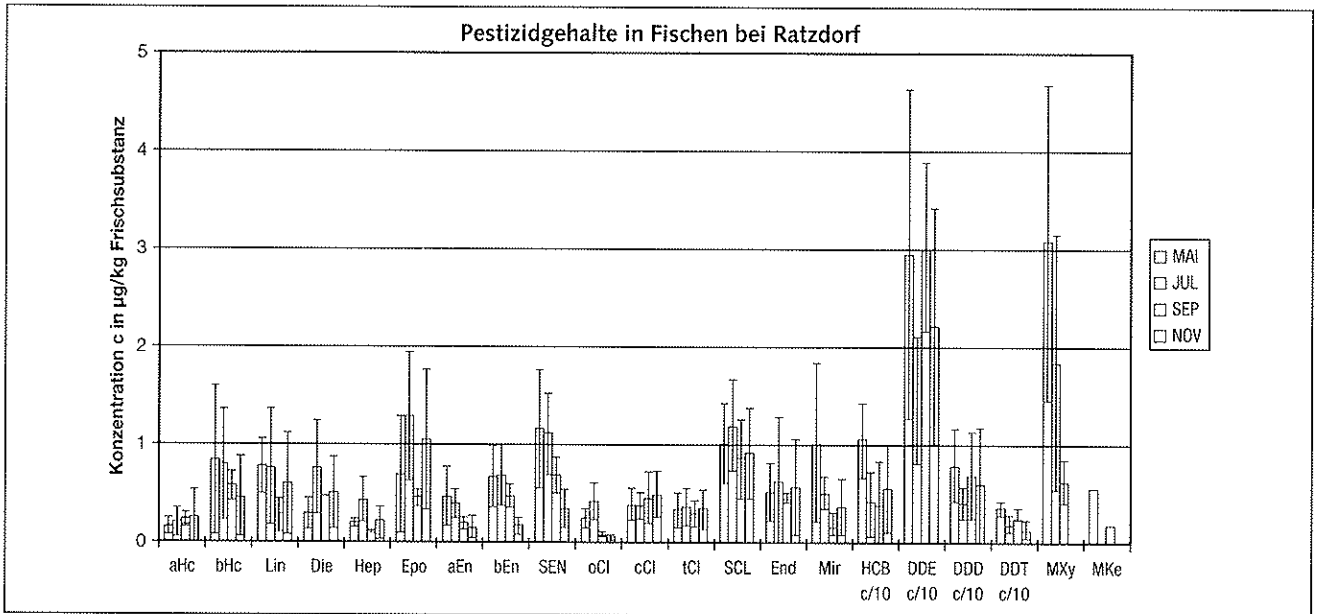


Abb. 5.5.3.2.-2: Pestizidgehalt in Fischen, Grenzoder bei Ratzdorf, Jahr 1996

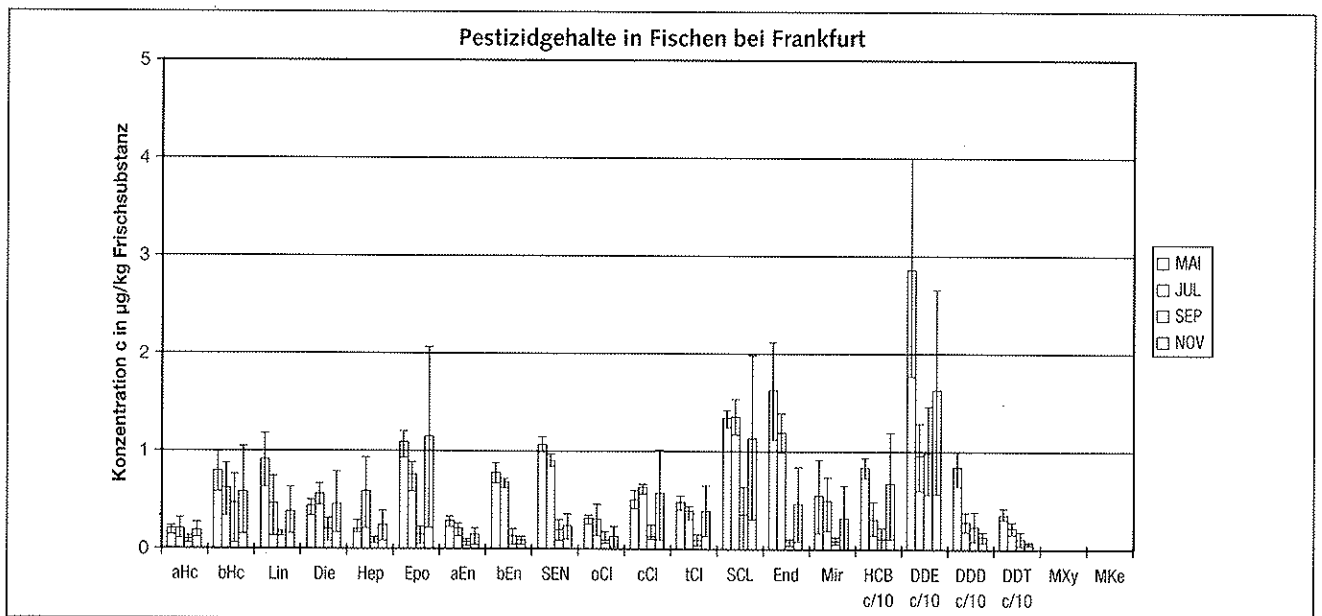


Abb. 5.5.3.2.-3: Pestizidgehalt in Fischen, Grenzoder bei Frankfurt(O.), Jahr 1996

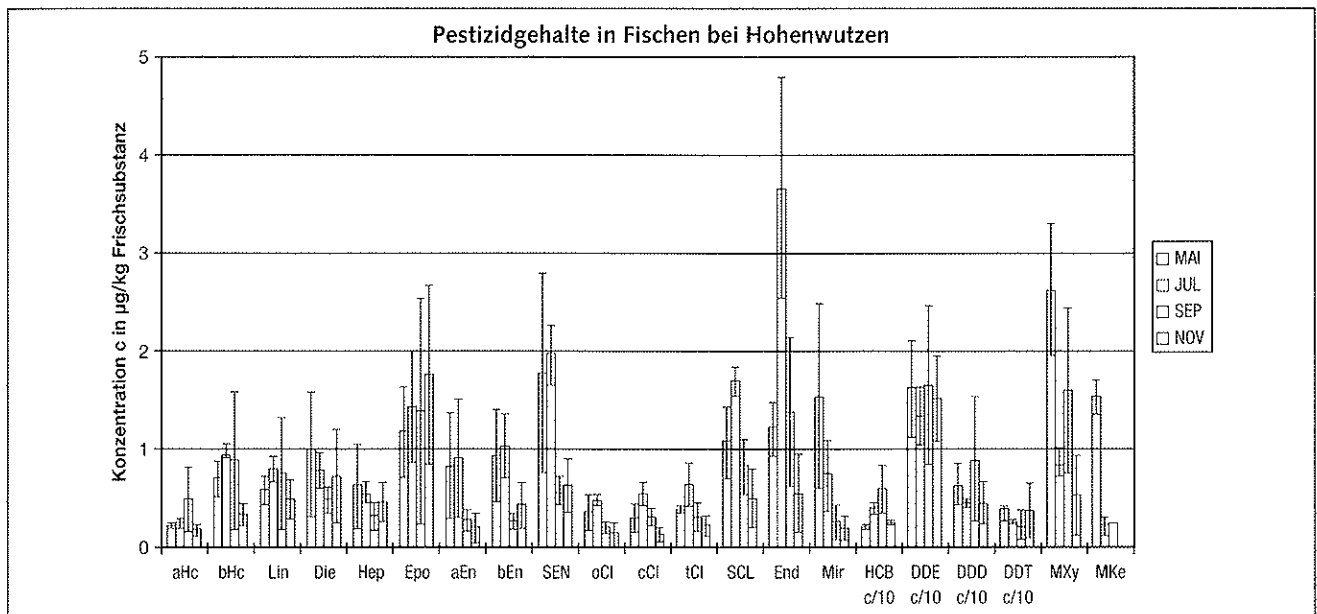


Abb. 5.5.3.2.-4: Pestizidgehalt in Fischen, Grenzoder bei Hohenwutzen, Jahr 1996

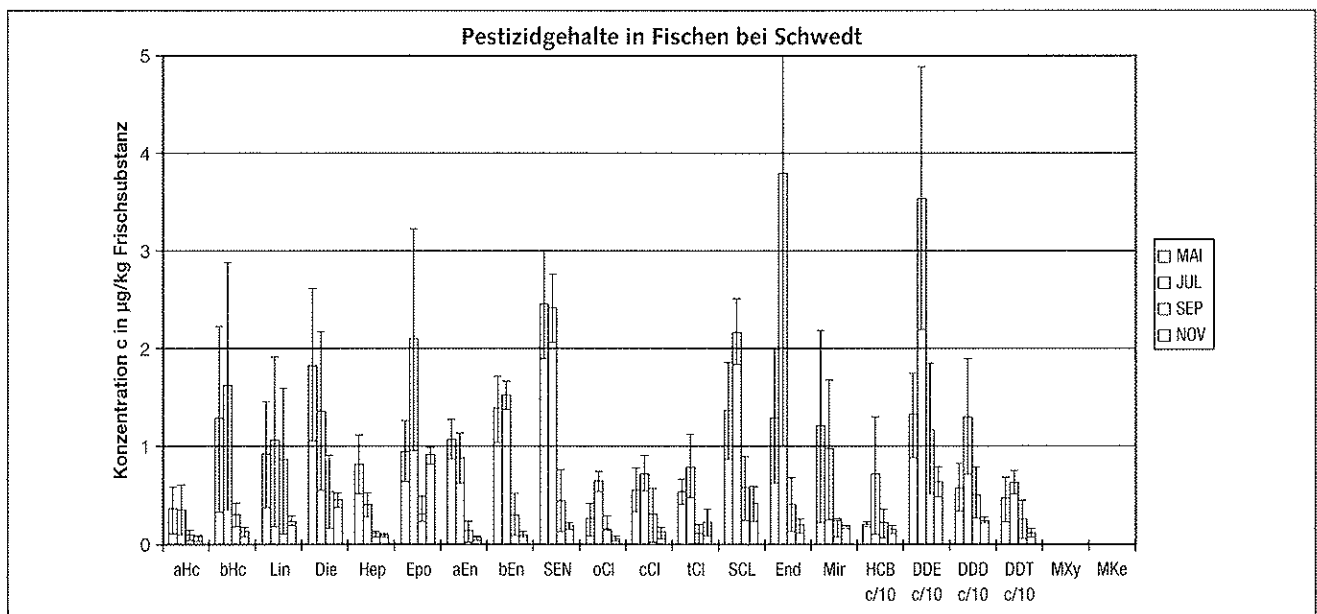


Abb. 5.5.3.2.-5: Pestizidgehalt in Fischen, Grenzoder bei Schwedt/O, Jahr 1996

stellungen um den Faktor 10 verringert. Es lassen sich nur sehr schwer übereinstimmende Muster (systematische Abhängigkeiten von Fangort oder Fangzeit) erkennen.

Allgemein scheinen die Konzentrationen in den Monaten Mai und Juli höher zu sein als im September und November, was auf eine wahrscheinliche Anwendung bestimmter Pestizide hinweist (wie z. B. Endrin, Endosulfan, Chlordan, Mirex). Diese Abhängigkeit wird mit Nähe Odermündung um so deutlicher. Grenzwertüberschreitungen konnten nicht nachgewiesen werden (lediglich bei einer Probe liegt die Endrin-Konzentration nahe am Grenzwert). Die Komponenten Moschus-Xylol

und Moschus-Keton konnten nur an den Fangorten Ratzdorf und Hohenwutzen nachgewiesen werden.

Die auf den Fettanteil bezogenen Pestizidkonzentrationen der Aale sind in folgender Tabelle wiedergegeben. Moschus-Xylol und Moschus-Keton wurden nur bei den Aalen bei Hohenwutzen nachgewiesen. Der Grenzwert für die Summe Heptachlor + H-Epoxid (0.01 mg/kg Frischsubstanz) wird bei 3 Aalen (gefangen bei Schwedt) überschritten (siehe Tabelle im Anlagenband). Der Grenzwert für die Summe Chlordan (0.01 mg/kg Frischsubstanz) wird in einem Fall (Schwedt) erreicht.

Tab. 5.5.3.2.-3: Pestizidkonzentration/Fettanteil bei Aalen

Pestizid	Mittelwert (µg/kg FA)	Median (µg/kg FA)	Minimum (µg/kg FA)	Maximum (µg/kg FA)	[OOS96] (µg/kg FA)
p,p'- DDE	552	541	404	816	156
p,p'- DDD	256	248	111	450	5
p,p'- DDT	121	99.5	72	220	158
Summe - DDT	929	897	772	1361	
α-HCH	15.0	13.5	8.9	29	18
β-HCH	47.3	48.5	15	89	9
Lindan	47.4	36	25	125	6
Dieldrin	22.6	21	5	45	5
Heptachlor	8.0	8.5	2	15	34
H - Epoxid	37.8	49	9	61	5
Summe Heptachlor + H-Epoxid	45.8	58.5	12	69	
α-Endosulf.	7.0	5	3	18	5
β-Endosulf.	11.9	14.5	4	18	
Summe Endosulfan	18.9	21	8	32	
oxy - Chlordan	7.38	5.5	5	19	
cis - Chlordan	9.88	9	5	18	
trans-Chlordan	13.0	11.5	3	24	
Summe-Chlordan	30.3	31.5	15	53	
Endrin	21.5	23	7	35	5
Mirex	6.33	5.5	2	15	
HCB	155	174	30	259	57
Moschus-Xylol *	41.0	40	8	75	
Moschus-Keton *	2.5	2.5	2	3	

* [OOS, 1996]-Vergleichsergeb. niederländische Studie (Mittelwert von 10 Aalen, gefangen Diemerzeedijk/bei Amsterdam)

Tab. 5.5.3.2.-4: Pestizidkonzentration in Muscheln

Pestizid	Mittelwert (µg/kg FS)	Median (µg/kg FS)	Minimum (µg/kg FS)	Maximum (µg/kg FS)	Grenzwert (µg/kg FS)
p,p'- DDE	2.76	2.74	1.46	4.05	
p,p'- DDD	1.58	1.59	0.814	2.92	
p,p'- DDT	1.19	0.712	0.567	2.79	
Summe - DDT					500
α-HCH	0.0893	0.0996	0.0399	0.121	20
β-HCH	0.160	0.113	0.0239	0.454	10
Lindan	0.450	0.445	0.199	0.714	50
Dieldrin	0.157	0.193	0.0526	0.221	20
Heptachlor	0.128	0.118	0.0769	0.221	
H - Epoxid	0.552	0.639	0.117	0.956	
Summe Heptachlor + H-Epoxid					10
α-Endosulf.	0.348	0.199	0.0718	1.27	
β-Endosulf.	0.317	0.210	0.130	0.834	
Summe Endosulfan					10
oxy - Chlordan	0.110	0.111	0.0198	0.234	
cis - Chlordan	0.166	0.116	0.0220	0.423	
trans-Chlordan	0.263	0.300	0.0479	0.428	
Summe-Chlordan					10
Endrin	0.211	0.241	0.0559	0.329	10
Mirex	0.0361	0.0210	0.01 (n. n.)	0.110	10
HCB	0.604	0.445	0.231	1.56	50
Moschus-Xylol	0.345	0.334	0.021	0.688	
Moschus-Keton	0.056	0.063	0.04 (n. n.)	1.89	

Bei den Muscheln gibt Tabelle 5.5.3.2.-4 einen Überblick über die gemessenen Pestizidkonzentrationen. Grenzwertüberschreitungen wurden nicht festgestellt.

Abbildung 5.5.3.2.-6 zeigt eine graphische Zusammenstellung der Ergebnisse (bei den Komponenten DDE, DDD und DDT wurden, wie in der Abbildung angegeben, die Konzentrationen wegen der besseren Übersicht um den Faktor 10 geteilt). Eine eindeutige Abhängigkeit der Konzentration vom Entnahmeort lässt sich nicht erkennen; Frankfurt, Eisenhüttenstadt und Schwedt können jedoch insgesamt als höher belastet eingestuft werden als die übrigen Gebiete. Die Vergleichsprobe (Oder-Spree-Kanal) ist, bis auf wenige Ausnahmen, die am geringsten belastete Probe.

Polychlorierte Biphenyle

Folgende Tabelle gibt einen Überblick über die gemessenen Konzentrationen der PCB in Fischen zusammen mit den Grenzwerten (soweit vorhanden) wieder. Vergleichend wurden gemessene Werte aus dem Rhein (Rotauge (*Rutilus rutilus*, wie die Brasse aus der Familie der Karpfenartigen) [MA, 1995]) gegenübergestellt. Grenzwertüberschreitungen konnten nicht festgestellt werden.

Die dazugehörigen Abbildungen 5.5.3.2.-7 bis -10 geben die entsprechenden Mittelwerte und Standardabweichungen der PCB-Gehalte, bezogen auf Fangort und Fangzeitraum, wieder.

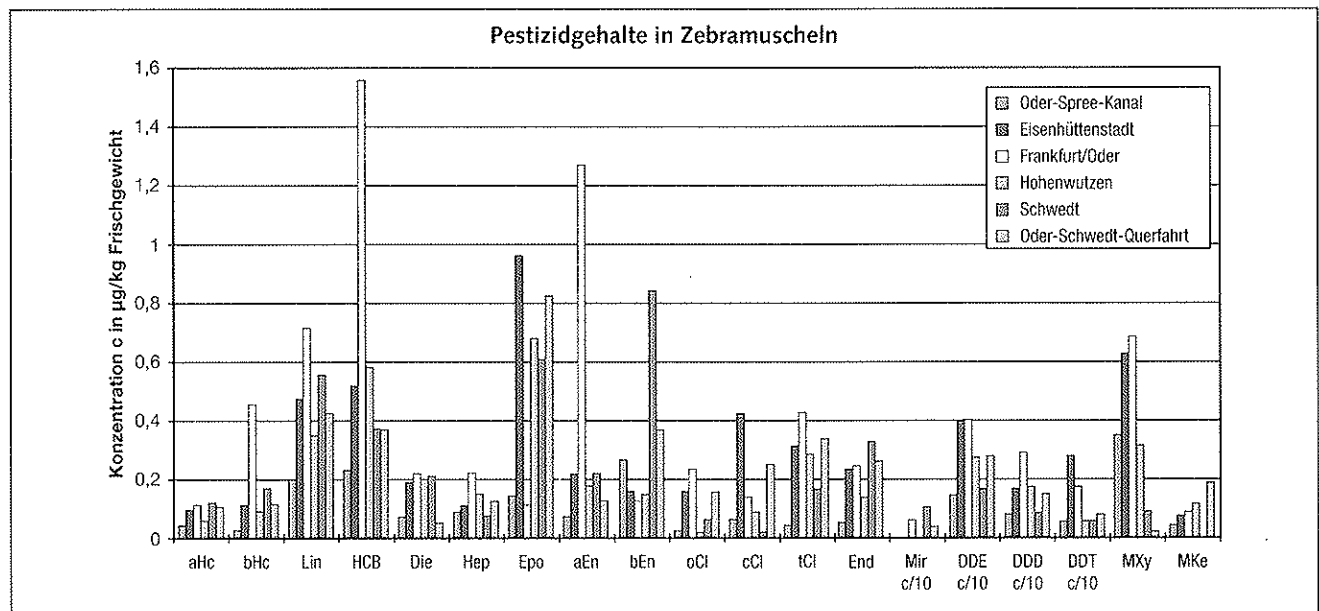


Abb. 5.5.3.2.-6: Pestizidgehalt in Zebramuscheln, Grenzoder, Jahr 1996

Tab. 5.5.3.2.-5: PCB-Konzentrationen in Fischen

PCB	Mittelwert (µg/kg FS)	Median (µg/kg FS)	Minimum (µg/kg FS)	Maximum (µg/kg FS)	Rotauge im Rhein (µg/kg FS)	Grenzwert (µg/kg FS)
PCB 28	0.520	0.519	0.0409	1.40	1.31	200
PCB 52	1.01	0.989	0.0559	2.97	1.19	200
PCB 101	2.37	1.94	0.103	8.90	3.16	200
PCB 180	4.76	3.14	0.422	24.3	1.39	200
PCB 138	9.30	6.41	1.30	33.2	3.92	300
PCB 153	10.1	7.44	1.42	29.1	6.01	300
PCB 77	0.0530	0.0390	0.00292	0.198	0.0540	
PCB 126	0.0140	0.00837	0.00121	0.0646	0.0074	
PCB 169	0.0014	0.00094	0.00025	0.00587	0.0006	

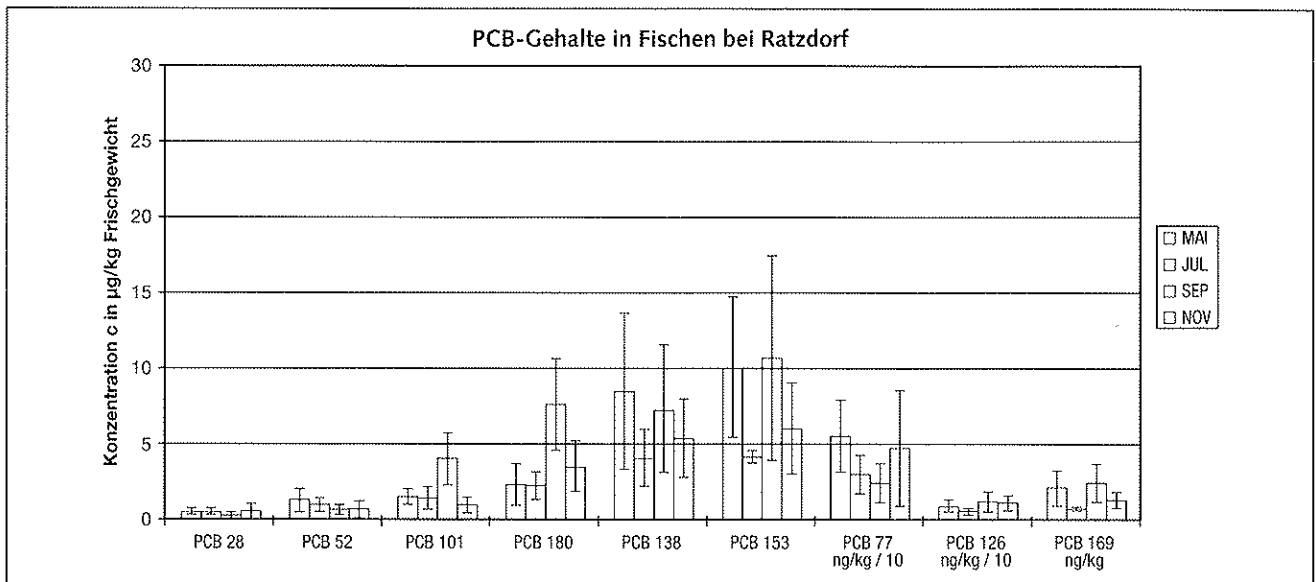


Abb. 5.5.3.2.-7: PCB-Gehalt in Fischen, Grenzoder bei Ratzdorf, Jahr 1996

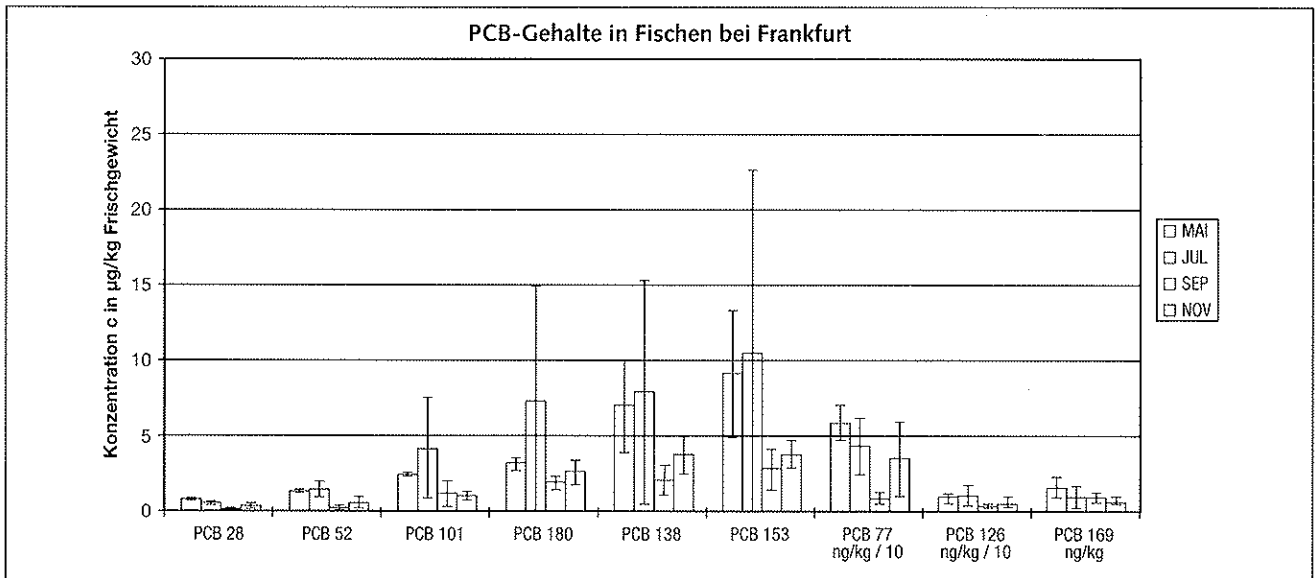


Abb. 5.5.3.2.-8: PCB-Gehalt in Fischen, Grenzoder bei Frankfurt(O.), Jahr 1996

Bei den coplanaren PCB (PCB 77, -126, -169) sind die Konzentrationen in ng/kg Frischgewicht angegeben, teilweise (PCB 77 und PCB 126) sind die Konzentrationen noch um den Faktor 10 geteilt worden. Die höchsten Gehalte kommen bei Schwedt im Fangzeitraum Juli vor. Weitere Abhängigkeiten lassen sich nicht erkennen.

Eine etwa vergleichbare Untersuchung der Belastung von Brassen mit chlororganischen Verbindungen in der Elbe (von Prossen, tschechische Grenze, bis zu Cumlosen) [OXY, 1995] ergab einen Trend in die andere Richtung. Die PCB-Belastung an der tschechischen Grenze, also näher zur Quelle, war deut-

lich am höchsten. Insgesamt ist nach dieser Untersuchung die Belastung der Brassen in der Elbe mit chlororganischen Schadstoffen weit höher als die in dieser Untersuchung gemessene Schadstoffbelastung der Brassen in der Oder.

Bei den coplanaren PCBs nimmt man ähnliche toxische Wirkungen an wie bei den 2,3,7,8-substituierten Dioxinen und Furanen. Es existiert auch hier ein entsprechendes Konzept zur Berechnung von Toxizitätsäquivalenzfaktoren. Eine entsprechende Bewertung wird zusammen mit den polychlorierten Dibenzop-dioxinen und Furanen gegeben. Bei den Aalen ergibt sich, bezogen auf Fettanteil, folgender Überblick:

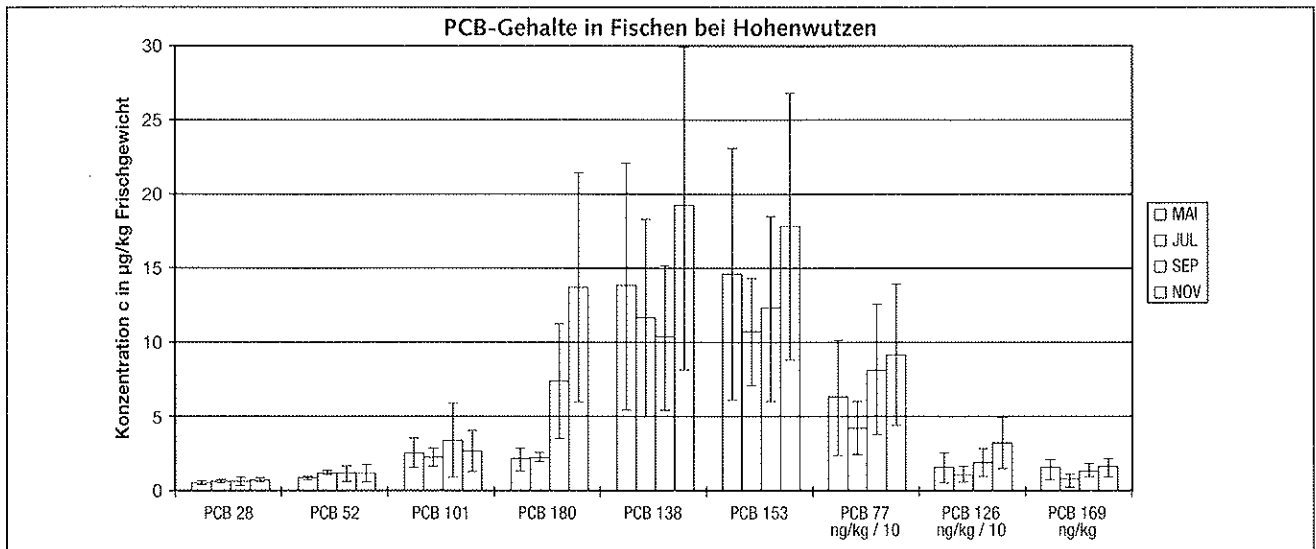


Abb. 5.5.3.2.-9: PCB-Gehalt in Fischen, Grenzoder bei Hohenwutzen, Jahr 1996

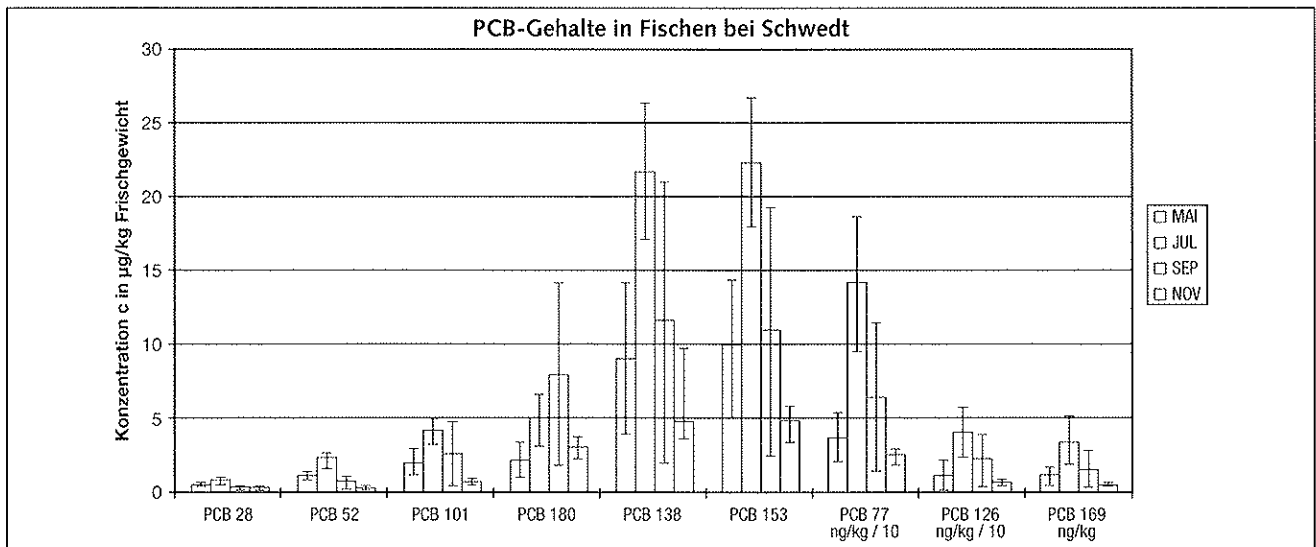


Abb. 5.5.3.2.-10: PCB-Gehalt in Fischen, Grenzoder bei Schwedt/O, Jahr 1996

Tab. 5.5.3.2.-6: PCB-Konzentration/Fettanteil bei Aalen

PCB	Mittelwert (µg/kg FA)	Median (µg/kg FA)	Minimum (µg/kg FA)	Maximum (µg/kg FA)	/OOS96/ (µg/kg FA)
PCB 28	16.8	18	4	28	198
PCB 52	25.9	28	7	39	137
PCB 101	86.8	67	11	224	176
PCB 180	194	155	10	431	217
PCB 138	281	243.5	37	564	611
PCB 153	352	327.5	37	800	697
PCB 77	0.332	0.350	0.019	0.714	
PCB 126	0.285	0.249	0.071	0.595	
PCB 169	0.036	0.031	0.015	0.084	

[OOS, 1996] - niederländischen Studie, Mittelwert von 10 Aalen, gefangen bei Diemerzeedijk bei Amsterdam

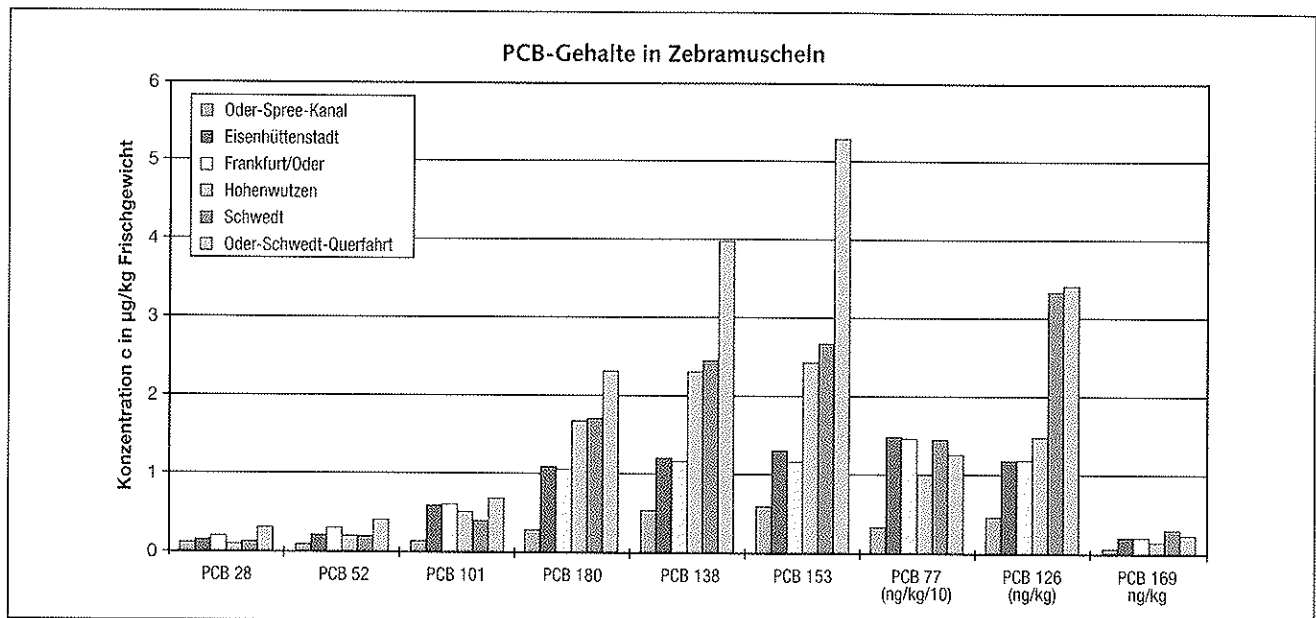


Abb. 5.5.3.2.-11: PCB-Gehalt in Zebramuscheln, Grenzoder, Jahr 1996

Auch bei *Dreissena polymorpha* (siehe Abbildung 5.5.3.2.-11) sind die PCB-Konzentrationen bei Schwedt am höchsten. Die Gehalte der autochthonen Muschelprobe liegen hier erheblich über den Gehalten der eingesetzten Muscheln. Bei längerer Exposition bzw. Entnahme von autochthonem Material ist daher insgesamt eine stärkere Akkumulation besonders der Kongenere 180, 138 und 153 zu erwarten, die an der Probenentnahmestelle Hohenwutzen etwa das Niveau der Belastung in Schwedt erreichen dürfte und auf eine Belastungsquelle zwischen Frankfurt und Hohenwutzen hinweisen könnte.

Die bei einer Untersuchung der PCB-Gehalte von Zebramuscheln an 9 verschiedenen Standorten in Lake St.Clair – Lake Erie-Corridor (USA/Kanada) an dem geringst belasteten Standort (Angstrom Park) gefundenen Werte [MOR, 1995] sind in der folgenden Tabelle den hier gefundenen Werten gegenübergestellt. Grenzwertüberschreitungen (nach Schadstoff-Höchstmengenverordnung) waren auch hier nicht festzustellen.

Tab. 5.5.3.2.-7: PCB-Konzentrationen in Zebramuscheln

PCB	Mittelwert (µg/kg FS)	Median (µg/kg FS)	Minimum (µg/kg FS)	Maximum (µg/kg FS)	Angstrom Park
PCB 28	0.161	0.131	0.099	0.305	0.36
PCB 52	0.234	0.206	0.088	0.421	0.67
PCB 101	0.489	0.555	0.136	0.683	0.84
PCB 180	1.356	1.378	0.279	2.313	0.57
PCB 138	1.942	1.763	0.535	3.974	1.16
PCB 153	2.234	1.860	0.591	5.267	0.93
PCB 77	0.0117	0.0136	0.0034	0.0148	
PCB 126	0.00184	0.00133	0.00046	0.00339	
PCB 169	0.00019	0.00020	0.00006	0.00031	

Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und -furane

In Abbildung 5.5.3.2.-12 und -13 sind die PCDD/PCDF-Konzentrationen in Fischen als Mittelwerte der internationalen Toxizitätsäquivalente (I-TE) bzw. der Summen mit der jeweiligen Standardabweichung, zusammengefasst. An den Standorten Ratzdorf, Frankfurt und Hohenwutzen lässt sich bei den I-TE der selbe Trend erkennen: Die höchsten Konzentrationen wurden im Mai gemessen – ein Absinken der Konzentrationen von Mai bis September und ein leichter Anstieg im November. Bei Schwedt hingegen werden, wie bei den PCB, im Juli die höchsten Konzentrationen gefunden. Bei den PCDD/PCDF-Summen findet sich der Trend in abgeschwächter Form wieder – lediglich bei Hohenwutzen unterscheiden sich I-TE und Summen wesentlich. Aufgrund der schon erwähnten hohen individuellen Unterschiede der Fische bezüglich Größe und Fettgehalt (und ggf. Art) sind die Unterschiede der PCDD/PCDF-Belastung höher als die Unterschiede zwischen den nach Fangorten eingeteilten Gruppen.

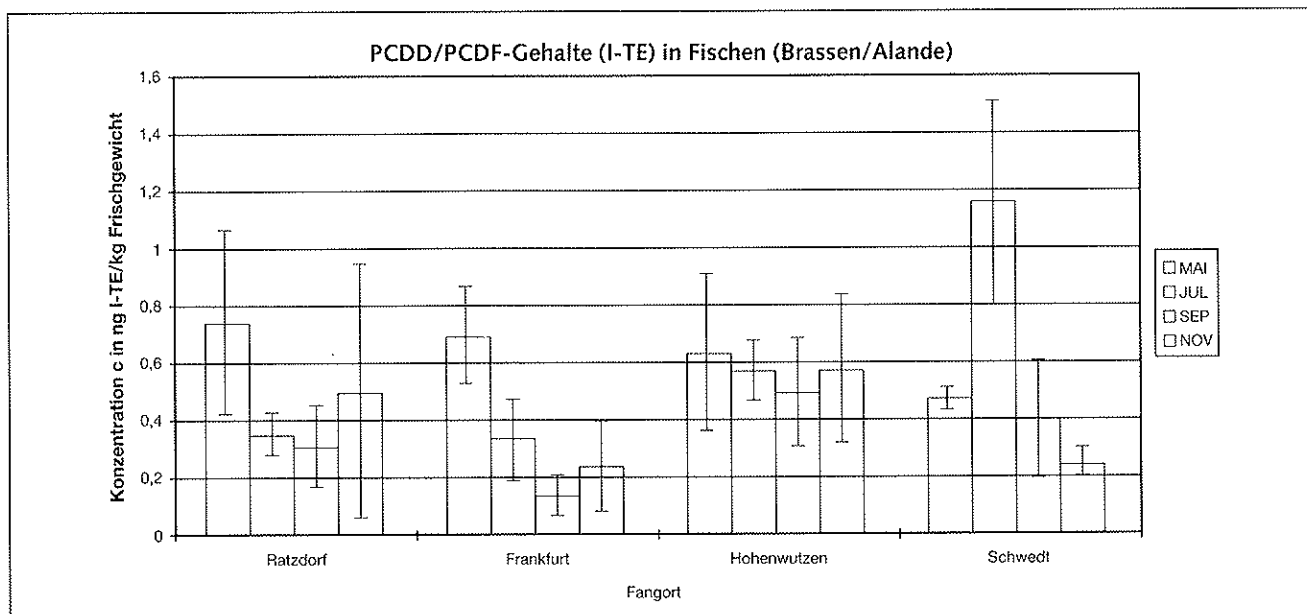


Abb. 5.5.3.2.-12: PCDD/PCDF-Gehalt (I-TE) in Fischen, Grenzoder, Jahr 1996

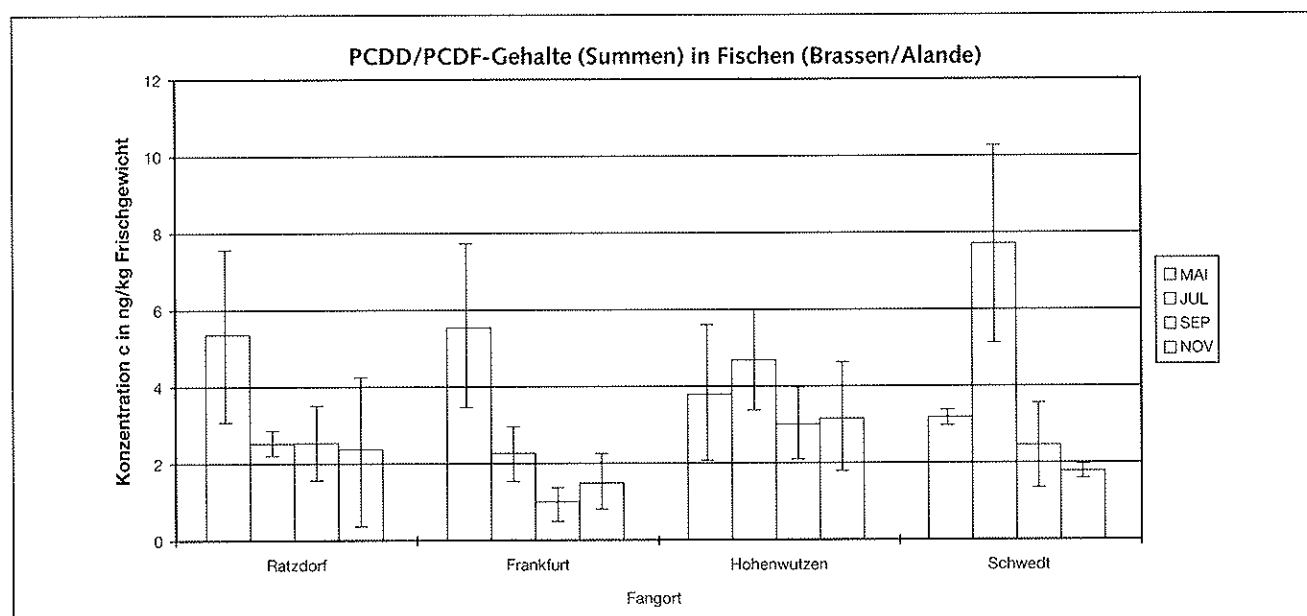


Abb. 5.5.3.2.-13: PCDD/PCDF-Gehalt (Summen) in Fischen, Grenzoder, Jahr 1996

Untersuchungen an Fischen im Rhein führten bezüglich der PCDD/PCDF-Belastung zu ähnlichen Ergebnissen [MAL, 1995]. Nach einer in [SIJ96] gegebenen Übersicht über verschiedene PCDD/PCDF-Konzentrationen in Wildfischen sind die mittleren PCDD/PCDF-Gehalte (Summen) dieser Untersuchung als gering anzusehen.

Für die Aale ergibt sich eine durchschnittliche PCDD/PCDF-Belastung von 4.3 ng I – TEQ/kg, bezogen auf den Fettanteil, bzw. 0.78 ng I – TEQ/kg Frischgewicht. Der durchschnittliche Fettanteil liegt bei 18 %. Richt- oder Grenzwerte für die PCDD/PCDF-Belastung von Lebensmitteln wurden bisher

nicht festgesetzt. Die Beurteilung soll daher erfolgen, indem die festgestellten Gehalte unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Verzehrsmengen in tägliche Aufnahmen umgerechnet werden.

Die durchschnittliche Belastung der Brassen und Alande aus der Oder an PCDD/PCDF lag bei etwa 0.49 pg I – TEQ/g Frischgewicht. Bei einem täglichen Verzehr von 40 g Fisch [WES, 1996] aus der Oder (eine Vergleichbarkeit mit Brassen oder Alanden sollte gegeben sein) ergibt sich eine tägliche Aufnahme von 19,6 pg I – TEQ/Tag.

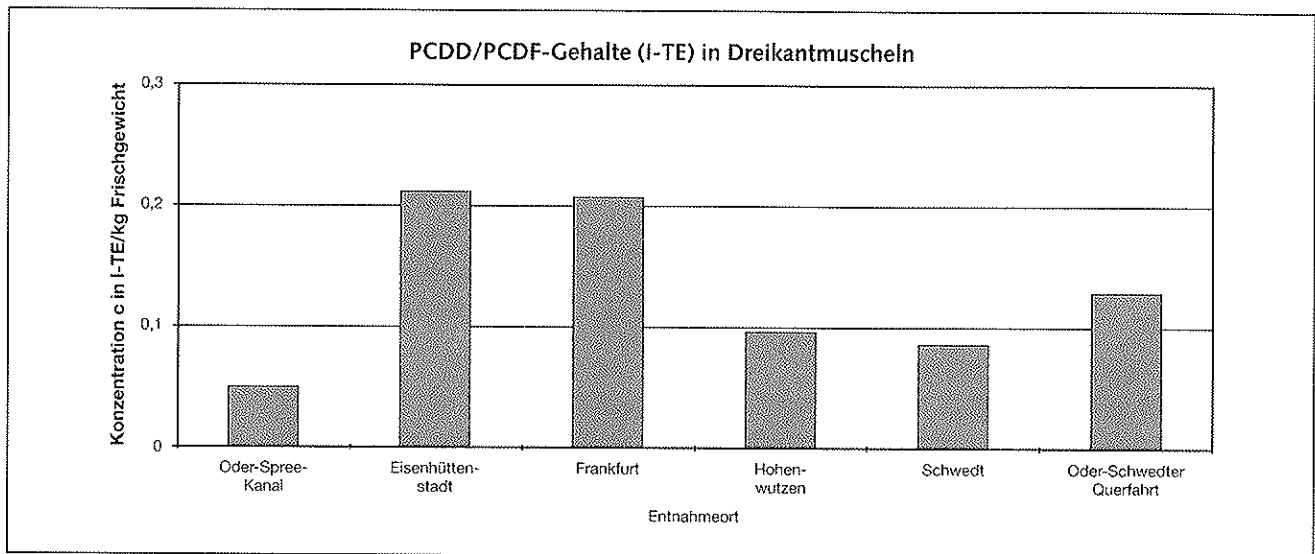


Abb. 5.5.3.2.-14: PCDD/PCDF-Gehalt (I-TE) in Dreikantmuscheln, Grenzoder, Jahr 1996

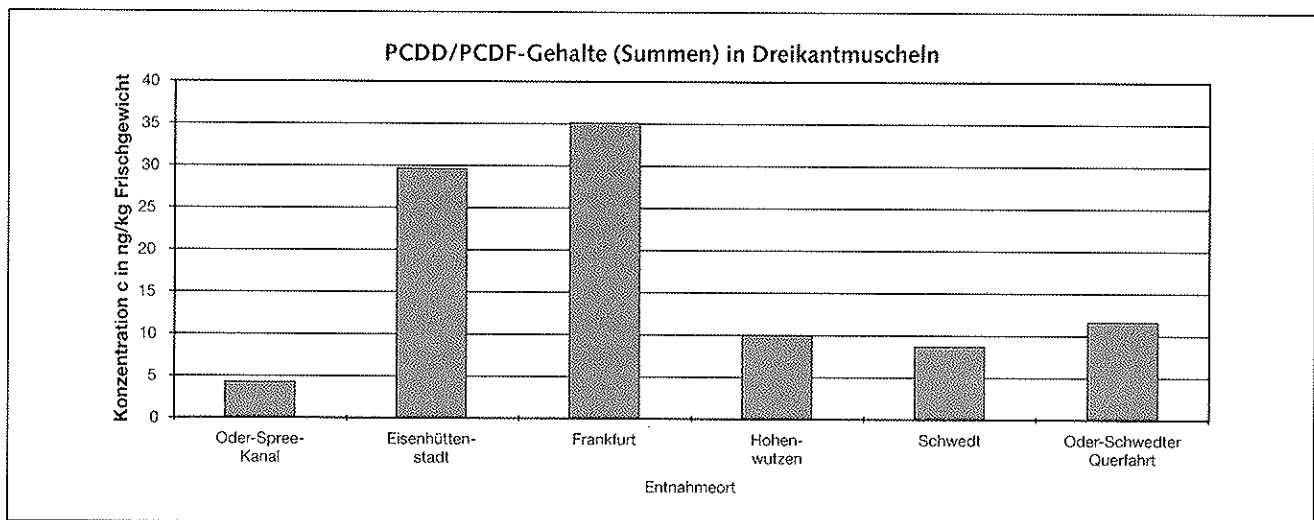


Abb. 5.5.3.2.-15: PCDD/PCDF-Gehalt (Summen) in Dreikantmuscheln, Grenzoder, Jahr 1996

Der Durchschnittsmensch von 70 kg Körpergewicht hätte also mit einer Belastung von etwa 0,28 pg I – TEQ/kg Körpergewicht/Tag zu rechnen. Das ist als gering einzustufen. Der Maximalwert liegt bei 1,56 pg I – TEQ/g Frischgewicht. Dies führte zu einer Belastung von etwa 0,90 pg I – TEQ/kg Körpergewicht und Tag, also annähernd der von UBA/BGA festgesetzten tolerierbaren Grenze von 1 pg I – TEQ/kg Körpergewicht und Tag. Dabei sollte noch die unterschiedlichen Verzehrgeohnheiten für Fischprodukte berücksichtigt werden, welche z. B. in Deutschland von 14 g Fisch pro Tag für Binnenländer bis zu 82 g Fisch pro Tag Küstenanrainer reicht.

Bei den coplanaren PCB hingegen ergibt sich ein anderes Bild: Die Oderfische (Brassen, Alande) tragen in diesem Fall mit durchschnittlich 0,82 pg TE/kg Körpergewicht und Tag, maximal mit 3,78 pg TE/kg Körpergewicht und Tag zur Belastung bei. (Bei den Aalen läge die durchschnittliche Aufnahme bei 3,0, die maximale Aufnahme bei 6,6 pg TE/kg Körpergewicht

und Tag). Das Konzept der Anwendung entsprechender Toxizitätsäquivalenzfaktoren für die Risikobewertung der coplanaren PCB ist allerdings noch nicht genügend abgesichert.

Bei den Muscheln ergibt sich folgendes Bild. Die im Oder-Spree-Kanal belassenen Muscheln weisen die geringsten Gehalte auf. Eisenhüttenstadt und Frankfurt sind am höchsten belastet, während die Gehalte bei Hohenwutzen und Schwedt in etwa halb so hoch sind wie bei Frankfurt. Die Angaben der Gehalte sowohl in internationalen Toxizitätsäquivalenten als auch in PCDD/PCDF-Summen ergeben ein ähnliches Bild (siehe Abbildung 5.5.3.2.-14 und -15).

Metallorganyle

Es wurden folgende Metallorganyle in der Fischleber bestimmt: Monobutylzinn, Dibutylzinn, Tributylzinn, Tetrabutylzinn, Monoöctylzinn, Dioctylzinn, Tricyclohexylzinn, Triphenyl-

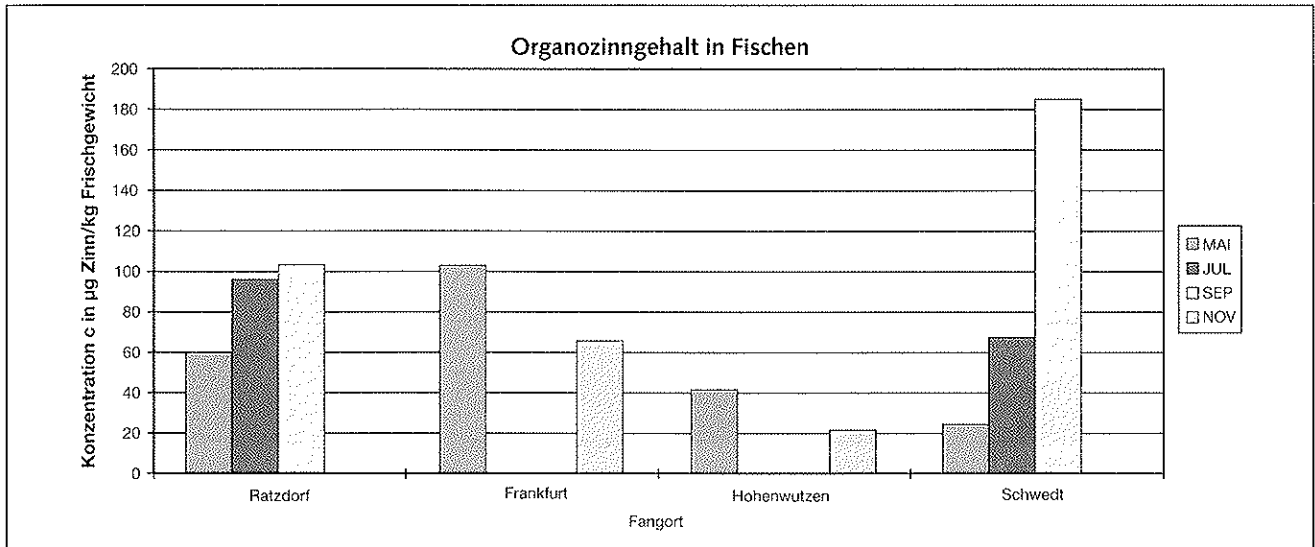


Abb. 5.5.3.2.-16: Organozinn-Gehalt in Fischen, Grenzoder, Jahr 1996

zinn und Monomethylzinn. Von diesen Komponenten konnten allerdings nur die drei zuerstgenannten (Mono-, Di- und Tributylzinn) nachgewiesen werden. Abbildung 5.5.3.2.-16 gibt eine Darstellung des Organozinngehaltes in Abhängigkeit von Fangort und Fangzeitraum. Dabei wurden die Zinngehalte von Mono- bis Tributylzinn addiert.

Eine vergleichende Interpretation der Daten ist aufgrund der geringen Probenzahl und der aufgetretenen Untersuchungslücken nicht möglich. Der ADI-Wert für Tributylzinnoxid liegt bei 500 ng/kg Körpergewicht und Tag [DAU, 1990].

Bezogen auf Organozinn entspricht das 172 ng Sn/kg Körpergewicht und Tag. Berücksichtigt man nun alles gemessene Organozinn (d. h. die Summe Mono- bis Tributylzinn), so liegt bei einem täglichen Verzehr von 40 g Fisch [WES, 1996] aus der Oder und einer Belastung des Fisches mit etwa 200 g Organozinn je kg Frischgewicht die Aufnahme bei etwa 114 ng/kg Körpergewicht und Tag. Damit wird selbst bei dieser Vereinfachung durch den Verzehr von Fischen aus der Oder der ADI-Wert für die 70 kg schwere Durchschnittsperson nicht überschritten. Dies gilt selbst, wenn man wie hier die gemessenen Werte in der Leber heranzieht, welche höher sein werden als die Organozinngehalte im Filet. Bei Brassen in der Elbe wurden in der Leber Organozinngehalte (Summe Mono- bis Tributylzinn) von 468–2.291 g Sn/kg Frischgewicht gemessen. Ebenfalls wurde in wenigen Fällen Tetrabutylzinn in Brassen aus der Elbe nachgewiesen [STA, 1996].

Damit ist die Oder deutlich geringer mit zinnorganischen Verbindungen belastet als die Elbe. In einer japanischen Untersuchung von Organozinngehalten in Meeresprodukten wurden ebenfalls überwiegend Mono-, Di- und Tributylzinn nachgewiesen, die Gesamtorganozinngehalte (Summe Mono-, Di- und Tributylzinn) in Fischlebern bewegen sich bei dieser Untersuchung zwischen 11 und 745 g Zinn/kg Frischgewicht [SUZ, 1992].

5.5.4 Zusammenfassung

In dieser Untersuchung wurden Fische und Muscheln an mehreren Punkten entlang der Oder auf Schwermetalle, chlororganische Verbindungen (Pestizide), polychlorierte Biphenyle, polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane sowie zinnorganische Verbindungen untersucht. Für die Fische ergibt sich folgende Bewertung:

Zwischen den einzelnen Fischen bestehen große individuelle Unterschiede bezüglich Gewicht, Länge, Fettgehalt und selbst der Art (Brasse vs. Aland). Daher konnten in den meisten Fällen keine wesentlichen Unterschiede bezüglich der Schadstoffgehalte zwischen den Fangorten und Fangzeiträumen ermittelt werden, d. h. die individuellen Schwankungen liegen in derselben Größenordnung wie die Schwankungen zwischen den verschiedenen Probenahmestellen bzw. Probenahmezeiträumen. Ausnahmen von dieser Regel sind hier noch einmal zusammengefasst. Die Chromgehalte in Brassen der ersten Probenahme sind, speziell in Ratzdorf, deutlich höher als in den anderen Probenahmezeiträumen.

Dieser Unterschied nimmt entlang der Oder von Ratzdorf bis Schwedt ab. Bei den Pestiziden existiert der Trend, dass manche Gehalte in den Fangmonaten Mai und Juli deutlich höher sind als in den Fangmonaten September und November. Dieser Trend nimmt entlang der Oder Richtung Schwedt hin zu, was auf eine Anwendung dieser Pestizide (z. B. Endrin) im Einzugsgebiet der Oder schließen lässt.

Bei den PCB steigen die Konzentrationen in Richtung Schwedt hin leicht an. Speziell die höherchlorierten PCB finden sich bei Hohenwutzen und Schwedt in deutlich höheren Konzentrationen als bei Ratzdorf und Frankfurt wieder. Dies könnte auf einen Eintrag ab Frankfurt hinweisen. Bei den PCDD/F lassen sich keine deutlichen Unterschiede zwischen Fangorten oder Fangzeiträumen erkennen. Diese Verbindungen sind ubiquitär

verteilt, ausgesprochen extreme Punktquellen entlang der Oder (z. B. Eintrag Abwasser) existieren nicht. Eine entsprechende Bewertung für die gemessenen PCDD/PCDF-Konzentrationen ist im entsprechendem Kapitel gegeben.

Von den gefundenen Schadstoffkonzentrationen in den Fischen (Brassen, Alande, Döbel) geht keine Gesundheitsgefährdung für den Verbraucher aus. Existierende Richt- oder Grenzwerte werden nur bei Cadmium erreicht oder überschritten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich der Richtwert auf das Frischgewicht (Muskelfleisch) bezieht, der Cd-Gehalt dagegen in der Leber gemessen wurde. Eine Überschreitung des Cd-Richtwertes in Fischfilet kann daraus nicht abgeleitet werden. Bei den Aalen sind die Konzentrationen der chlororganischen Verbindungen in der Regel höher als bei Brassen. Der Grenzwert für das Pestizid Heptachlor (+H-Epoxid) wird in 3 Fällen geringfügig überschritten (der Maximalwert – 12.2 µg/kg Frischgewicht, der Grenzwert – 10 µg/kg Frischgewicht).

5.6 Atmosphärische Deposition

Die atmosphärische Deposition beschreibt den Stoffeintrag aus der Atmosphäre und ist ein emissionsbedingter Prozess. Emittierte Stoffe (Gase, Aerosole, Stäube) werden in der Atmosphäre horizontal und vertikal verfrachtet und unterliegen verschiedenen chemischen Reaktionen. Die wesentlichen Umsetzungen beruhen auf Photooxidation (Radikalreaktionen), Aerosolbildung sowie Lösung und Kristallisation im Verlaufe der Wolkentransformation.

Die Stoffe gelangen vor allem durch Gravitation, Auswaschung und Diffusion zurück auf die Erdoberfläche und bilden somit einen Anteil an der Stoffbilanz aquatischer und terrestrischer Ökosysteme (**input**). Es besteht de facto ein Bilanzgleichgewicht von Emission und Deposition. Die Auswirkungen sind weiträumig, flächenhaft und lang andauernd. Der Ferntransport von Luftschadstoffen bewirkt, dass emittentenferne Standorte gleichermaßen betroffen sind. Zahlreiche Befunde deuten darauf hin, dass trotz erheblicher Anstrengungen bei der Emissionsminderung, die Depositionsraten teilweise weiter ansteigen. Ein augenfälliges Beispiel sind die

Emissionen aus Verbrennungsvorgängen, wo zwar der Schwefeldioxydausstoß vermindert werden konnte, die Stickstoffemissionen jedoch – europaweit betrachtet – weiter zunehmen. Wenige Erkenntnisse liegen bisher zum Eintrag von Schwermetallen und organischen Spurenstoffen aus der Atmosphäre in die Gewässer vor.

Durch Kreuzmann u. a. [KREUTZMANN et. al.] wurden Schadstoffeinträge durch Nassdeposition in maritime Gewässer als erhebliche Belastungsquelle festgestellt .

– Depositionsprozess

Stoffeinträge aus der Atmosphäre werden entweder

- hinsichtlich der deponierenden Komponenten in nasse und trockene Deposition oder
- hinsichtlich des Akzeptors in Niederschlags- und Interzeptionsdeposition unterschieden.

Die Interzeptionsdeposition ist messtechnisch nicht präzise erfassbar, was der Beschreibung eines Anteiles trockener Deposition (Gase, Aerosole) im Wege steht.

Für das Verständnis der Stoffeintragsbefunde ist die Kenntnis der Sammeltechnik und der somit erfassten Bilanzanteile von entscheidender Bedeutung. Das nachstehende Schema verdeutlicht die Zusammenhänge.

– Aufgabenstellung

Die Zielstellung dieses Teilthemas besteht in der Untersuchung der atmosphärischen Deposition als eine Belastungsquelle des Flussabschnittes Grenzoder. Dabei soll versucht werden, belastete und unbelastete Gebiete auszuweisen.

– Grenzen der Interpretationsfähigkeit

Atmosphärische Stoffeinträge sind mit Ausnahme starker lokaler Staubemissionen, die einen direkten Sedimenteintrag bewirken, in verhältnismäßig geringem Ausmaß an der Sedimentbildung in Gewässern beteiligt. Das vorliegende Datenmaterial liefert jedoch Informationen zur Vorbelastung der Niederschläge, die aus wasserhaushaltlicher Sicht eine wesentliche Inputgröße darstellen. Der gesamte Prozess von der Sickerraumpassage über Grundwasserneubildung, -transit,

Tab. 5.6.-1: Stoffeinträge

VORGANG	DEPOSITION aus Sicht der deponierenden Komponente	DEPOSITION aus Sicht der Akzeptoroberfläche
– Niederschlag von Regen, Schnee etc. mit gelösten und ungelösten Inhaltsstoffen	nasse Deposition	Niederschlagsdeposition
– Sedimentation grober Partikel	trockene Deposition	
– Impaktion von Aerosolteilchen einschließlich Nebel- und Wolkentröpfchen		
– Lösung von Gasen auf feuchten Oberflächen mit anschließender chemischer Reaktion		

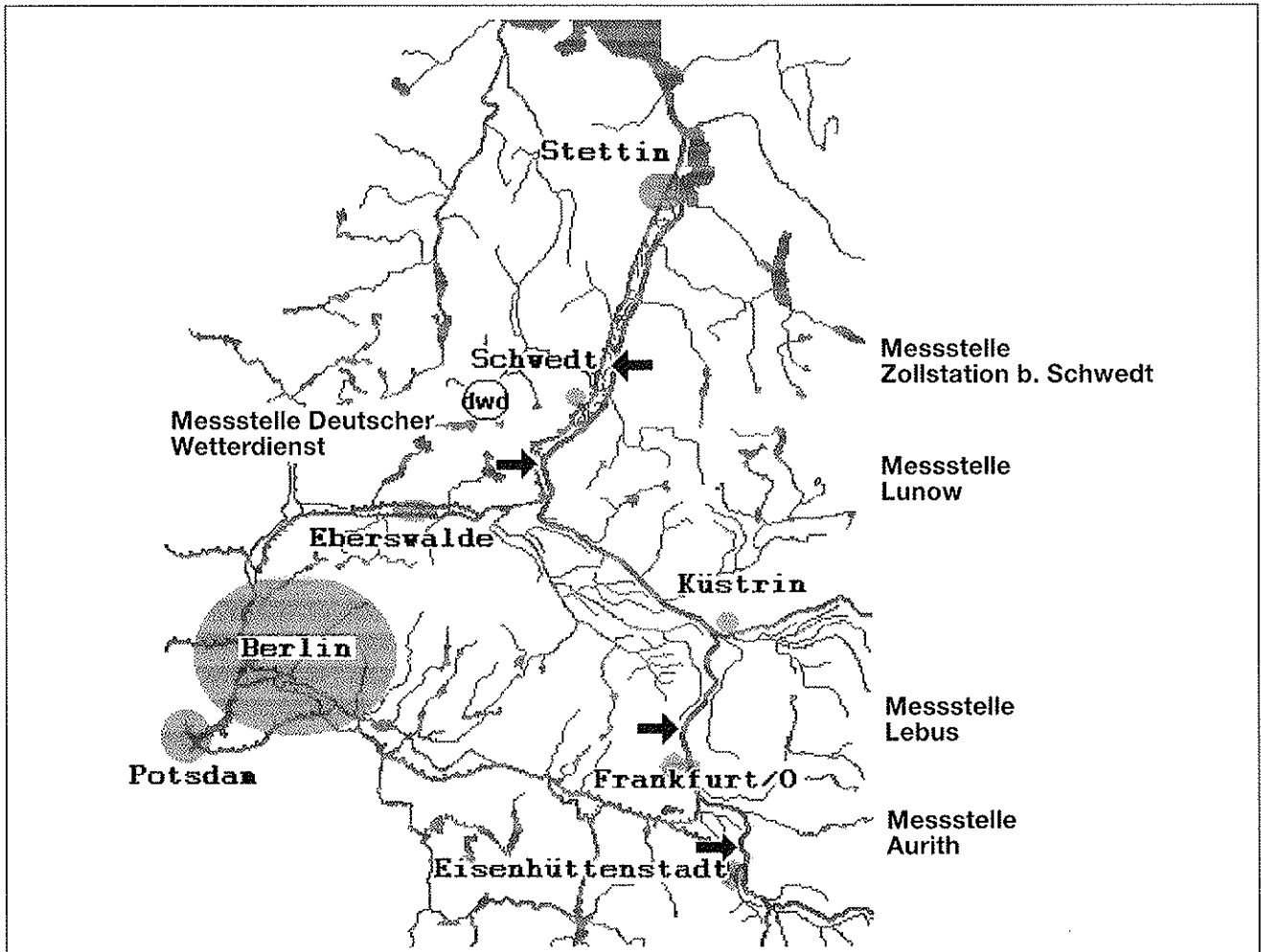


Abb. 5.6.-1: Lage der Depositionsmessstellen im Untersuchungsgebiet

-entlastung und -quellbildung in die Gewässer prägt die Beschaffenheit des Wassers wesentlich, ist jedoch nicht Gegenstand der Untersuchungen. Insofern ist eine Bilanzierung des gesamten Stoffpfades hier nicht möglich. Darüber hinaus gestattet die Orographie des Untersuchungsgebietes nicht, kleinere Einzugsgebiete scharf abzugrenzen und somit die Randbedingungen für Stoffhaushaltsbilanzen zu definieren. Die Sedimentbelastung wird also neben dem atmosphärischen Eintrag im Wesentlichen durch die geogene Zusammensetzung der verwitternden Minerale geprägt.

Eine mittelbare Beteiligung von Niederschlägen an den Sedimentbelastungen ist vor allem bei Starkregenabflüssen zu erwarten, da hier neben dem aktuellen Eintrag des Niederschlagsereignisses auch bereits deponierte Stoffe transportiert und ggf. mobilisiert werden. Dies kann vor allem in Belastungsgebieten/Siedlungsräumen eine Rolle spielen, wo lokale Emissionen und kleinräumiger Stofftransport prägend sind, in unbelasteten Gebieten dominiert hingegen der diffuse Eintrag. Ein wesentlicher Anteil der Sedimentphase ist bodenbürtig. Infolge des Oberflächenabflusses von Niederschlägen findet im gesamten Einzugsgebiet Bodenerosion statt. [OKRUSZKO et. al] geben für das Odereinzugsgebiet potentielle Boden-

verlusten von 0,2–1 (3–<5) t/ha an. Diese Prozesse sind jedoch nicht mehr durch die Niederschlagsbeschaffenheit, sondern nur durch deren Menge sowie orographische Gegebenheiten des Einzugsgebietes geprägt.

Ein Bezug der ermittelten Schadstoffkonzentrationen auf eventuelle Ereignisse im Einzugsgebiet ist nur eingeschränkt möglich, da zeitgleich keine Immissionsmessungen und zeitlich hochaufgelöste Untersuchungen von Gebietsabflüssen durchgeführt wurden.

5.6.1 Untersuchungsprogramm

5.6.1.1 Auswahl der Messstellen

Auf der Grundlage der Aufgabenstellungen wurden zwei von 4 Messstellen bewusst an Standorten eingerichtet, wo mit entsprechenden Belastungen zu rechnen war. Insofern weicht die Auswahl der Messpunkte vom Grundsatz der LAWA-Richtlinie Niederschlagsbeschaffenheit ab [LAWA 1996]. Im Übrigen wurden die Messstellen richtlinienkonform eingerichtet. In Abbildung 5.6.-1 ist die geographische Lage der Mess-

stellen dokumentiert. Bei der Auswahl der Messpunkte wurden folgende Gegebenheiten berücksichtigt:

1. Die Background-Messstelle Lebus ist im gewissen Umfang vom Ballungsraum Berlin überprägt. Eine Beeinflussung durch Frankfurt(O.) ist nicht wahrscheinlich. Die Background-Messstelle Lunow sollte hingegen weniger beeinflusst sein.
2. Die Belastungsmessstellen Aurith (Raum Eisenhüttenstadt) und Zollstation (Raum Schwedt) wurden in einer statistisch wahrscheinlichen Abwindrichtung bezüglich der Emittenten eingerichtet. Der Quellabstand musste wegen der verschiedenen Analyte sowie wegen der Grenze nach Polen ein Kompromiss bleiben. Die Verweildauer der Schadstoffe in der Atmosphäre hängt von deren Masse (Moleküle bis Partikel), der Emissionshöhe und meteorologischen Randbedingungen ab, weswegen die Angabe eines optimalen Abstandes ohnehin nicht möglich ist. Für präzise Aussagen über Quell-Ziel-Beziehungen müssten für die interessierenden Stoffgruppen zeitlich hoch aufgelöste Messungen erfolgen und Trajektorienberechnungen durchgeführt werden, was jedoch nicht Gegenstand der Untersuchungen war. Somit können die gewählten Abstände von 5 bzw. 10 km in jeweils nordöstlicher Richtung von den Emittenten (Aurith – Metallurgie und Zollstation – Erdölverarbeitung, Papier- und Zellstoffindustrie) als vernünftig angesehen werden.

Die konkreten Messpunkte wurden vor Ort in vorher ausgewiesenen Räumen festgelegt. Die Messstelle Lebus gehört zum Landesmessnetz und bestand bereits. Alle Messstellen sind im Freiland eingerichtet; es wird also nur die akzeptorunabhängige Niederschlagsdeposition erfasst.

Beschreibung der Messpunkte

Die Messstelle Zollstation befindet sich 10 km nordöstlich des Industriestandortes Schwedt bzw. 9 km nordnordöstlich der Stadt Schwedt sowie 27 km in ostnordöstlicher Richtung von der nächstgelegenen Station des Deutschen Wetterdienstes (Angermünde). 4,5 km westlich der Messstelle verläuft die Fernverkehrsstraße E2. Die Messstelle wurde auf dem Sommerdeich errichtet. Im direkten Umfeld befindet sich ein Naturparkweg, sonst ist der Boden vollständig mit Gras bedeckt. Eine landwirtschaftliche Nutzung findet nicht statt. Die Messstelle ist nicht durch Expositionshindernisse gestört.

Klimatische Bedingungen: Hauptwindrichtung West-West-südwest, relative Häufigkeit 28,5 %

Die Messstelle Lunow befindet sich 18 km südsüdwestlich des Industriestandortes Schwedt; eine hieraus resultierende Beeinflussung wird jedoch bei der vorherrschenden Windrichtungsverteilung kleiner 5 % bleiben. 13 km nordwestlich der Messstelle befindet sich die Kleinstadt Angermünde, 2 km südwestlich das Dorf Lunow. In unmittelbarer Nähe befinden sich keine großen Straßen. Die Messstelle befindet sich auf

dem Hochdeich ca. 6 m über dem Geländeniveau. Der Boden ist vollständig mit Gras bedeckt. Im Sommer findet zeitweilig Weidebetrieb statt.

Klimatische Bedingungen: Hauptwindrichtung Westsüdwest-West, relative Häufigkeit 28,1 %

Die Messstelle Lebus befindet sich auf dem Gelände der Landeslehrstätte für Naturschutz, 6 km nördlich von Frankfurt(O.). Im Abstand von ca. 1 km verläuft westlich die B112, jedoch ist deren Einfluss durch das hügelige Gelände eher gering. Nach Osten fällt das Gelände verhältnismäßig steil ab. In der direkten Umgebung befinden sich Expositionshindernisse (Bäume, Pavillon), deren Abstand jedoch größer als die 1,5fache Hinderungshöhe ist. Der Boden in direkter Messstellenumgebung ist mit Gras- und Buschwerk bewachsen. Trockenstandort mit nur 77 % der durchschnittlichen Jahresniederschlagsmenge bezüglich des Landes Brandenburg.

Klimatische Bedingungen: Hauptwindrichtung West-West-südwest, relative Häufigkeit 28,5 %,

Die Messstelle Aurith befindet sich 5 km nordöstlich des Industriestandortes bzw. 6 km nordnordöstlich des Ortes Eisenhüttenstadt. Die Flächen westlich der Messstelle werden landwirtschaftlich genutzt. Die Messstelle ist ca. 30 m westlich des Deiches (ca. 4 m Deichhöhe) auf Geländeniveau errichtet. In der näheren Umgebung stehen einzelne Bäume, die jedoch kein Expositionshindernis darstellen. Der Boden ist mit Gras bedeckt.

Klimatische Bedingungen: Hauptwindrichtung Südwest-West-südwest, rel. Häufigkeit 28,9 %

5.6.1.2 Probenahmemethoden und Analytik

– Probenahmetechnik

Für die Durchführung des Messprogramms wurden aus Kostengründen bulk-Sammler eingesetzt. Der an der Messstelle Lebus vorhandene wet-only-Sammler wurde für die Grundparameter in das Messprogramm einbezogen. Im Einzelnen waren die Messstellen mit folgenden Sammlern ausgestattet:

Niederschlagsmenge:

1 Regenschirm nach HELLMANN, 200 cm², (Fa. Thies, Lebus; Fa. SEBA)

Grundparameter:

3 bulk-Sammler 314 cm² aus Polyethylen, Typ LWF (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising),
1 wet-only-Sammler Firma Eigenbrodt, 490 cm²

organische Spurenstoffe:

2 bulk-Sammler 490 cm² und 962 cm² aus Edelstahl; Eigenbau s. Abb. 8.3.1.2.-1

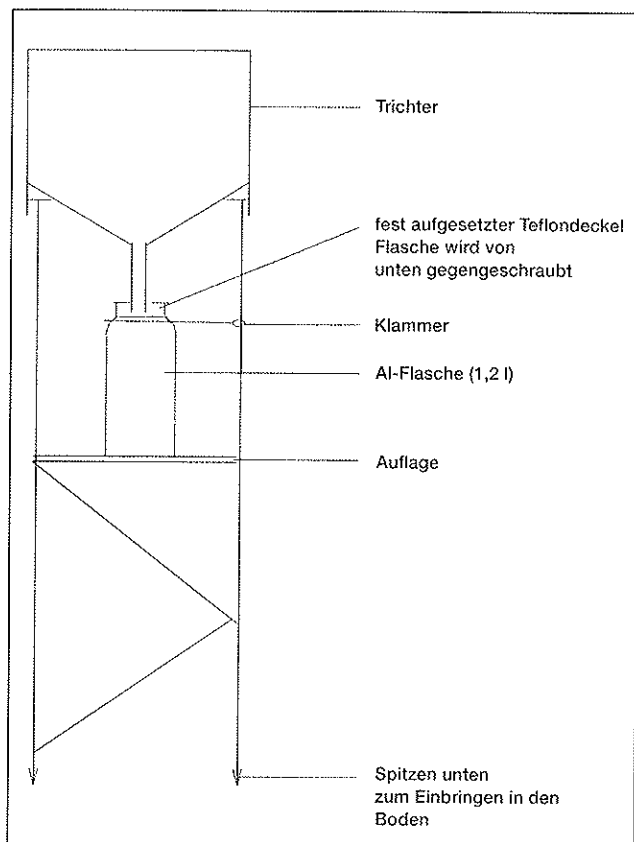


Abb. 5.6.1.2.-1: bulk-Sammler

lösliche Schwermetalle:

2 Topfsammler 48 cm² aus PFA (Fa. BOLA)

Staubniederschlag und Schwermetalle nach Totalaufschluss:

2 Sammelgeräte nach BERGERHOFF [35]

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick der Sammelintervalle und Probenstabilisierung:

Die Wochenproben aus dem Sammler 2 für die organische Analytik wurden jeweils zu einer 4-Wochen-Mischprobe ver-

Tab. 5.6.1.2.-1: Probengewinnung

Sammeltechnik	Expositionsintervall	Probengefäß	Stabilisierung und Lagerung
bulk-Sammler Grundparameter	7 d	0,5 l Polyethylenflasche	(keine), Tiefrieren - 18 °C
wet-only Grundparameter	7 d	1,0 l Polyethylenflasche	(keine), Tiefrieren - 18 °C
bulk-Sammler org. Analytik 1	7 d	1,0 l Aluminium-Flasche	(keine), Lagerung b. 4 bis - 18 °C
bulk-Sammler org. Analytik 2	7 d	1,0 l Aluminium-Flasche	50 mg Na ₂ S ₂ O ₃ , Tiefrieren - 18 °C
Topfsammler lösl. Schwermetalle	1 Monat	Transport im Sammelgefäß	0,6 % HNO ₃ , kühl, dunkel
BERGERHOFF Gerät	1 Monat	Transport im Sammelgefäß	(keine), kühl, dunkel

eignet. Die Mischprobe wurde für nachfolgende Analysemethoden gedrittelt in:

- Carbonsäuren,
- PAK/Phthalate,
- Triazine/PCB/Chlorpestizide/Phenole.

Das Mindestprobenvolumen betrug 100 ml je Methode. Intervalle mit einer Niederschlagshöhe < 3 mm führten daher zu keiner brauchbaren Probe.

- Analytik

Die zu untersuchenden Parameter ergeben sich aus der für das gesamte Vorhaben einheitlich aufgestellten Stoffliste. Auf der Grundlage der LAWA-Richtlinie Niederschlagsbeschaffenheit [LAWA 1996] erfolgte eine Erweiterung des Parameterumfangs bezüglich der anionischen und kationischen Hauptkomponenten und der organischen Säuren.

Das Messprogramm umfasste damit folgende Stoffgruppen:

- Niederschlagsmenge, pH, Leitfähigkeit, Säure-Basen-Titration, P gesamt, TOC - wöchentlich
- anionische, kationische Hauptkomponenten - wöchentlich
- LHKW, BTX - wöchentlich
- Schwermetalle - monatlich
- PAK, PCB, ausgewählte Chlorpestizide, Phthalate, Carbonsäuren, Phenole, Triazine. - Monatsmischprobe

- Bestimmung der Grundparameter und ionischen Komponenten

Die Teilproben der 3 bulk-Sammler wurden vor Ort mittels Leitfähigkeitsmessung auf Verunreinigungen kontrolliert, wobei eine verunreinigte Probe an einer signifikant erhöhten Leitfähigkeit erkannt und sofort verworfen wurde. Erwies sich das Probenmaterial als einwandfrei, wurde eine Mischprobe

hergestellt und wie in Tabelle 5.6.1.2.-1 dokumentiert abgefüllt. Bei der Probenahme wurde neben der Niederschlagsmenge auch die tatsächliche Probenmenge erfasst. Diese Maßnahme erwies sich als nützliche Validierungshilfe. Darüber hinaus dient die tatsächliche Probenmenge zur Berechnung der Stofffrachten. Etwaige Konzentrationserhöhungen infolge von Verdunstungsverlusten der Sammler werden somit kompensiert (verdunstungskorrigierte Frachtberechnung).

Nach Eingang im Labor wurde das Probenmaterial nur nach Augenschein kontrolliert (Zuordnung der Messstellen und Expositionsintervalle, Probenahmeprotokolle usw.), jedoch in gefrorenem Zustand belassen. Am Tag der Analyse wurden die Proben in einem Wasserbad bei 40–50 °C zügig aufgetaut, sofern erforderlich filtriert und untersucht. Hierbei kamen folgende Untersuchungsmethoden zum Einsatz:

ten aufgeschlossen. Die Aufschlusslösung wurde in Polypropylenmesskolben auf 25 ml aufgefüllt und mittels AAS analysiert (SHIMADZU AA 6701). Tabelle 5.6.1.2.-3 gibt einen Überblick über die analytischen Bedingungen.

Löslicher Anteil (Dosenmethode)

Die Probenahme erfolgte in Anlehnung an [LAWA 1996] mit PFA-Dosen. Vor dem Ausstellen der Dosen wurden diese in 1:1 verdünnter Salpetersäure eingelegt, anschließend mit entionisiertem Wasser gespült und ausgewogen. Nach einem Zeitintervall von ca. 4 Wochen wurden die Dosen eingesammelt, im Labor ausgewogen und durch Differenzbildung das Volumen bestimmt. Lag das Volumen unter 20 ml, wurden die Dosen auf 20 ml mit entionisiertem Wasser aufgefüllt. Anschließend wurden die Proben angesäuert (10 µl 70 %ige HNO₃ pro ml Probe), 1 Stunde geschüttelt, über Einmalfilter (CHROMAFIL, Typ A-20/25, Porendurchmesser 0,2 µm, Fil-

Tab. 5.6.1.2.-2: Analysenverfahren (Grundparameter)

Analyt	Methode/Gerät	Norm	Bemerkungen
pH-Wert	potentiometrisch, TM6	DIN 38 404, DEV C5	
Leitfähigkeit	conductometrisch Radiometer CDM83	EN 27888, DEV C8	
Basenkapazität	potentiometrische Titration, Metrohm 716 DMS Titrino	eigene Vorschrift	Titration mit 0,02 n NaOH auf pH 5,65 und 7,00
TOC	kat. Verbrennung DIMATOC 100	DIN 30 409, DEV H3	Katalysator Pt-Wolle
Anionen	IC, DIONEX 2000 i	EN ISO 10304-1, DEV D19	Trennsäule AS12A
Kationen	IC, DIONEX 2000 i	eigene Vorschrift in Anlehnung an Entw. ISO 14911	Trennsäule CS12
ges.P	photometrisch Kontron, UVIKON 930	DIN 38 405, DEV D11	Peroxodisulfat-Aufschluss

– Bestimmung der Schwermetalle

Totalgehalt (BERGERHOFF-Verfahren)

Die Sammelgläser wurden vor Ort den Ständern entnommen, verschlossen und ohne weitere Vorbehandlung dem Labor zugeleitet. Hier wurden die Proben nach VDI 2119 Blatt 2 [VDI 1972] aufgearbeitet. Zur Massebestimmung wurden Abdampfschalen aus Quarzglas verwendet. Nach der Auswaage wurde der Staubniederschlag in PTFE-Behälter überführt und mit HNO₃ und H₂O₂ in der Mikrowelle in 2 Schrit-

terdurchmesser 25 mm der Firma Macherey-Nagel) filtriert und bis zur Messung eingefroren.

Doppelproben wurden vor dem Filtrieren zur Mischprobe vereinigt. Vor der Messung mittels Totalreflektierender Röntgenfluoreszenzanalyse (TXRF) wurden die Proben aufgetaut und mit einem internen Standard (100 ng Yttrium pro ml) versetzt. 100–200 µl so vorbereiteter Probe wurden in 50 µl Schritten auf einen Quarzglasprobenträger gebracht, bei 80 °C eingedampft und jeweils 3.000 s unter Mo- und W-Anregung gemessen. Die Quarzglasprobenträger wurden vorher siliconisiert und für die Probenpositionierung mit 2 %iger HF geätzt. Vor der Verwendung der Probenträger wurden diese auf Blindwerte überprüft. Nur blindwertfreie Probenträger kamen für die Messung der Proben zum Einsatz. Zur Qualitätssicherung wurde jede Probe mit 50 ng/ml je Element mit einem 19-Elemente-Standard (Firma SPEX) aufgestockt und 1.000 s unter Mo- und W-Anregung gemessen. Waren die Wiederfindungen mehr als 10 % vom theoretischen Wert entfernt, wurden die Werte auf der AAS überprüft. Des Weiteren wurde das zertifizierte Referenzmaterial SRM 1643d zur Qualitätskontrolle verwendet.

Tab. 5.6.1.2.-3: Messbedingungen der AAS

Element	Technik	Bedingungen (Wellenlänge/Spalt)
Arsen	Hydridtechnik	193,7 nm/1,0 Reduktion zu As (III) mit KI
Blei	Graphitrohrofen	283,3 nm/0,5 mit Modifier (NH ₄) ₂ HPO ₄
Cadmium	Graphitrohrofen	228,8 nm/0,2
Chrom	Graphitrohrofen	357,9 nm/0,5
Mangan	Flamme	279,5 nm/0,2
Nickel	Graphitrohrofen	232,0 nm/0,25
Zink	Flamme	213,9 nm/0,5

– Bestimmung der leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffe (C₁ – C₉)

Die Aluminiumflaschen an den Sammlern wurden grundsätzlich 1 x pro Woche unabhängig vom Niederschlagsereignis gewechselt, der Sammler mit Reinstwasser gereinigt und mit einer frischen Aluminium-Flasche versehen. Die Sammelflaschen wurden verschlossen und bis zum Transport in das Analysenlabor (innerhalb von 2 bis 5 Tagen) bei 4 °C gekühlt gelagert.

Nach Ankunft im Analysenlabor wurden sofort 10 ml der Wochenprobe in ein Head-Space-Glas gefüllt und verschlossen. Parallel dazu wurde ein Leerglas als Blindwert verschlossen. Weitere 25 ml aus der gleichen Probe wurden für die Purge and Trap-Technik verwendet.

LHKW

Die zu bestimmenden Halogenkohlenwasserstoffe wurden mit Hilfe der statischen Gas-Flüssig-Extraktion (Head-Space-Technik) aus dem Dampfraum über der wässrigen Phase auf eine unpolare Kapillarsäule überführt. Durch die Verwendung einer 2 ml-Probenschleife und eines Elektroneneinfangdetektors (ECD) wurden Nachweisgrenzen von 1 – 50 ng/l pro Einzelstoff erreicht. Die Peakidentifizierung und Quantifizierung erfolgte mit Hilfe von Reinsubstanzen. Des Weiteren wurde das zertifizierte Referenzmaterial SRM 1639 verwendet.

Zur Herstellung der wässrigen Kalibrierlösungen wurden 10 ml blindwertfreies Wasser in ein Head-Space-Glas gefüllt und mit einer methanolischen Lösung der Reinsubstanzen in verschiedenen Konzentrationen dotiert. Vor jeder Probencharge wurden die Retentionsdaten und die Kalibrierung überprüft.

BTX

Die Bestimmung der Aromaten erfolgte mit Hilfe der dynamischen Gas-Flüssig-Extraktion. Der Vorteil gegenüber der statischen Methode besteht darin, dass die im Probenmaterial enthaltenen Stoffe mit Hilfe eines Extraktionsgases (Purgegas) fast vollständig ausgetrieben und auf einem Adsorptionsmaterial (Trap) angereichert werden. Als Trapmaterial wurde Tenax verwendet. Die auf der Trap angereicherten Stoffe werden thermisch auf eine unpolare Kapillarsäule desorbiert und mit Hilfe eines Flammenionisationsdetektors (FID) bestimmt. Die Kalibrierung erfolgte über das Gesamtverfahren mit Hilfe wässriger Kalibrierlösungen, denen eine methanolische Lösung der Aromaten in verschiedenen Konzentrationen zugesetzt war.

Vor jeder Probencharge wurden die Retentionsdaten mit Hilfe einer wässrigen Kalibrierlösung geprüft und im Anschluss daran das Purge and Trap-System auf Blindwertfreiheit geprüft. In Tabelle 5.6.1.2.-4 sind die Messbedingungen im Einzelnen zusammengestellt.

– Bestimmung der organischen Spurenstoffe in Monatsmischproben

Die Aluminiumflaschen wurden ebenfalls wochenweise entnommen und zusammen mit den anderen Proben gekühlt

Tab. 5.6.1.2.-4: Messbedingungen zur Bestimmung der leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffe

Stoffgruppe	Haloforme	Aromaten
Methode	Head-Space	Purge and Trap
Probenvolumen	10 µl	25 ml
Extraktionsbedingungen	1 h, 80 °C	14 min, 10 psi N ₂
Desorptionsbedingungen	–	200 °C, 4 min.
Kapillarsäule	DB1, 60 m, 1,5 µm Film, 0,53 mm iD	HP1, 50 m, 1,0 µm Film, 0,32 mm iD
Trägergas	N ₂ - 5.0, ECD-Qualität	N ₂ - 5.0
Detektor	ECD, 300 °C	FID, 250 °C
Nachweisgrenzen	1 – 50 ng/l	25 – 50 ng/l

und innerhalb kürzester Frist in das Analysenlabor gebracht. Bis zum Erreichen einer 4-Wochen-Mischprobe wurden die Einzelproben zunächst bei -18 °C gelagert. Zur Herstellung der Monatsmischproben wurden diese vorsichtig bei Raumtemperatur aufgetaut und in einem ausreichend großen Gefäß (Maximalmenge 4.200 ml) vermischt. Für die Einzelmessverfahren standen 100 – 1.000 ml Probevolumen zur Verfügung. Diese Verfahrensweise wurde gegenüber einer 4-wöchigen Sammelzeit vor Ort bevorzugt gewählt, um

- Probenverluste durch Überlaufen der Sammlerflaschen zu vermeiden,
- Kontamination der gesammelten Probe vor Ort zu vermeiden,
- Verdunstungsverluste in den Sommermonaten gering zu halten,
- chemische und biologische Umsetzungen zu minimieren.

Carbonsäuren

Für die Bestimmung der kurzkettigen Carbonsäuren direkt in der Wasserprobe erwies sich die HPLC mit UV-Detektion aufgrund der zu erwartenden Konzentrationen von <1 mg/l als nicht nachweisstark genug. Zur Bestimmung der Trichloressigsäure ist in [RUPRECHT et. al.] die Dekarboxylierung im Head-Space-Glas zu Trichlormethan und Kohlendioxid beschrieben. Von LEVSEN u. a. [5] wurde die Derivatisierung der niederen Carbonsäuren, insbesondere Ameisensäure und Essigsäure, mit p-Bromphenacylbromid und anschließender UV-Detektion bzw. mit 4-Brommethyl-7-methoxycumarin und anschließender Fluoreszenzdetektion beschrieben. Mit diesem Messverfahren wurden Nachweisgrenzen im unteren ng/l-Bereich erreicht, jedoch sind beide Methoden sehr aufwendig und für eine Routinemessung daher eher ungeeignet.

KNAPP beschreibt eine ganze Reihe Derivatisierungsmöglichkeiten von Carbonsäuren, die deren Bestimmung über GC oder HPLC ermöglichen. Die klassische Methode der Derivatisierung ist die Methylierung direkt in Methanol mit Hilfe verschiedener Katalysatoren wie Salzsäure, Bortrifluorid oder Kupferacetat. Kurzkettige Säuren bilden allerdings sehr flüchtige Methylester, so dass die Handhabung dieser Reaktion

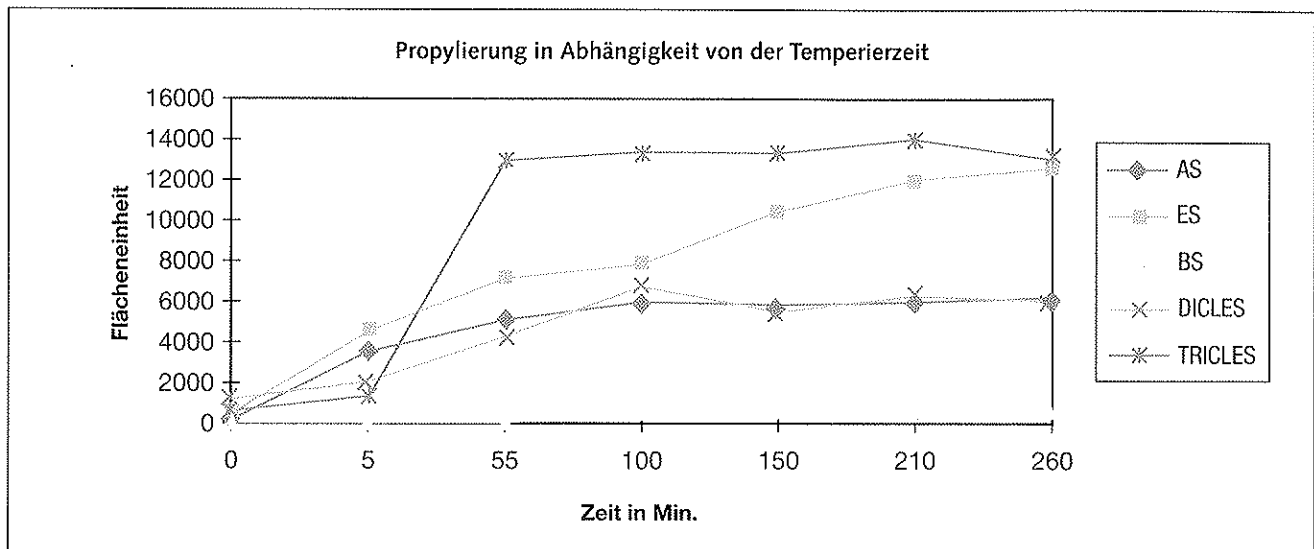


Abb. 5.6.1.2.-2: Derivatisierung in Abhängigkeit von der Temperaturzeit

sehr schwierig ist. Zur Realisierung dieses Messprogramms wurde die Veresterung daher mit Hilfe des Head-Space-Probengebers realisiert. Die Veresterung wurde direkt im verschlossenen Head-Space-Glas bei 80 °C durchgeführt.

Im Einzelnen wurde wie folgt vorgegangen:

Die Regenwasserprobe (100–500 ml) wurde auf pH = 2 eingestellt und mit einer Menge von 15 % des Probevolumens Diethylether im Scheidetrichter 10 Minuten extrahiert. Der abgenommene Extrakt wurde im Rotationsverdampfer bei Zimmertemperatur auf 10 ml eingengt und über Natriumsulfat getrocknet. Der Extrakt wurde danach in ein Head-Space-Glas gefüllt und vorsichtig mit Stickstoff bis zur Trockene abgeblasen. In das Head-Space-Glas wurden 2 µl einer 14 %igen Lösung von Bortrifluorid in dem jeweiligen Alkohol (verwendet wurden Lösungen in Methanol und n-Propanol) gegeben und dieses sofort dicht verschlossen. Nach einer entsprechenden Temperaturzeit wurden 2 ml des Gasvolumens aus dem Head-Space-Glas auf eine unpolare Säule (DB1) injiziert und mittels paralleler Detektion FID/ECD die C₁- C₃-Säureester, der Benzoesäureester sowie der Di- und Trichloressigsäureester bestimmt. Die Methylierung erwies sich für die Bestimmung der Ameisensäure als ungeeignet, da unter den gegebenen chromatographischen Bedingungen keine ausreichende Trennung zwischen Methanol und Ameisensäuremethylester erreicht wurde. Innerhalb dieser Messkampagne wurden daher die n-Propylester hergestellt. In Abbildung 5.6.1.2.-2 ist die Propylierung in Abhängigkeit von der Temperaturzeit bei 80 °C im HSS-Glas dargestellt. Dabei ist deutlich zu erkennen, dass sich die Trichloressigsäure recht schnell vollständig zum Propylester umsetzt, während die anderen Kurven sehr viel flacher verlaufen. Die Temperaturierung wurde daher generell 90 Minuten durchgeführt. Die Kalibrierung wurde über das Gesamtverfahren durch Aufstockung von blindwertfreiem Wasser durchgeführt. Die Bestimmungs-

grenzen für die Einzelstoffe wurden mit 0,1 – 1,0 µg/l ermittelt. *Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK/PAH)* Die 6 PAHs nach TVO wurden in Anlehnung an die DIN 38 407-8 durch HPLC mit Fluoreszenzdetektion bestimmt. Die Anreicherung erfolgte durch Festphasenextraktion an einer 15 cm C₁₈-Phase. Der Transfer der angereicherten Wasserphase auf der C₁₈-Säule erfolgt durch Säulenschaltung auf die analytische HPLC-Säule. Durch diese Vorgehensweise ließen sich Nachweisgrenzen von 1...4 ng/l pro Einzelkomponente verwirklichen. Die Peakidentifizierung und Quantifizierung erfolgte mit Hilfe von Standardmischungen der PAHs. Die Kalibrierung erfolgte arbeitstäglich über das Gesamtverfahren.

Phthalsäureester

Die Bestimmung der Phthalsäureester erfolgt nach deren Anreicherung an einer RP8-Phase durch HPLC an einer RP-18-Phase mittels Gradientenelution (Wasser/Acetonitril) und UV-Detektion der Phthalate. Die Quantifizierung erfolgte mit Di-n-amyolphthalat als internem Standard. Die Nachweisgrenzen lagen bei 1 µg/l.

Phenole

Zur Anreicherung der Phenole wird die Wasserprobe mit Phosphorsäure auf pH = 2 eingestellt und mit einem Fluss von 30 ml/min durch eine konditionierte C₁₈-Kartusche gesaugt. Die Elution der mit Wasser gewaschenen und getrockneten Kartusche erfolgt mit Methanol. Das Eluat wird im leichten Stickstoff-Strom abgeblasen, in Cyclohexan aufgenommen, mit einem internen Standard versetzt und mit Bis(trimethylsilyl)-trifluor-acetamid (BSTFA) derivatisiert. Die BSTFA-Derivate werden durch temperaturprogrammierte Kapillargaschromatographie getrennt und mit einem MS-Detektor nachgewiesen. Die Auswertung erfolgt nach der Methode des internen Standards. Als Bestimmungsgrenzen für die Chlorphenole wurden 0,024 – 0,084 µg/l ermittelt.

Triazine, PCB, Chlorpestizide

Zur Anreicherung dieser Stoffgruppen wird die Wasserprobe auf pH7 eingestellt und 1 % Methanol bezogen auf Probevolumen zugegeben. Mit einem Fluss von 500 ml/h wird die Probe über eine konditionierte C₁₈-Kartusche gesaugt (aufgefangene Wasser wird für Festphasenextraktion der Phenole verwendet). Die getrockneten Kartuschen werden mit Aceton eluiert, das Eluat im leichten Stickstoffstrom abgeblasen und in 300 µl Cyclohexan aufgenommen. Die Probe wird für die Bestimmung der Triazine und chlororganischen Pestizide aliquotiert. Die Bestimmung der Triazine erfolgt mit der HPLC. Dazu wird ein Aliquot abgestrippt und in 150 µl einer Lösung 1 von 10 Vol.-% Acetonitril in Wasser aufgenommen. Die Trennung erfolgt an einer C₁₈-Phase, die Detektion mit Hilfe eines DAD. Die chlororganischen Pestizide werden mit der Kapillar-GC getrennt und mittels ECD nachgewiesen. Die quantitative Auswertung erfolgt mit interner Standardmethode. Die Nachweisgrenzen der Einzelkomponenten dieser Stoffgruppen liegen bei 0,010–0,100 µg/l.

5.6. Beschaffenheit der Niederschläge

5.6.2.1 Niederschlagsmenge und Grundparameter

– Niederschlagsmenge

Die Niederschlagsmenge ist eine entscheidende Berechnungsgrundlage für die Angabe und Interpretation der Frachten. Daher muss der Validierung dieser Daten besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden. Das Messjahr 1996 war hinsichtlich der Niederschlagshäufigkeit auffällig. Gegenüber dem langjährigen Mittel fielen deutlich weniger Niederschläge (vgl. 5.6.4.). In den ersten 6 Wochen des Jahres fiel fast kein Niederschlag (0,2 % Angermünde – 1,0 % Manschnow; bezüglich der Jahressumme). Die Monate März, April, Juni und Dezember waren ebenfalls auffällig trocken. Hingegen war die erste

Julidekade besonders niederschlagsreich (14 % Angermünde – 19 % Slubice; bezüglich der Jahressumme). Die an den einzelnen Messstellen registrierten Niederschlagsmengen sind in Abbildung 5.6.2.1-1 gezeigt. Infolge des langanhaltenden Frostes, der bereits in der ersten Novemberdekade 1995 einsetzte und bis Ende März 1996 anhielt, verzögerte sich die Einrichtung der Messstellen Aurith, Lunow und Zollstation.

Der Messbeginn war dort erst in der 19. bzw. 20. Kalenderwoche. Die hieraus resultierenden Fehlbeträge bei der Frachtberechnung wurden durch Hochrechnung der gewogenen Mittelwerte mit dem Anteil des fehlenden Niederschlages durchgeführt. Die jeweiligen Mengenanteile zur Fehlwertergänzung wurden anhand der Daten benachbarter Wetterdienststationen abgeleitet. (Zollstation und Lunow +73 mm, Aurith +75 mm).

Da jeder Depositionssammler eine eigene – vom HELLMANN-Regenmesser mehr oder weniger abweichende – Sammelcharakteristik besitzt, muss die tatsächlich gesammelte Probenmenge mit der theoretisch zu erwartenden Menge, die sich aus der Hochrechnung des HELLMANN Befundes auf die jeweilige Sammelfläche ergibt, verglichen werden. Die Niederschlagsmengen wurden hierzu keiner weiteren Korrektur unterzogen; vgl. hierzu [RICHTER]. Das Verhältnis von tatsächlicher und theoretischer Probenmenge in Abhängigkeit der Niederschlagsmenge ist am Beispiel der bulk-Sammler (A = 490 cm²) in der Abbildung 5.6.2.1.-2 gezeigt.

Sammelperioden mit weniger als 10 mm Niederschlag weisen deutliche Abweichungen auf, die im Wesentlichen auf abweichende Benetzungs- und Verdunstungsverluste der verwendeten Geräte zurückzuführen sind und in der Regel als Minderbefund bei der Probenmenge zutage treten. Die Mehrbefunde der Probenmenge sind auf Einwehungen von Schnee zurückzuführen. Die erheblichen Abweichungen in Sammelperioden mit weniger als 5 mm sind auf Ungenauig-

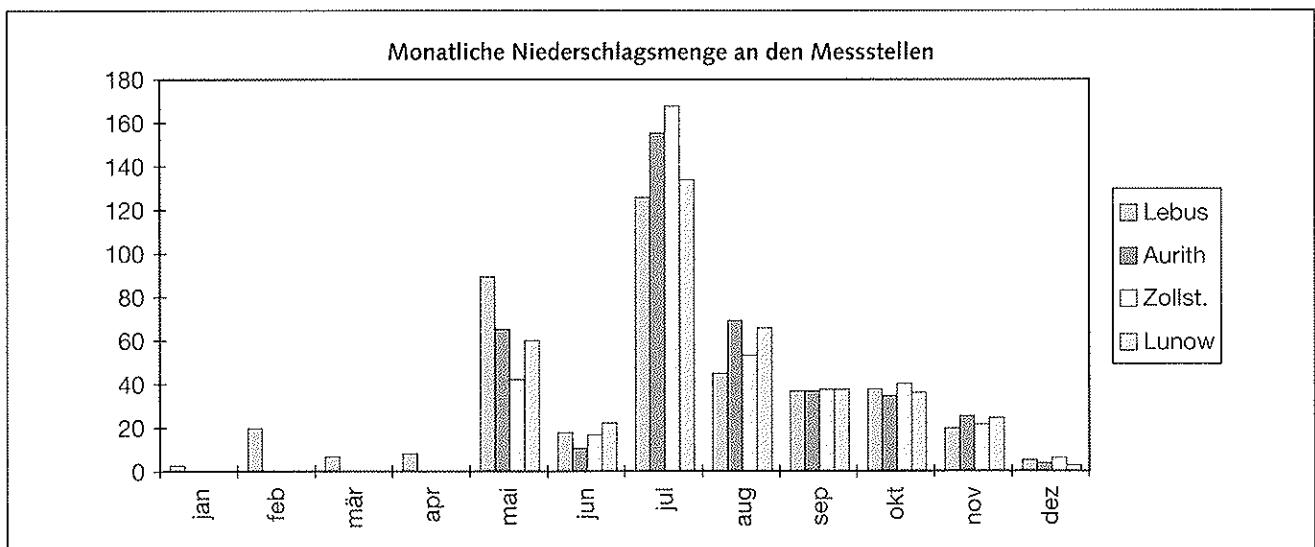


Abb. 5.6.2.1.-1: Registrierte Niederschlagsmenge an den Messstellen

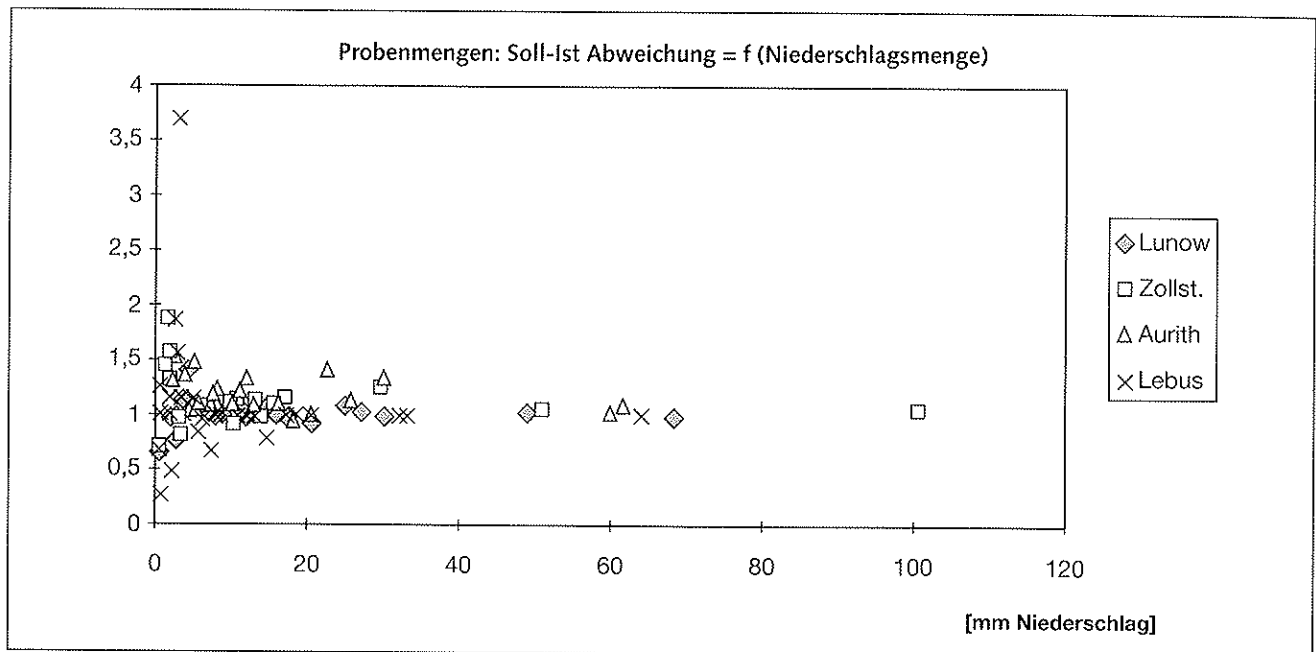


Abb. 5.6.2.1.-2: Relative Probenmengenabweichung in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge

keiten bei der Ermittlung des Hellmann-Wertes zurückzuführen. Aus diesen Gründen ist es zweckmäßig, die Stofffrachten unter Verwendung der tatsächlichen Probenmenge zu errechnen, da somit die Sammelcharakteristik und Verdunstungsverluste des verwendeten Sammlers automatisch kompensiert sind. Vorsicht ist hingegen bei der Interpretation der mengengewichteten Konzentrationsmittelwerte (gewogenes Mittel) angezeigt, da hier rechnerisch auch die Niederschlagsmenge eingeht. Neben diesen systematischen Fehlern traten in geringerem Umfang Probenahmeungenauigkeiten an der Messstelle Aurith zutage, die jedoch innerhalb der Schwankungsbreite der systematischen Fehler lagen und nachträglich korrigiert werden konnten. Protokollierungsfehler bei der tatsächlichen Probenmenge an der Messstelle Lebus ließen sich nachträglich ebenfalls beseitigen.

– Grundparameter

Die nachstehende Tabelle 5.6.2.1.-1 gibt zunächst einen Überblick der ermittelten Konzentrationen. Die Einzelwerte sind im Anlagenband, Anlage 5 tabellarisch aufgeführt.

Zur Bewertung der Grundparameter wurde an der Messstelle Lebus zusätzlich der wet-only-Sammler einbezogen. Das Datenmaterial wurde vor der statistischen Auswertung um die offensichtlichen Ausreißer infolge Probenkontamination bereinigt. Als nützliche Indikatoren auf Verunreinigungen bieten sich Kalium und Phosphat als Anzeichen für einen atypischen Eintrag von Bodenstaub an. Die im Niederschlag zu erwartenden Konzentrationen sind so gering, dass Unregelmäßigkeiten sofort erkannt werden. Die Einzelfallentscheidung, ob hier eine Kontamination vorlag, der Wert folglich zu ignorieren oder als plausibel anzusehen ist, folgt den übrigen Begleitinformationen (protokollierte Verunreinigungen, längere Vortrockenperiode u. s. w.).

Die stets gegenüber dem Median höheren Mittelwerte (arithmetisches Mittel) repräsentieren die Konzentrationsspitzen in Niederschlagsereignissen mit geringer Ergiebigkeit, wo im Wesentlichen der „wash-out“ (die Atmosphäre auswaschung) gegenüber den ferntransportierten Stoffen dominiert. Hinzu kommt nach Vortrockenperioden der Einfluss trockenpartikulärer Depositionen. In den ersten 3 Monaten des Jahres wurden an allen Messstellen (auch im übrigen Land Brandenburg) deutlich höhere Konzentrationen im Niederschlag beobachtet. Auffällig waren z. B. auch die Fluoridkonzentrationen. Die Ursache hierfür wird neben den bereits diskutierten Trockenperioden (das erste Quartal war insgesamt sehr niederschlagsarm) auch der vergleichsweise hohe Anteil feuerungsbedingter Emissionen sein (bis Ende März anhaltende Kälte).

Zur Darstellung der Konzentrationsspannweiten ausgewählter Regeninhaltsstoffe werden im Folgenden Box-and-Whiskers Diagramme verwendet. Die waagerechte Linie in der Mitte des Kastens gibt die Lage des Medians an. Die obere bzw. untere Begrenzung des Kastens entspricht der Lage des 25 %- bzw. 75 %-Perzentils. Die Enden der Fäden geben den kleinsten bzw. größten beobachteten Wert an, der noch kein Ausreißer ist (Lage des 75 %-Perzentils + $1,5 \cdot (75\% \text{-Perzentil} - 25\% \text{-Perzentil})$; nach unten analog). Die Kreise symbolisieren Ausreißer und die Sterne Extremwerte, die mehr als die dreifache Spannweite (75 % – 25 %-Perzentil) von der jeweiligen Kastenbegrenzung entfernt liegen [KÄHLER].

In Abbildung 5.6.2.1.-3 sind die Sulfat- und Nitratkonzentrationen dargestellt (Bezeichnung in der Legende S und N). Sulfat im Niederschlag unterliegt sowohl einem ausgeprägten Ferntransport, ist gleichzeitig jedoch ein empfindlicher Indikator auf regionale Überprägungen. Auffällig ist die vergleichs-

Tab. 5.6.2.1.-1: Konzentration der Grundparameter im Niederschlag

Konzentrationen	pH	el.LF	Klo 5,6	Klo 7,0	F	Cl	SO ₄	NO ₃	NH ₄	ges. P	Na	K	Mg	Ca	TOC
		µS/cm	mmol/l	mmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mgP/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Lebus wet-only, n = 37															
Median	5,15	27	0,016	0,048	0,002	0,9	3,6	3,3	1,4	0,012	0,3	0,1	0,1	0,6	1,7
Mittel		30	0,022	0,054	0,016	1,6	4,6	4,2	1,8	0,025	0,4	0,4	0,1	0,7	2,1
gewog. Mittel	4,70		0,021	0,048	0,008	1,1	3,2	2,7	1,1	0,017	0,3	0,2	0,1	0,5	1,4
Minimum	4,15	9	0,000	0,000	0,000	0,1	0,9	0,4	0,5	0,005	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4
Maximum	7,00	92	0,084	0,150	0,123	9,8	12,0	11,0	4,7	0,120	2,4	5,2	0,2	1,8	9,3
Lebus bulk, n = 37															
Median	4,60	28	0,039	0,077	0,010	0,8	4,0	3,3	0,7	0,016	0,3	0,3	0,1	0,8	2,2
Mittel		32	0,042	0,083	0,021	1,4	4,7	3,9	1,0	0,029	0,6	0,4	0,1	1,0	2,8
gewog. Mittel	4,50		0,047	0,093	0,010	0,8	4,0	3,0	0,7	0,029	0,4	0,3	0,1	0,8	2,5
Minimum	3,90	8	0,000	0,000	0,000	0,2	0,1	0,5	0,1	0,006	0,1	0,1	0,0	0,3	1,0
Maximum	6,75	75	0,119	0,199	0,150	8,1	11,0	10,0	4,8	0,210	2,3	2,2	0,5	3,5	7,4
Lunow bulk, n = 27															
Median	4,90	30	0,000	0,041	0,005	1,3	4,8	3,7	1,0	0,031	0,7	0,5	0,1	1,0	2,1
Mittel		41	0,018	0,046	0,028	3,0	6,6	5,3	1,9	0,045	1,7	1,4	0,3	1,7	3,7
gewog. Mittel	4,71		0,019	0,048	0,008	1,3	4,1	3,3	1,1	0,054	0,8	0,8	0,1	1,2	2,2
Minimum	4,15	14	0,000	0,000	0,000	0,3	2,0	0,5	0,1	0,016	0,2	0,2	0,1	0,4	1,3
Maximum	6,95	95	0,080	0,121	0,159	12,0	20,0	14,0	7,1	0,170	9,0	8,6	1,0	5,0	15,7
Aurith bulk, n = 23															
Median	5,20	31	0,010	0,060	0,022	1,3	6,2	3,2	1,0	0,025	0,6	0,4	0,2	2,4	2,5
Mittel		35	0,015	0,053	0,039	2,8	6,5	4,1	1,1	0,047	1,2	0,6	0,4	2,6	2,8
gewog. Mittel	4,95		0,011	0,040	0,014	1,2	4,1	2,7	0,8	0,044	0,5	0,3	0,2	1,5	1,8
Minimum	4,35	15	0,000	0,000	0,000	0,3	3,2	1,7	0,3	0,009	0,1	0,2	0,1	0,7	0,8
Maximum	7,05	97	0,060	0,104	0,230	13,0	17,0	7,9	3,0	0,200	6,6	1,9	3,6	8,9	5,7
Zollstation bulk, n = 28															
Median	5,03	36	0,016	0,061	0,019	2,0	6,5	4,1	1,2	0,043	0,7	0,7	0,2	1,6	2,8
Mittel		47	0,030	0,067	0,045	3,2	7,3	5,1	1,8	0,076	1,4	2,6	0,4	2,1	4,0
gewog. Mittel	4,62		0,030	0,062	0,017	1,1	4,1	2,9	1,0	0,043	0,5	0,4	0,2	1,3	2,2
Minimum	3,95	14	0,000	0,000	0,000	0,2	2,0	1,0	0,2	0,013	0,1	0,2	0,1	0,6	0,9
Maximum	6,50	182	0,153	0,233	0,222	17,0	19,0	15,0	6,1	0,220	8,8	41,0	2,1	8,9	14,1

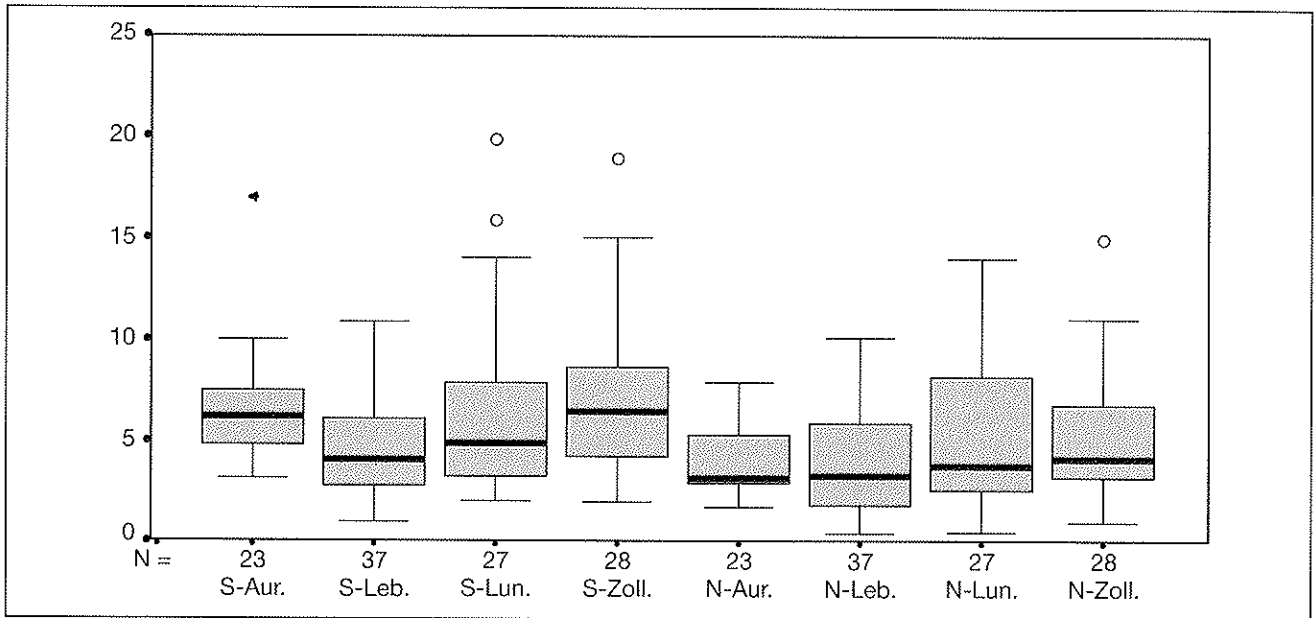


Abb. 5.6.2.1.-3: Sulfat- und Nitratkonzentrationen im Niederschlag

weise geringe Spannweite bei gleichzeitig erhöhter Konzentration an der Messstelle Aurith. Die Konzentrationen sind nahezu gleichverteilt, während sonst eher eine rechtsschiefe Verteilung beobachtet wird. Hier kann davon ausgegangen werden, dass der benachbarte Industriestandort (5 km) das Eintragsgeschehen dominiert, gleichzeitig jedoch keine anderen Einflüsse prägend sind. Ein dominierender Einfluss trockener Deposition kann zwar vermutet, wegen messtechnischer Zwänge jedoch nicht bewiesen werden. Die Sulfatkonzentrationen an der Messstelle Zollstation, die sich doppelt so weit von der Belastungsquelle entfernt befindet wie Aurith, weisen ein vergleichbar hohes Konzentrationsniveau auf, unterliegen jedoch einer stärkeren Streuung. Die geringen Befunde in

Lebus deuten darauf hin, dass der Ballungsraum Berlin diese Messstelle weniger als angenommen überprägt. Dies wird eher in Lunow beobachtet.

Das Nitrat im Niederschlag hat seine Ursache vor allem in NO_x -Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs. Emittierter Ammoniak wird in der Atmosphäre hingegen kaum zu Nitrat oxidiert, sondern als Ammoniumsulfat-Aerosol fixiert und hat somit wenig Einfluss auf die Höhe der Nitratbefunde. Die von Süd nach Nord leicht zunehmenden Nitratkonzentrationen stützen gleichfalls die These, dass die Messstelle Lunow eher von Berlin überprägt wird, als Lebus. Im Raum Frankfurt (O.) dominieren mit einer relativen Häufigkeit von 15,5 % Winde

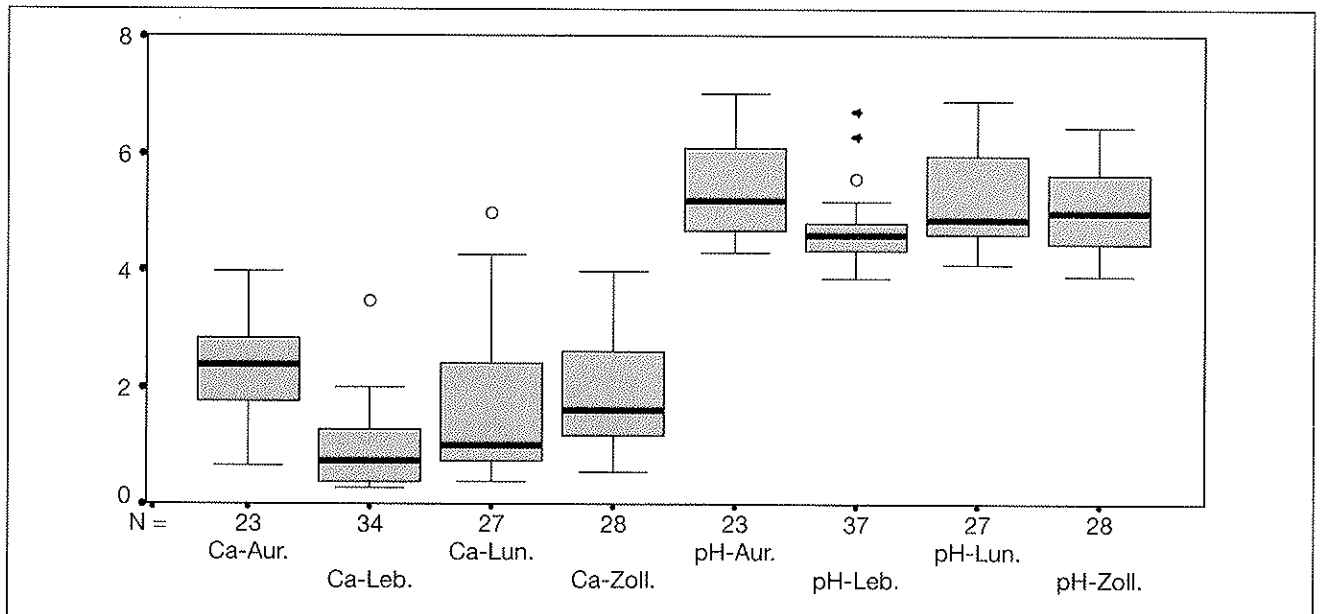


Abb. 5.6.2.1.-4: Kalziumkonzentrationen und pH-Werte im Niederschlag

aus südwestlicher Richtung, während Westwind durchschnittlich nur in 10,4 % der Fälle auftritt (Bezugszeitraum 1964 – 1984). Die Dominanz der Westwinde nimmt in der Folge Potsdam – Berlin Schönefeld – Frankfurt(O.) zugunsten südwestlicher Winde deutlich ab [DWD 1993]. Von Süd nach Nord nimmt die Dominanz westlicher Winde jedoch wieder zu [DWD 1995].

Abbildung 5.6.2.1-4 zeigt den Zusammenhang zwischen Kalziumkonzentrationen und pH-Werten. Die Messgrößen korrelieren deutlich miteinander; höhere Kalziumkonzentrationen bedingen höhere pH-Werte. An der Messstelle Lebus wurden sowohl die niedrigsten Kalziumwerte als auch der sauerste Regen registriert. Auch hier zeigt sich, dass die für Lunow ad hoc angenommenen background-Bedingungen nicht zutreffen und der Messpunkt als überprägt angesehen werden muss. Erhöhte Ca-Emissionen waren wiederum aus dem Ballungsraum Berlin zu erwarten (intensives Baugeschehen, Zementindustrie). Grundsätzlich gleichsinnig verhalten sich auch die registrierten Chloridkonzentrationen, wo Lunow durch höhere Befunde und größere Schwankungsbreite auffällt. Lebus zeigt die geringsten, Zollstation die höchsten Werte (ohne Abb.).

Ein ähnlicher Trend, wenngleich nicht mit der selben Abbildungsschärfe, wird anscheinend bei Ammonium beobachtet (Abb. 5.6.2.1-5). Die Zuordnung der Ammoniumfunde zu bestimmten Quellen ist nicht möglich. Es kommen sowohl Landwirtschaft, Siedlungsräume als auch die Industrie in Frage. Eindeutige Beeinflussungsmuster sind somit nicht ableitbar. Im Land Niedersachsen wurde durch [HÖLSCHER] das Verhältnis von Ammonium- und Nitratstickstoff zu Ausweitung großflächig-diffuser Einträge aus der intensiven Landwirtschaft Belgiens und Niederlande verwendet. Hier wurden $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ Verhältnisse von > 2 als Belastungsindikator

angegeben. In den übrigen Gebieten wird ein $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ Verhältnis von 1:1 als normal angesehen.

An den Messstellen im Odergebiet wurden Verhältnisse nahe 1:1 gefunden (vgl. Tabelle 5.6.2.1.-3). Somit sind hinsichtlich des Ammoniums die Befunde als background-Werte – zumindest jedoch nicht als landwirtschaftlich überprägt – zu interpretieren. Auch in Lebus wurden Ausreißer mit höheren Konzentrationen gefunden. Unter Hinzuziehung der Ausreißer unterscheiden sich die Messstellen Lunow und Zollstation kaum noch. Bei den TOC-Werten wird praktische keine Differenzierung mehr beobachtet. Die Unterschiede zwischen den Messstellen liegen im Bereich der Schwankungsbreite der Messwerte selbst.

Aus den ermittelten Konzentrationen, der tatsächlichen Probenmenge sowie der jeweiligen Sammlerfläche wurden die Frachten errechnet. Eine Übersicht gibt Tabelle 5.6.2.1-2, die Einzelwerte sind in Anlage 5 (Anlagenband) dokumentiert. Zur Frachtberechnung an den Messstellen Lunow, Zollstation und Aurith wurde der Messausfall zu Beginn des Jahres anhand der Niederschlagsfehlbeträge und der gewogenen Mittel hochgerechnet (s. o.).

Die ermittelten Frachten weisen untereinander keine ausgeprägte Differenzierung auf und liegen i. d. R. im unteren Normalbereich dessen, was an den übrigen Messstellen im Land Brandenburg beobachtet wird. Auffällig ist wiederum der geringe Protonenüberschuss an der Messstelle Aurith, wo basische Emissionen (Ca) offenbar puffernd wirken. Als letzte Übersicht zeigt die Tabelle 5.6.2.1.-3 die Frachten als absolute Stoffmenge.

Anhand der Stoffmengen sind die absoluten Elementverhältnisse ablesbar (s. o.; Diskussion der Ammoniumbefunde).

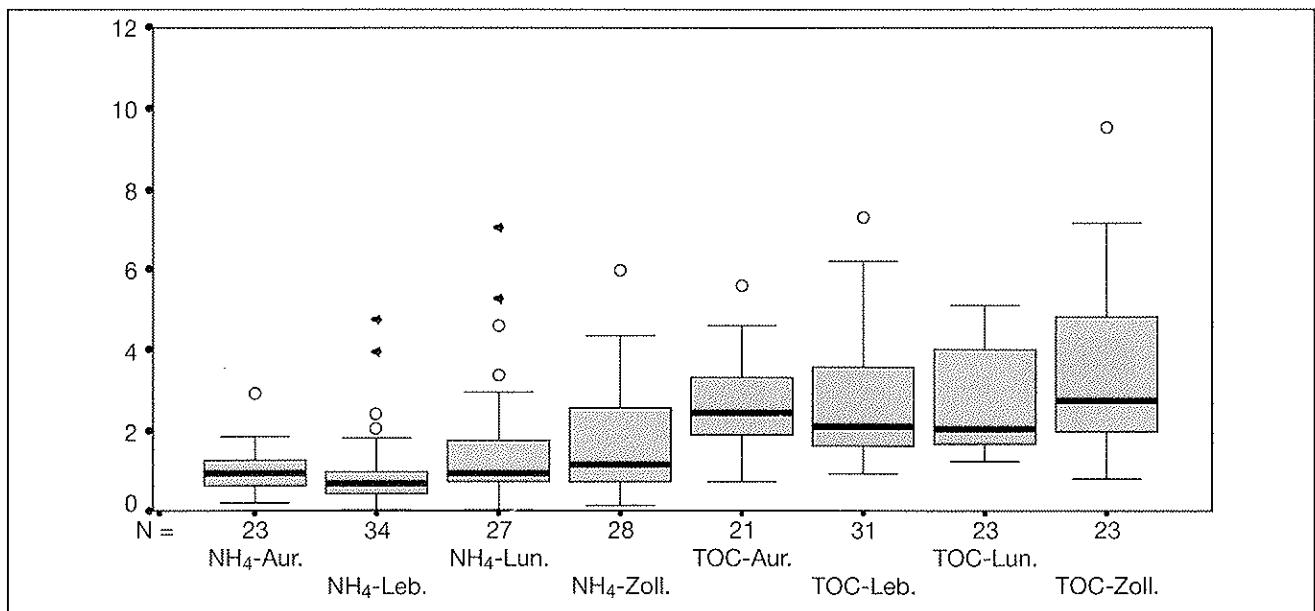


Abb. 5.6.2.1-5: Ammonium- und TOC-Konzentrationen im Niederschlag

Die höheren Ammonium- und Chlorideinträge am wet-only Sammler sind unplausibel und konnten bisher nicht geklärt werden. An der Referenzmessstelle Lauchhammer ist dieser Effekt nicht beobachtet worden, dagegen an der Messstelle Cumlosen. Bei letzterer ist das Messgerät wie in Lebus mit einem Polypropylen-Trichter ausgestattet, während das Gerät in Lauchhammer einen Quarzglas-Trichter hat. Unter Umständen spielen Spurengasadsorptionen am Material oder elektrostatische Aufladung des Trichters eine Rolle.

Tab. 5.6.2.1.-2: Frachten (massebezogen)

	Zollstation		Lunow		Aurith		Lebus bulk		Lebus wet-only	
	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
H + 5,6	135		88		52		193		88	
H + 7,0	283		221		190		383		200	
F	76		36		65		43		35	
Cl	5,1		6,1		5,9		3,4		4,7	
SO ₄	18,9		18,5		19,8		16,7		13,3	
NO ₃	13,3		15,2		12,8		12,3		11,2	
NH ₄	4,4		4,9		3,8		3,1		4,7	
NO ₂	28		44		47		10		32	
gesamt-P	198		247		210		122		72	
Na	2,2		3,7		2,6		1,6		1,2	
K	1,9		3,5		1,5		1,3		0,6	
Mg	875		658		914		420		305	
Ca	5,9		5,3		7,0		3,2		2,1	
TOC	9,9		10,1		8,6		10,5		6,0	
N-anorg.	6,5		7,3		5,9		5,2		6,2	

a kg/ha × a

b g/ha × a

Tab. 5.6.2.1.-3: Frachten (stoffmengenbezogen)

	Zollstation	Lunow	Aurith	Lebus	Lebus
	mol/ha × a	mol/ha × a	mol/ha × a	bulk	wet-only
H + 5,6	134	87	52	191	88
F	4,0	1,9	3,4	2,2	1,8
Cl	143	172	166	96	132
SO ₄	197	192	206	174	138
NO ₃	215	245	206	198	180
NH ₄	245	274	212	172	259
NO ₂	0,6	1,0	1,0	0,2	0,7
Na	97	163	112	69	50
K	49	90	38	33	16
Mg	36	27	38	17	13
Ca	147	132	175	80	53
Ionenbilanzabweichung					
	8 %	7 %	3 %	1 %	-4 %

Bemerkenswert ist die Bruttobilanzierung der Ionen. Während bei der routinemäßigen Überprüfung der Einzelanalysen systematische Fehler nicht auffallen (z. B. ein Ion mit gehäuftem Mehr- bzw. Minderbefund), kann dies der Ionenbilanzabweichung über Alles entnommen werden.

Nach Summation sollten systematische Abweichungen als erheblicher Fehler auffallen, was nicht der Fall war. Die Analyseergebnisse können somit in ihrer Gesamtheit als plausibel bewertet werden. Als zulässige Ionenbilanzabweichung gibt die LAWA-Richtlinie [LAWA 1996] in Abhängigkeit zur Gesamtmineralisation der Probe Differenzen von 10 % (> 100 µmol/l) bis 30 % (< 50 µmol/l) an.

5.6.2.2 Spuren- und Halbmetalle im Regen und im Staubbiederschlag

Zur Bestimmung der Spuren- und Halbmetalle wurden 2 Verfahren angewandt. Während das Bergerhoff-Verfahren [VDI 1992] den Totalgehalt an Spuren- und Halbmetallen nach Aufschluss widerspiegelt, werden beim Dosen-Verfahren die potentiell lösungsverfügbaren Anteile, die dem Ökosystem zur Verfügung stehen, erfasst. Die monatlichen Konzentrationen von Blei, Cadmium, Arsen, Nickel, Chrom, Mangan, Eisen und Kupfer im Niederschlag sind für die 4 Messstellen in Abhängigkeit von der Probenahme (PFA-Sammeldose, Bergerhoff) in Anlage 5 (Anlagenband) zusammengestellt. Die Analyseergebnisse für das Dosen-Verfahren beziehen sich in der Regel auf die Mischprobe aus 2 Dosen. Die Probenahmebedingungen sind in der Anlage 5 (Anlagenband) dokumentiert.

Fe und Cu wurden nur als lösungsverfügbare Anteil bestimmt. Die Abhängigkeit der Befunde von der Probenaufarbeitung weist bei den Elementen qualitative Unterschiede auf. Zink, Nickel, Chrom und m. E. Mangan liegen bevorzugt in schwach löslichen Bindungsformen vor, die Befunde nach Aufschluss sind deutlich höher. Es deutet sich an, dass der lösliche Anteil relativ unabhängig vom Totalgehalt ist. Hieraus sind maximale Frachten löslichkeitsverfügbare Schwermetalleinträge ableitbar. Im Untersuchungsgebiet wurde für Nickel eine maximale Fracht von 1 g/ha, für Chrom 0,4 g/ha und für Zink 20 g/ha ermittelt. Die Befunde für Blei, Arsen und Cadmium zeigen keine scharfe Abhängigkeit des Löslichkeitsverhaltens sondern streuen um die 1:1 Linie. Die Stoffeinträge dieser Metalle können somit als im Wesentlichen löslichkeitsverfügbar betrachtet werden.

Die Frage, ob diese Ergebnisse auf andere Messgebiete übertragbar sind oder ob Gebiete mit anderer Immissionscharakteristik auch grundlegend andere löslichkeitsverfügbare Anteile liefern, konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht abschliessend geklärt werden. Sie ist jedoch in Hinblick auf eine ökotoxikologisch ausgerichtete Interpretation der Bergerhoff-Daten von weitergehendem Interesse. Diese Messbefunde decken sich gut mit den Angaben von [LAHMANN] zu wasserlöslichen Anteilen von Schwermetallen im Luftstaub (Tabelle 5.6.2.2.-1). Die etwas höheren Befunde beim Dosen-Verfahren sind darauf zurückzuführen, dass die Löslichkeit der Schwermetalle in 0,6 %iger HNO₃ höher ist als in Wasser. Für Zn liegt der lösungsverfügbare Anteil immer wesentlich niedriger als der Totalgehalt. Die einzige Ausnahme bildet der Juli

mit dem höchsten Niederschlagsaufkommen des Jahres. Innerhalb langer Regenperioden wurde ein geringeres Konzentrationsniveau von ca. 200 µg/l gefunden. Die höchsten gemessenen Konzentrationen von Zn in trockenen Perioden liegen bei 370 µg/l. Die erhöhten Werte im Juli für den löslichen Anteil von Ni, Cr, Mn, Fe und Cu können ebenfalls auf diese Ursache zurückgeführt werden. Einige Cd-Befunde, bei denen mit der Dosen-Methode höhere Frachten ermittelt wurden, sind unplausibel.

Tab. 5.6.2.2.-1: Lösliche Schwermetallanteile

Element	wasserlöslicher Anteil [SCHLEYER]	lösungsverfügbare Anteil [dieser Bericht]
Cd	ca. 90 %	ca. 100 %
As	ca. 70 – 80 %	ca. 100 %
Ni	ca. 60 – 70 %	ca. 70 %
Se	ca. 50 – 60 %	–
Pb	ca. 40 – 50 %	ca. 100 % (bei niedr. Konz.)
Co	ca. 40 %	–
Cr	–	ca. 40 %
Zn	–	ca. 30 %

Die Ursachen müssen noch geklärt werden. Der Aufschluss wurde durch das Referenzmaterial BCR 176 überprüft und ist vollständig. Absorptionseffekte und elektrostatische Aufladung der Dosen in längeren Trockenperioden könnten die Quelle für die Mehrbefunde sein. Cd und As sind an den 4 Messstellen relativ gleichmäßig verteilt. Die Messstelle Zollstation zeigt eine deutlich höhere Nickelbelastung. Aurith zeigt sich auch bezüglich der Schwermetalle als am höchsten belastete Messstelle, während Lebus am geringsten belastet ist. Zum Vergleich unserer Befunde mit gebietstypischen Immissionsmustern wurden die Ergebnisse der Niederschlagsbeschaffenheitsmessung mit den Rasterdaten des Staubniederschlagsmessnetzes des LUA [LUA 1996] verglichen

Tab. 5.6.2.2.-2: Vergleich mit Messpunkten LUA-Messnetz, arithmetische Jahresmittelwerte in g/ha

Messstelle	Blei	Cadmium	Arsen	Nickel	Zink
Frankfurt(O.) (LUA 1995)	5,40	0,09	0,24	1,47	88,50
Lebus	4,33	0,06	0,21	1,15	50,59
Eisenhüttenstadt (LUA 1995)	8,40	0,12	0,30	1,62	97,20
Aurith	5,80	0,07	0,33	1,32	67,73
Schwedt/O. (LUA 1995)	5,10	0,09	0,24	8,19	83,70
Zollst. B-S22	4,46	0,06	0,20	2,32	64,07
Lunow	3,60	0,06	0,18	1,24	74,41

(Tab. 5.6.2.2.-2 und Abb. 5.6.2.2.-1 und -2). Da die Datenerhebung des LUA auf dem Bergerhoff-Verfahren beruht, werden hier auch nur diese Messbefunde herangezogen. Der Messstelle Lunow war kein Rastermessnetz zuzuordnen. An den Oder-Messstellen wurden die Belastungsmuster des betrachteten Gebietes teilweise wiedergefunden. Die Befunde aus dem Staubniederschlagsmessnetz repräsentieren emissionsgeprägte städtische Belastung und liegen damit im arithmetischen Jahresmittelwert immer höher als die Messstellen an der Oder. Die hohe Ni-Belastung von Schwedt wird auch an der Messstelle Zollstation in erhöhten Ni-Frachten gefunden. Die höchsten Ni-Konzentrationen wurden im Rastermessnetz Schwedt in direkter Umgebung des Chemiestandortes gefunden. Sie können mit dem Einsatz von Nickelkatalysatoren im Zusammenhang stehen. Die Messstelle Aurith wird in Bezug auf Pb durch Eisenhüttenstadt, wo die Pb-Belastung merklich höher als in anderen urbanen Gebieten ist, beeinflusst. Dadurch erreichen die Pb-Frachten in Aurith das Niveau von Innenstädten. Lebus ist die am geringsten belastete Messstelle.

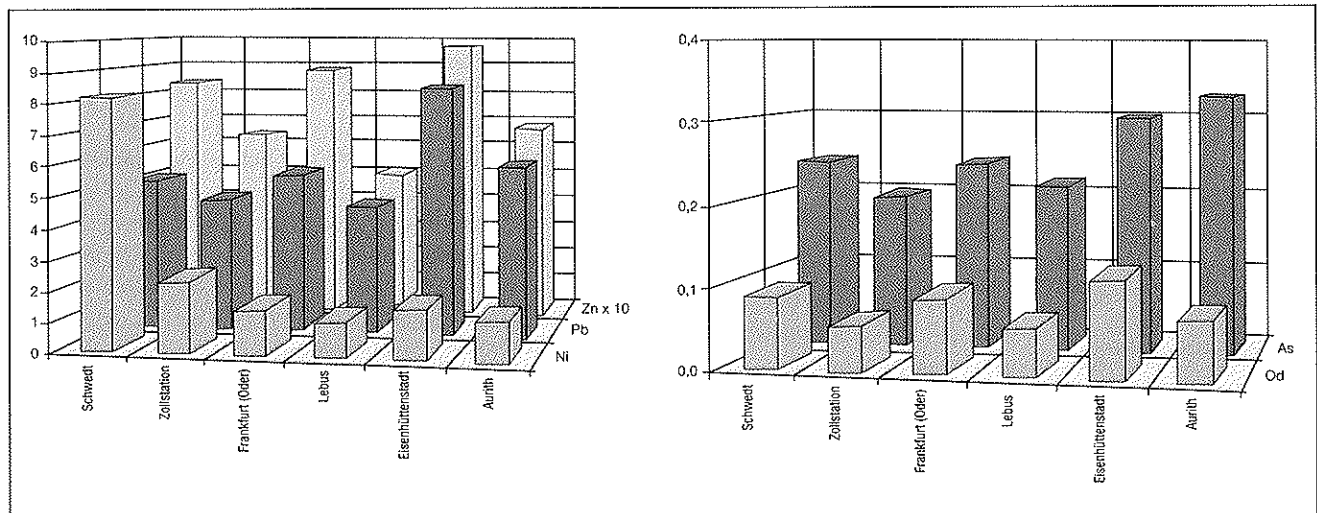


Abb. 5.6.2.2.-1 und -2: Vergleich mit Messpunkten aus dem LUA-Messnetz arithmetische Jahresmittelwerte in g/ha

5.6.2.3 Organische Stoffe

Organische Luftinhaltsstoffe können sowohl biogener als auch anthropogener Herkunft sein. Sie werden in Abhängigkeit von ihrer Wasserlöslichkeit und ihrem Dampfdruck durch den Niederschlag ausgewaschen. Auch partikelgebundene oder halbflüchtige organische Stoffe wie PAK, PCB's oder Pestizide werden sowohl durch Auswaschen als auch durch trockene Deposition auf die Erdoberfläche in nicht zu unterschätzenden Mengen transportiert [BIDLEMAN].

Die Angabe der Schadstoffeinträge organischer Spurenstoffe entlang der Oder erfolgt sowohl als Konzentrationen im Niederschlagswasser als auch in Frachten. Aufgrund der lang anhaltenden Frostperiode im Frühjahr 1996 konnte mit der Einrichtung der Messstellen erst im April begonnen werden. Der Messzeitraum erstreckte sich daher hauptsächlich von Mai bis Dezember, insgesamt konnten somit, auch unter Berücksichtigung der Ausfälle, 72–91 % der Niederschlagsereignisse des Jahres erfasst werden (s. Tab. 5.6.2.3.-1).

Tab. 5.6.2.3.-1: Beschreibung des Messzeitraumes

	Lebus	Lunow	Aurith	Zollstation
Zeitraum der Messung	13. – 49 KW	20. – 49. KW	19. – 49. KW	20. – 49. KW
Ausfälle im Messzeitraum	31./40./45./49. KW	24./32./36./49. KW	21./24./32./43. KW	32./36./49. KW
erfasste Niederschlagsereignisse im Kalenderjahr	91 %	77 %	72 %	77 %

– Konzentration leichtflüchtiger organischer Stoffe

Aufgrund ihres hohen Dampfdruckes werden diese Stoffe vorrangig aus der Gasphase durch das 'gas scavenging' ausgewaschen. Damit ist die Intensität des Niederschlagsereignisses maßgeblich für die Bewertung der ermittelten Konzentrationen.

In Abbildung 5.6.2.3.-1a bis -1d sind für alle 4 Messstationen die theoretischen Niederschlagsmengen dem der Analyse zur Verfügung gestandenen Probevolumina gegenübergestellt.

Hier lässt sich deutlich erkennen, dass selbst bei wöchentlichem Probewechsel intensive Niederschlagsereignisse nicht vollständig erfasst werden konnten. Fehlbeträge treten immer dann auf, wenn das Probevolumen der Flasche von ca.

1.200 ml überschritten wurde (Überlaufen des Sammlers). Verdunstungsverluste und damit verbundene Aufkonzentrationen konnten hingegen nahezu ausgeschlossen werden. Zur Berechnung der Frachten wurde daher im Falle organischer Spurenstoffe vom theoretischen Probevolumen ausgegangen.

In Tabelle 5.6.2.3.-2 sind die Ergebnisse der Bestimmung leichtflüchtiger organischer Stoffe zusammengefasst. Angegeben ist die Mittlere Konzentration der Einzelstoffe pro Kalenderwoche, die Fracht im angegebenen Messzeitraum, das gewogene Mittel, die kleinsten und höchsten gemessenen Konzentrationen sowie die Befundhäufigkeit und die Anzahl der durchgeführten Analysen.

In Abbildung 5.6.2.3.-2 ist die Befundhäufigkeit der VOC dargestellt. Danach wurden Trichlormethan, Tetrachlormethan, 1.1.1-Trichlorethan und Tetrachlorethen an allen 4 Standorten mit gleich hoher Häufigkeit in fast allen Proben gefunden. Weitaus niedriger ist die Befundhäufigkeit der BTX-Aromaten. Dies ist hauptsächlich auf die höheren Bestimmungsgrenzen

des Analysenverfahrens (Faktor 5–25 gegenüber LHKW) zurückzuführen. Styrol konnte in keiner Probe nachgewiesen werden, Benzol am häufigsten an der Zollstation und die Xylole am häufigsten in Lunow, allerdings alle Konzentrationen mit keiner deutlichen Überschreitung der Nachweisgrenze. Auffällig ist die relativ hohe Befundhäufigkeit von Chlorbenzol in Aurith. Der Mittelwert der gemessenen Konzentrationen beträgt hier 157 ng/l. Die Haloforme zeigen an allen Messstellen für Trichlormethan, Tetrachlormethan, Tetrachlorethen und 1.1.1-Trichlorethan eine gleichmäßige Befundhäufigkeit von mehr als 70 % bezüglich der durchgeführten Messungen. Aufgrund der geringen Befundhäufigkeiten der BTX erwies sich die Berechnung von Frachten nur für die LHKW als sinnvoll.

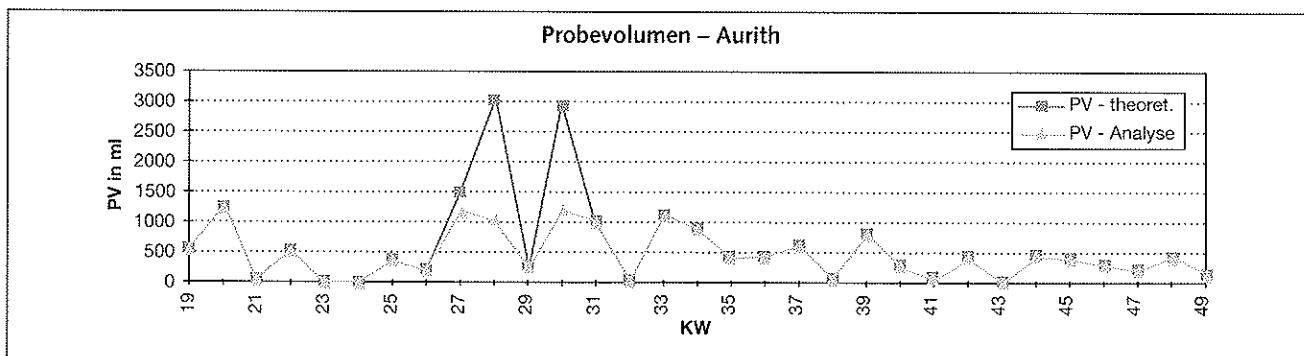


Abb. 5.6.2.3.-1a: Vergleich theoretisches und vorhandenes Probevolumen

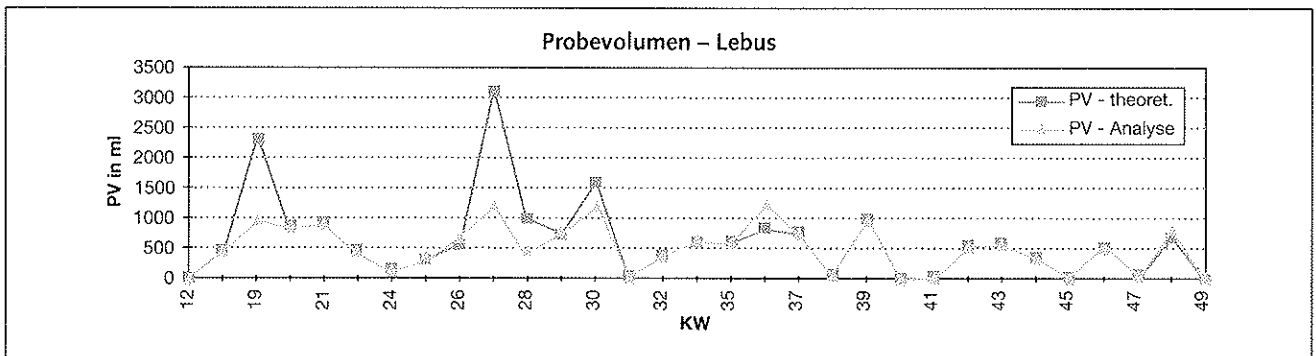
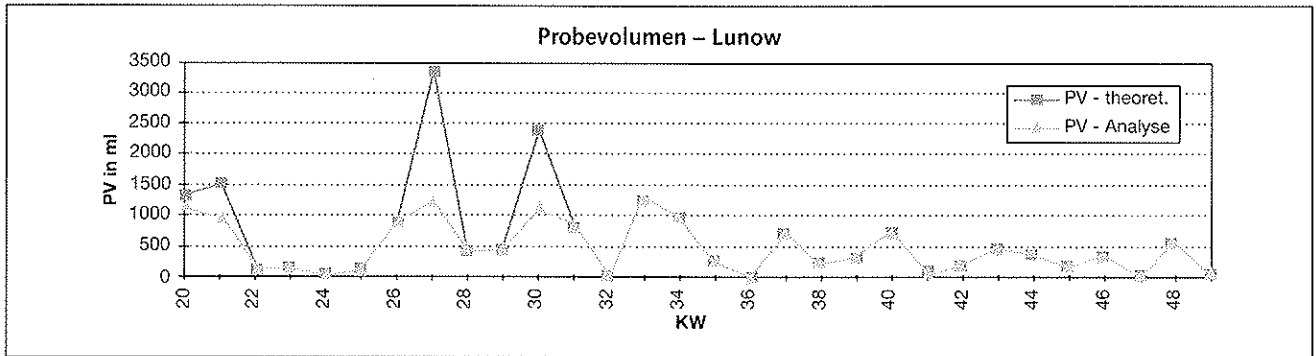
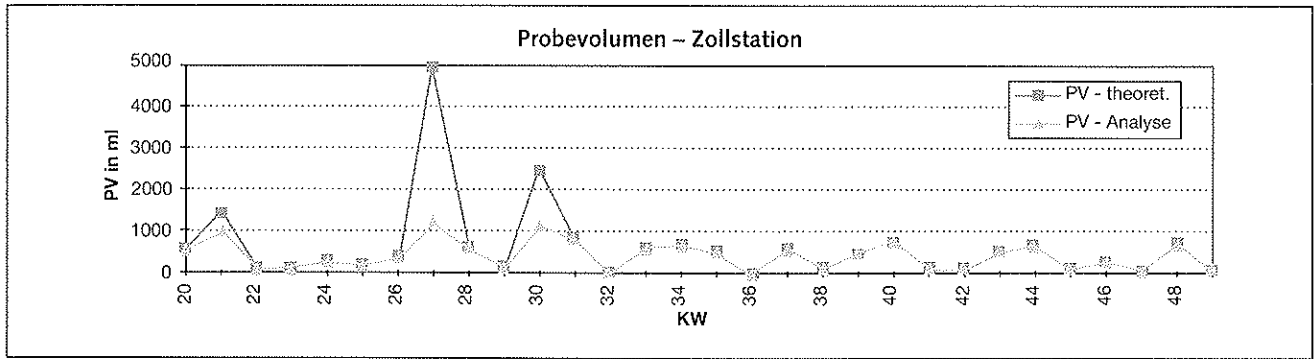


Abb. 5.6.2.3.-1b bis -1d: Vergleich theoretisches und vorhandenes Probevolumen

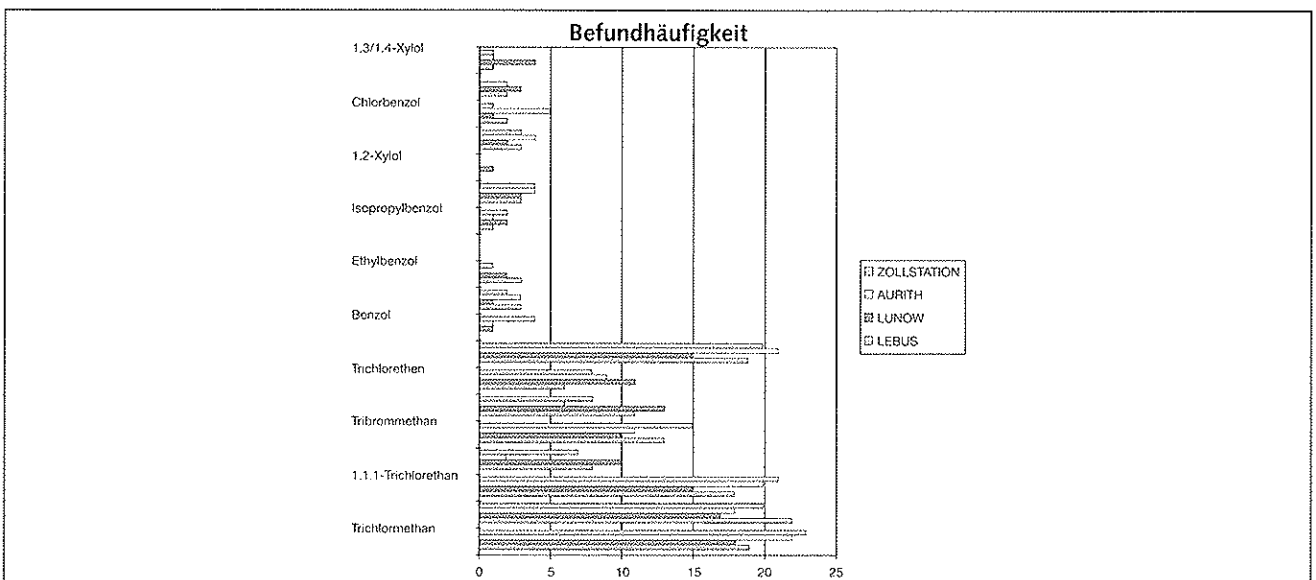


Abb. 5.6.2.3.-2: Befundhäufigkeit VOC

Tab. 5.6.2.3.-2: Leichtflüchtige organische Stoffe

Parameter	Trichlormethan	Tetrachlormethan	1.1.1-Trichlorethan	1.1.2-Trichlorethan	Tribrommethan	Dibromchlormethan	Trichlorethen	Tetrachlorethen	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	Styrol	Isopropylbenzol	n-Propylbenzol	1.2-Xylol	1.3.5-Trimethylbenzol	Chlorbenzol	1.3-Diethylbenzol	1.3/1.4-Xylol
LEBUS																			
MW/KW in ng/l	271	9,9	8,3	11	12,6	2,5	1,3	10,8	<50	<25	<25	<25	<25	26	<25	<25	<50	<25	<25
Fracht in mg/ha/a	1132	14,5	61	65	76	26	7	91											
Gew. Mittel ng/l	312	21,3	11	22	13,6	4,6	1,3	16,2											
Min. in ng/l	<50	<1	<1	<5	<5	<1	<1	<1	<50	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<50	<25	<25
Max. in ng/l	1236	213	48	77	84	28	13	82	<50	59	256	<25	40	320	0	98	59	360	29
Befunde > BG	19	22	18	8	13	11	6	19	0	3	3	0	1	3	0	3	2	2	1
Messungen	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26
LUNOW																			
MW/KW in ng/l	378	5	13,4	16	22,4	4	4,54	6,6	<50	<25	27	<25	<25	<25	<25	<25	<50	26,7	<25
Fracht in mg/ha/a	1128	11	108	51	115	16	17,3	19,3											
Gew. Mittel ng/l	305	3	29,2	14	31	4,3	4,7	5,2											
Min. in ng/l	<50	<1	<1	<5	<5	<1	<1	<1	<50	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<50	<25	<25
Max. in ng/l	977	19	196	70	164	20	27	27	60	79	288	<25	66	250	40	38	219	313	47
Befunde < BG	18	17	15	10	10	13	11	15	1	1	2	0	2	3	1	2	1	3	4
Messungen	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
AURITH																			
MW/KW in ng/l	557	8,7	9	<5	13,6	1,2	7,3	10,2	<50	48	<25	<25	<25	<25	<25	30	50	<25	<25
Fracht in mg/ha/a	1963	29,4	22	14	47	3	27,6	41,4											
Gew. Mittel ng/l	531	7,9	5,9	3,8	13	0,8	7,5	11,2											
Min. in ng/l	<50	<1	<1	<5	<5	<1	<1	<1	<50	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<50	<25	<25
Max. in ng/l	3140	54	31	17	46	7	35	58	111	712	<25	<25	67	59	<25	400	274	181	43
Befunde < BG	22	18	20	2	11	6	9	21	1	3	0	0	1	4	0	4	5	2	1
Messungen	26	26	26	26	26	26	26	26	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27
ZOLLSTATION																			
MW/KW in ng/l	401	21,6	10,5	10	25	4	2,4	12,1	<50	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<50	<25	<25
Fracht in mg/ha/a	1193	81,8	18,3	25	62	16	6,3	46,4											
Gew. Mittel ng/l	313	21,5	4,8	6,6	16,3	4,1	1,7	12,2											
Min. in ng/l	<50	<1	<1	<5	<5	<1	<1	<1	<50	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<50	<25	<25
Max. in ng/l	2143	268	62	66	138	28	18	56	69	32	169	<25	68	159	<25	163	103	<25	177
Befunde < BG	23	20	21	7	15	8	8	20	4	2	1	0	2	4	0	3	1	0	1
Messungen	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27

Abbildung 5.6.2.3.-3 zeigt die Frachten der 8 gemessenen Haloforme im Messzeitraum. Dabei hat Trichlormethan den grössten Anteil und liegt um den Faktor 10–200 über den anderen Stoffen. Zur Auswertung der hohen Trichlormethanbefunde wurden daher die Ergebnisse der Messstationen Cottbus und Lauchhammer in Abbildung 5.6.2.3.-4 hinzugezogen. Beide Messstationen befinden sich direkt an den Standorten des Landesumweltamtes. Die Proben wurden sofort nach Beendigung der Sammelzeit in HSS-Gläser gefüllt und vermessen. Eventuelle Kontaminationen durch Lagerung und Transport konnten daher ausgeschlossen werden. Die Abbildung zeigt deutlich, dass an allen 6 Messstationen vergleichbare hohe Konzentrationsbereiche für Trichlormethan festgestellt wurden. Die beiden hohen Konzentrationen in Aurith fallen mit Trockenperioden zusammen.

In den Abbildungen 5.6.2.3.-5a bis -5d ist die Summe der VOC-Konzentrationen in den Proben der Niederschlagsmenge gegenübergestellt. Insgesamt zeigen die VOC ein deutliches Auswaschverhalten, d. h. hohe Konzentrationen fallen mit geringen Niederschlagsintensitäten zusammen. Geprägt wird dieses Verhalten maßgeblich durch Trichlormethan. Eine Ausnahme stellt hier Lebus in den Sommermonaten dar, anscheinend überlagern sich hier mehrere Prozesse. In Aurith wurden die höchsten Gesamtkonzentrationen in den Einzel-Wochenproben gefunden, die anderen 3 Messstellen zeigen ein eher ausgeglichenes Konzentrationslevel über den gesamten Messzeitraum. Auffällig sind weiterhin die relativ hohen Frachten für Tribrommethan an allen Messstellen. Dieses stammt vorrangig aus natürlichen Quellen und überwiegt in der nördlichen Hemisphäre [ZETSCH et. al.].

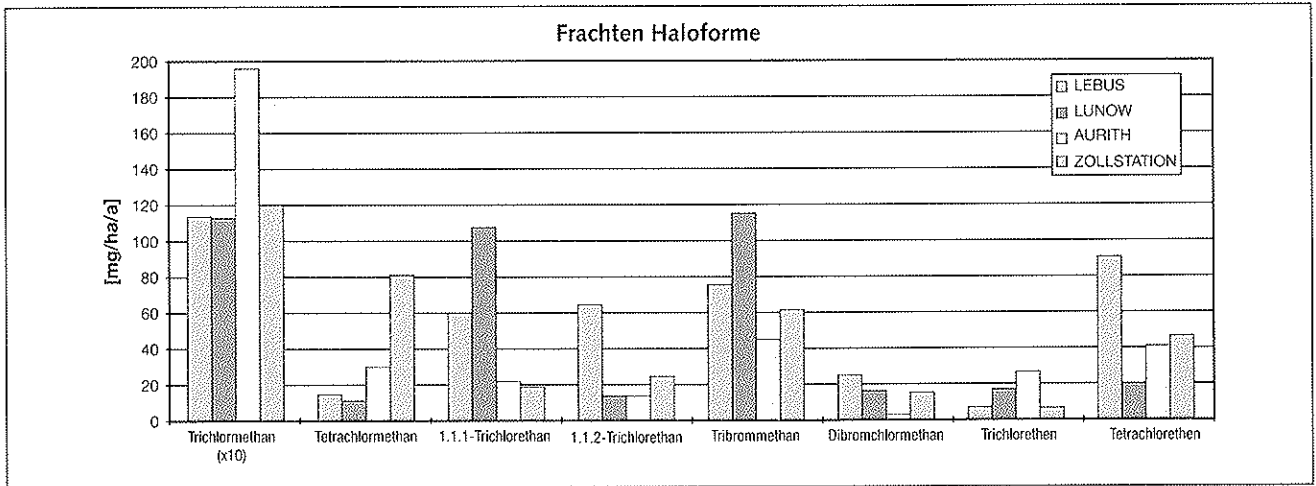


Abb. 5.6.2.3.-3: Frachten der Haloforme

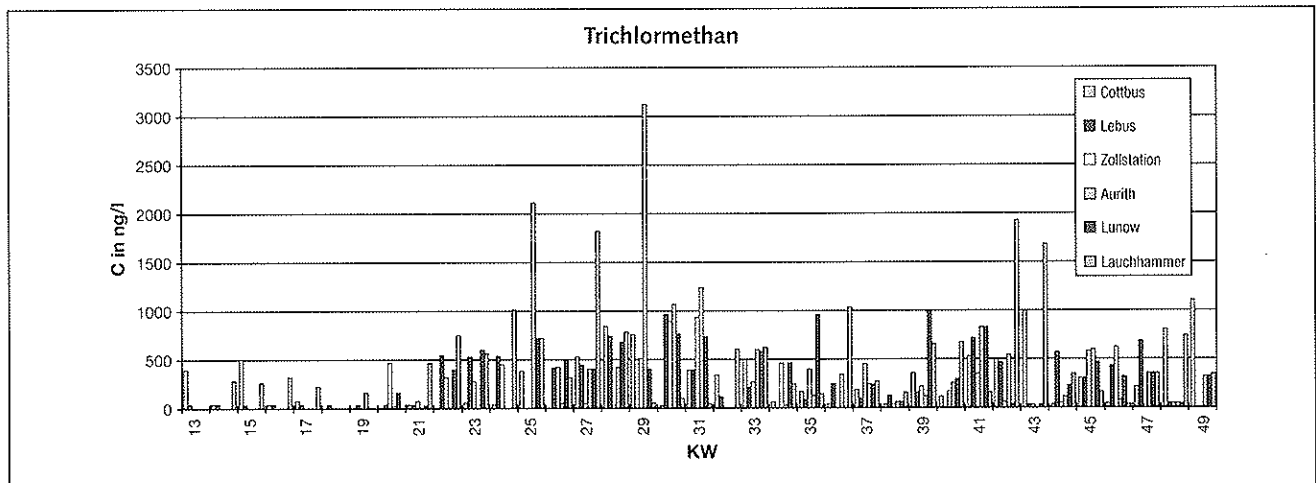


Abb. 5.6.2.3.-4: Trichlormethanbefunde unter Einbeziehung der Messstellen Cottbus und Lauchhammer

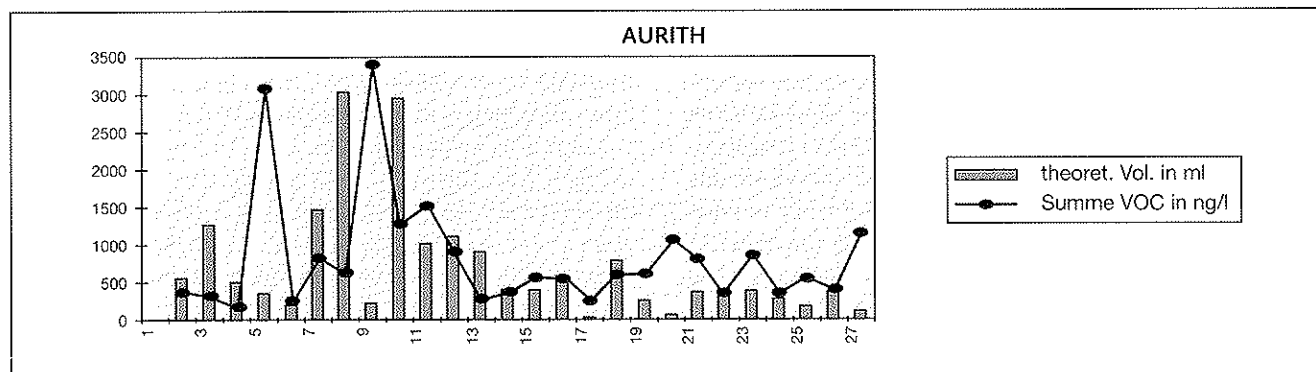


Abb. 5.6.2.3.-5a: Vergleich der VOC-Konzentration und der Niederschlagsmengen (Abzissenachse – Kalenderwoche)

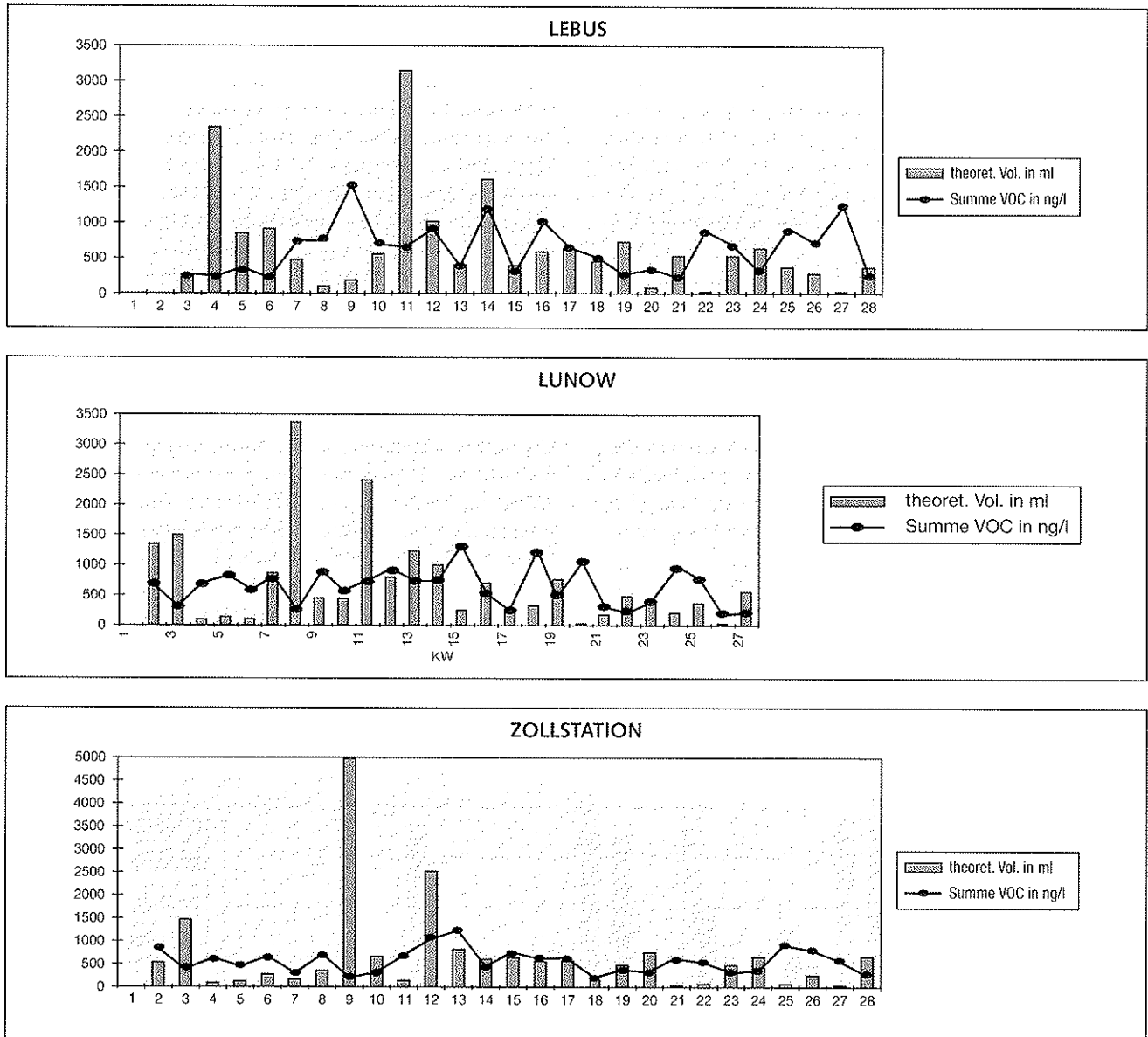


Abb. 5.6.2.3.-5b bis -5d: Vergleich der VOC-Konzentration und der Niederschlagsmengen (Abzissenachse – Kalenderwoche)

– Konzentration schwerflüchtiger organische Spurenstoffe

Von den schwerflüchtigen organischen Spurenstoffen wurden folgende Stoffgruppen bestimmt:

- Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Hexachlorbenzol,
- Pestizide (Clorpestizide und Triazine),
- Phthalsäureester,
- Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH),
- Chlorphenole,
- Carbonsäuren.

Die Einzelmessergebnisse dieser Stoffe sind in Anlage 5 (Anlagenband) aufgelistet. Die Messergebnisse für Chlorphenole mussten komplett als Außreisser bewertet werden, da sich die Messergebnisse an realen Niederschlagsproben nicht deutlich von Blindwertmessungen abheben. Bei den Phthalaten konn-

te die Möglichkeit des Stoffeintrages bei Probenahme/Probenvorbereitungsschritten nicht restlos ausgeschlossen werden, so dass auf eine Auswertung ebenfalls verzichtet wurde.

Polychlorierte Biphenyle und Hexachlorbenzol

Die Analytik dieser Stoffgruppe ergab nur 17 positive, von insgesamt 225 Analysen, d. h. nur ca 8 % aller Messergebnisse lagen über der Bestimmungsgrenze der Methode (10 ng/l). Würde man unter Zugrundelegung der halben Nachweisgrenze die Fracht für die Summe aller PCB errechnen, ergäbe sich eine Fracht von $< 300 \text{ mg} \times \text{ha}^{-1} \times \text{a}^{-1}$. Zum Vergleich beträgt die Depositionsrates für den Einzelstoff Hexachlorbenzol, der sich aus Messergebnissen des Jahres 1990 der HLFU ergibt [13], $7,3 \text{ mg} \times \text{ha}^{-1} \times \text{a}^{-1}$.

Triazine

Die Analyse der Niederschläge auf Triazine ergab im Untersuchungszeitraum keine positiven Befunde. Gesichert lässt sich daher nur aussagen, dass der Eintrag von Triazinen mit dem Niederschlag $< 100 \text{ mg} \times \text{ha}^{-1} \times \text{a}^{-1}$ ist. Dieser Befund ist nicht überraschend, da die Triazine wegen ihrer geringen Dampfdrücke praktisch nur staubgebunden in die Atmosphäre gelangen können. Daher ist vor allem während der Ausbringungszeiten dieser Pflanzenschutzmittel auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in der nahen Umgebung mit höheren Frachten zu rechnen.

Chlorpestizide

Anders als bei den Triazinen waren bei den bestimmten Chlorpestiziden im Durchschnitt 25 % aller analytischen Befunde positiv. Hierbei dominieren *p,p'*-DDT und Lindan. Der Gesamteintrag an Chlorpestiziden liegt an den einzelnen Messstellen zwischen 300 und $500 \text{ mg} \times \text{ha}^{-1} \times \text{a}^{-1}$ wobei an der Messstelle Aurith die höchsten Werte ermittelt wurden.

Aus der Darstellung der Einzelfrachten für DDT und Lindan ist eine Häufung positiver Befunde in den Sommermonaten erkennbar (Abb. 5.6.2.3.-6 und -7). Die Einzelergebnisse sind in Anlage 5 (Anlagenband) zusammengefasst.

PAK

Für die PAK's nach TVO ergeben sich Summenfrachten zwischen 300 und 600 mg pro Hektar und Jahr, wobei die Messstelle Lunow den höchsten Eintrag aufweist (vgl. Anl. 5) Aus Immissionsmessungen der staubgebundenen PAK's ist bekannt, daß der jahreszeitliche Verlauf durch ein Minimum in den Sommermonaten geprägt ist [BJØRSET]. Dieser Verlauf zeigt sich an allen 4 Messstellen auch für die PAK-Frachten der Niederschläge, wie aus Abbildung 5.6.2.3.-8 ersichtlich ist. Als Ursache für diesen Verlauf wird neben dem in den Sommermonaten verringerten anthropogenen Eintrag (Heizung) vor allem der verstärkte photooxidative Abbau gesehen.

Organische Säuren

Die aus den Messergebnissen berechneten Frachten und gewogenen Mittelwerte sind in Anlage 5 aufgelistet. Die Jahresfracht der Organischen Säuren an den Messstellen ist in Abbildung 5.6.2.3.-9 dargestellt. Hieraus wird deutlich, dass Ameisensäure und Essigsäure die dominierenden organischen Säurekomponenten sind. Der Eintrag in die Atmosphäre ist einerseits durch biologische Aktivität begründbar, andererseits ist ein anthropogener Stoffeintrag nicht auszuschließen. Beispielsweise ist der verkehrsbedingte Eintrag von Formaldehyd in die Atmosphäre bekannt und dessen Oxidation zu Amei-

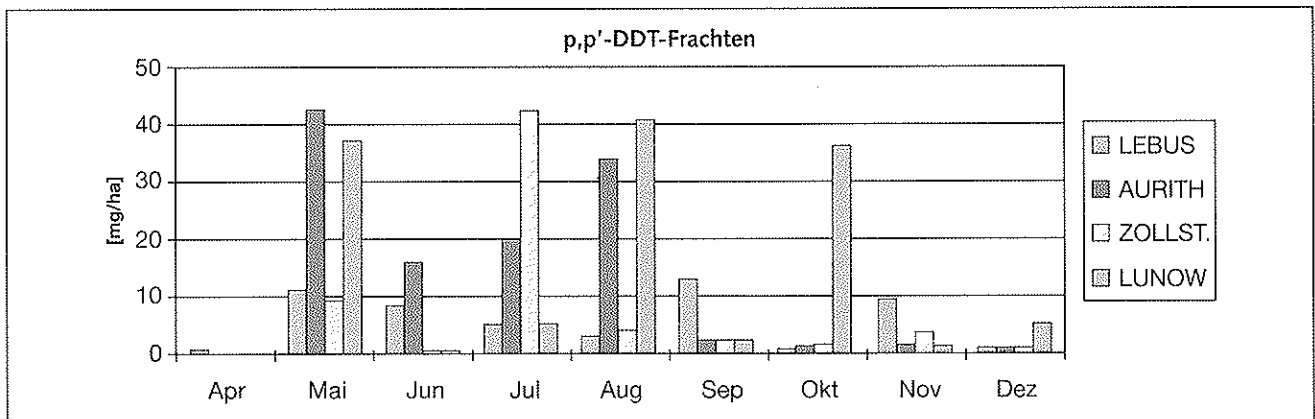


Abb. 5.6.2.3.-6: *p,p'*-DDT-Frachten

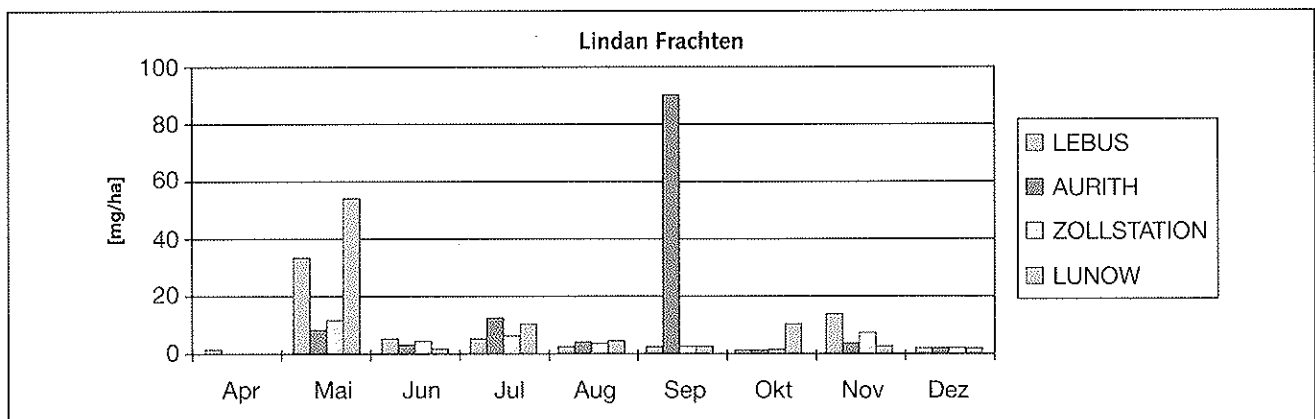


Abb. 5.6.2.3.-7: Lindan-Frachten

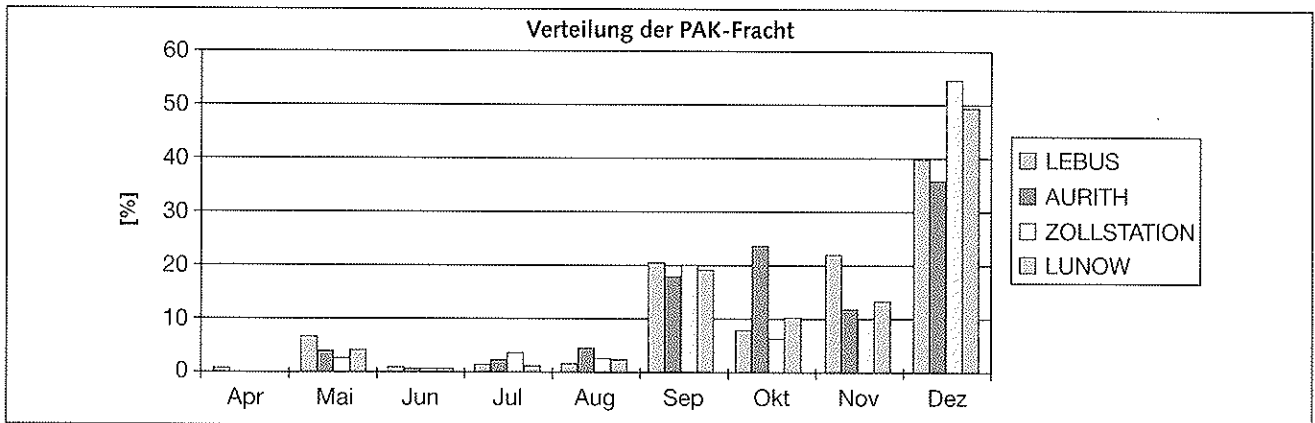


Abb. 5.6.2.3.-8: Frachten der PAK's als prozentualer Anteil an der Jahresfracht

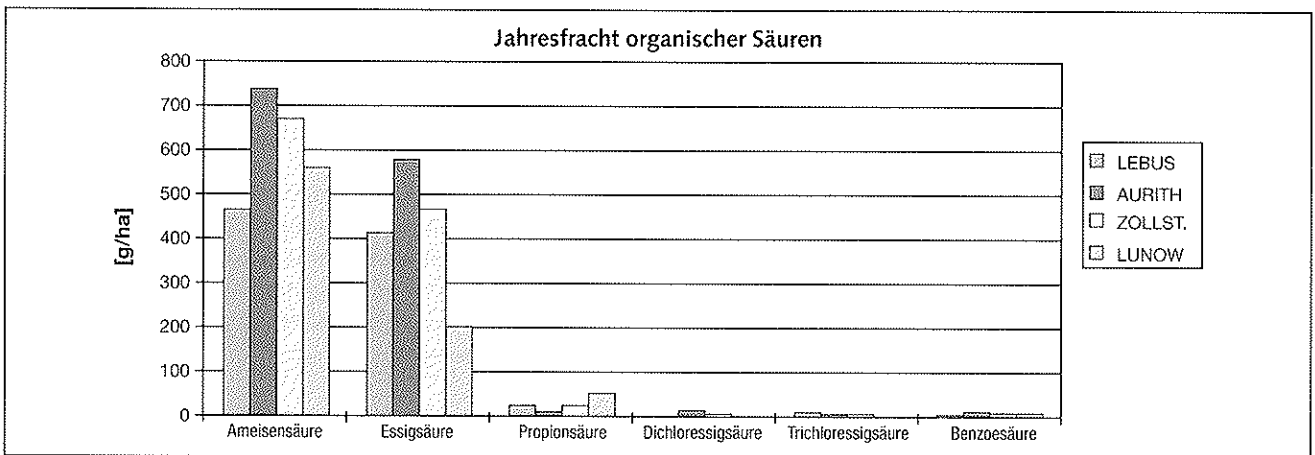


Abb. 5.6.2.3.-9: Jahresfracht organischer Säuren

sensäure wahrscheinlich. Die Reaktion von Hydroxyl-Radikalen mit Methan zu Formaldehyd und dessen Photooxidation zu Ameisensäure dürfte der Haupteintragspfad für Ameisensäure in die Atmosphäre sein [BLIEFERT].

Das aus Abbildung 5.6.2.3.-10 erkennbare Maximum des Säureeintrages in den Sommermonaten (August/September) ist mit allen Eintragspfaden begründbar. Di- und Trichloressigsäure wurden gleichfalls an allen Messstationen gefun-

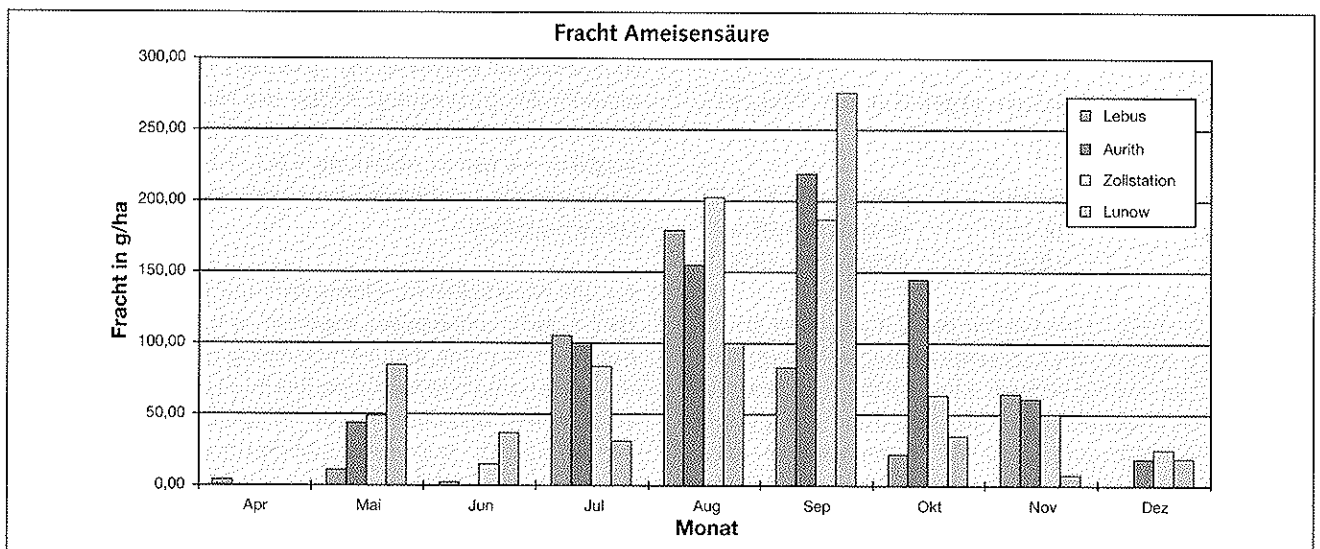


Abb. 5.6.2.3.-10: Fracht Ameisensäure

den. Sie sind hauptsächlich Abbauprodukte von Tri- und Tetrachlorethen. Insbesondere nach sonnenreichen Trockenperioden werden höhere Konzentrationen gefunden [DÄMMGEN et. al.]. Der Vergleich des Säureeintrags an den 4 Messstellen zeigt, dass an der Messstelle Aurith der höchste Säureeintrag erfolgte. Die höchsten Säureeinträge wurden im Sommer bis Spätsommer gefunden.

5.6.3 Bewertung der Ergebnisse

– Grundsätzliche Bemerkungen zur Bilanzierung und Korrektur der Stoffeinträge

Die errechneten Stoffeinträge (Frachten) charakterisieren lediglich den Anteil der akzeptorunabhängigen Niederschlagsdeposition (vgl. Kapitel 5.6.1., Depositionsprozess). Ein grundsätzliches, aber methodisch nicht zu bewältigendes Problem besteht in der Erfassung der trockenen Deposition. Dieser Anteil ist messtechnisch nicht direkt erfassbar. Die bisher bekannten Lösungsansätze beruhen auf zeitlich hochaufgelösten mikrometeorologischen Messungen mit anschließender Modellierung der Stoffströme. Sie sind mit erheblichem Aufwand verbunden und i. d. R. nicht auf andere Gebiete übertragbar [FOKEN et. al.]. Hieraus resultiert, dass die aus den nassen Depositionen errechneten Stoffeinträge systematisch zu gering sind.

In grober Abschätzung beträgt das Verhältnis von trockener zu nasser Freilanddeposition in Emittentennähe ca. 10:1 und kann nach Ferntransport auf weniger als 1:1 abfallen [FOWLER; LAWA 1993]. Diese Probleme gewinnen bei dem von West nach Ost zunehmend kontinentalen Charakter des Klimas (längere Trockenperioden, geringere Niederschlagshöhen) an Bedeutung. Dieser systematische Fehler lässt sich für die Bewertung der Ergebnisse nicht kompensieren. Als weitere Besonderheit bei der Bewertung der Stoffeinträge muss die Tatsache berücksichtigt werden, dass das Jahr 1996 bezüglich des langjährigen Mittels deutlich zu trocken war.

Die Abweichungen betragen gegenüber der Vergleichsperiode 1951 bis 1980:

Angermünde	- 114 mm	entspricht - 21 %
Potsdam	- 165 mm	entspricht - 28 %
Cottbus	- 68 mm	entspricht - 12 %.

Dies hat zur Folge, dass anhand des vorliegenden Datenmaterials die Stofffrachten gegenüber längeren Vergleichszeiträumen um den jeweiligen Minderbetrag unterschätzt werden. Eine Hochrechnung der Frachten auf größere Zeiträume würde zu entsprechenden Fehlern führen. Diese Tatsache spielt jedoch bei der Abschätzung der aktuellen Stoffflüsse keine Rolle, sofern Input und Output keiner erheblichen Zeitverzögerung unterliegen (z. B. bei der Betrachtung des Oberflächenabflusses nach ergiebigen Niederschlagsereignissen).

Eine Vergleichsmöglichkeit mit Vorbefunden besteht in der Betrachtung der mengengewichteten Konzentrationsmittelwerte (gewogenes Mittel). Hierdurch wird die geringere Niederschlagshäufigkeit im Untersuchungszeitraum pauschal berücksichtigt. Unberücksichtigt bleibt hingegen der jahreszeitliche Gang der Konzentrationen. Erfahrungsgemäß liegen infolge feuerungsbedingter Emissionen die Konzentrationen im Winter höher. Die auffälligen Trockenperioden lagen 1996 jedoch gleichfalls im Winter (vgl. 5.6.2.1). Auf die durchgeführten Korrekturen infolge des Messausfalls zu Beginn des Jahres wurde im Kapitel 5.6.2.1. bereits eingegangen.

Als Vergleichsmaßstab für atmosphärische Stoffeinträge kann das Konzept der critical loads (kritische Belastungswerte) herangezogen werden [UBA 1993; UBA 1994]. Hierbei wird von der Frage ausgegangen, welche Belastungen Ökosysteme zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung ihrer nachhaltigen Funktion verkraften können. Daraus folgt, dass diese Angaben stets rezeptorbezogen bzw. schutzgutbezogen sind; es also keine universellen Richt- oder Grenzwerte gibt.

Die im Land Brandenburg festgestellten Frachten bewegen sich vielfach noch deutlich über den Werten der critical loads [LUA 1996]. Dies gilt sowohl für Waldökosysteme als auch für Trinkwasserressourcen oder oligotrophe Gewässer. Diese Beurteilung bezieht sich insbesondere auf die Einträge von Stickstoff und Säurebildnern.

Die Interpretation der Phosphoreinträge ist wegen der unscharfen Abgrenzbarkeit von Kontaminationen sehr kritisch. Zudem dürfte der überwiegende Anteil aus luftgetragenen Bodenstäuben resultieren. Für Eutrophieabschätzungen in Seen ist ein Wert von 0,6 kg/ha empfohlen. Dieser Schwellwert wird zu etwa einem Drittel ausgeschöpft. In Hinblick auf Versauerungserscheinungen spielt Phosphor keine Rolle.

Zur Beurteilung der Versauerungswirkung der Niederschläge wurde aus den Jahresfrachten die potentielle Acidität (Säurelast) errechnet. Hierfür wurden die basischen und sauren Komponenten gegeneinander bilanziert, wobei für das Ammonium der Bruttoumsatz infolge der Nitrifikation im Boden berücksichtigt wurde (Freisetzung von 2 mol Protonen). Zum Vergleich wurden in Abbildung 5.6.3.-1 die Werte der Referenzmessstelle Lauchhammer sowie die Daten der Messstelle Lebus beigelegt.

An den Messstellen im Odergebiet wurden keine wesentlichen Aciditätsunterschiede registriert, während die Messstelle Lauchhammer eine deutliche Überprägung zeigt. Der niedrigste Wert wurde in Aurith registriert, was mit den vergleichsweise hohen Kalziueinträgen erklärlich ist. Bei dem Zeitreihenvergleich muss berücksichtigt werden, dass in die Berechnung die Stofffrachten der nassen Deposition eingeflossen sind und somit mittelbar auch Unterschiede der Niederschlagshäufigkeit abgebildet werden. NAGEL et. al. haben für Waldböden kritische Säurelasten ausgewiesen und bundesweit kartiert. Hiernach sind für weite Teile des Landes

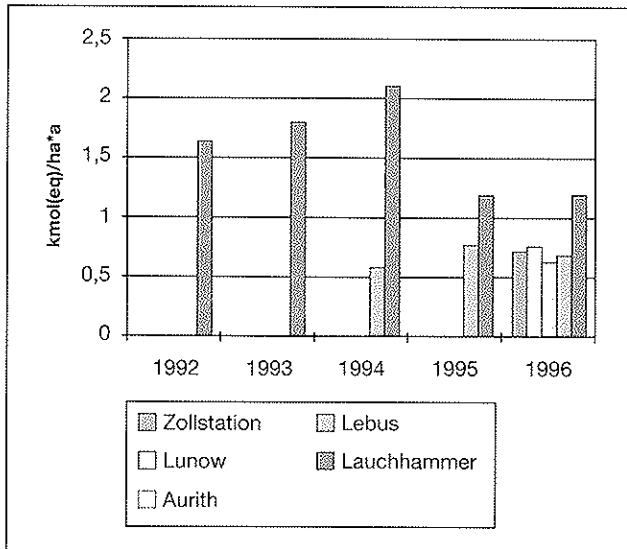


Abb. 5.6.3.-1: Potentielle Acidität der Niederschläge

Brandenburg Werte $< 0,2$ bzw. $0,2-0,5$ $\text{kmol}(\text{eq})/\text{ha} \times \text{a}$ angegeben worden. Diese critical loads werden an allen Messstellen deutlich überschritten.

In der Gesamtschau aller Daten muss trotz der standörtlichen Differenzierung festgestellt werden, dass die atmosphärischen Stoffeinträge wesentlich geringere räumliche Unterschiede aufweisen, als dies erwartet worden war. Noch vor 10 Jahren war wegen des technologisch niedrigen Niveaus des anlagen-

bezogenen Immissionsschutzes eine ausgeprägte Differenzierung beobachtet worden [WERNER et. al.]. Das Depositionsgeschehen wird nunmehr eindeutig von ferntransportierten Schadstoffen dominiert.

Diese These findet ihre Bestätigung im Vergleich der Nitrat-Sulfat-Verhältnisse an allen Messstellen im Land Brandenburg. Für diesen Vergleich standen neben dem Datenmaterial dieses Vorhabens die Daten aus dem Landesmessnetz (Landesumweltamt Brandenburg, 6 Messstellen; Lebus ist beim FE-Vorhaben berücksichtigt) sowie der forstlichen Dauerbeobachtung (Landesanstalt für Forstplanung; 6 Messorte mit jeweils 3 Bestands- und einer Freilandmessstelle) zu Verfügung.

Die Verhältniszahlen $R = c \text{NO}_3 / c \text{SO}_4$ jeder Einzelprobe sind in Abbildung 5.6.3.-2 als Boxplot dargestellt. Es zeigt sich, dass im gesamten Land bei standörtlich variierenden Konzentrationsniveaus sehr ähnliche Stoffmengenverhältnisse gefunden werden. Die größere Streuung der Forstdaten ist mit der Akzeptorabhängigkeit der Bestandsdeposition erklärlich. Die Freilandbefunde des Landesmessnetzes und des viel kleinräumigeren FE-Vorhabens weisen praktisch keine Differenzierung auf. Das bedeutet, dass das „chemische Klima“ [GREGOR] über das Untersuchungsgebiet dieses Vorhabens hinaus homogen ist.

– Schwermetalle

Im Vergleich zu Stoffeinträgen von Säuren und Stickstoff-

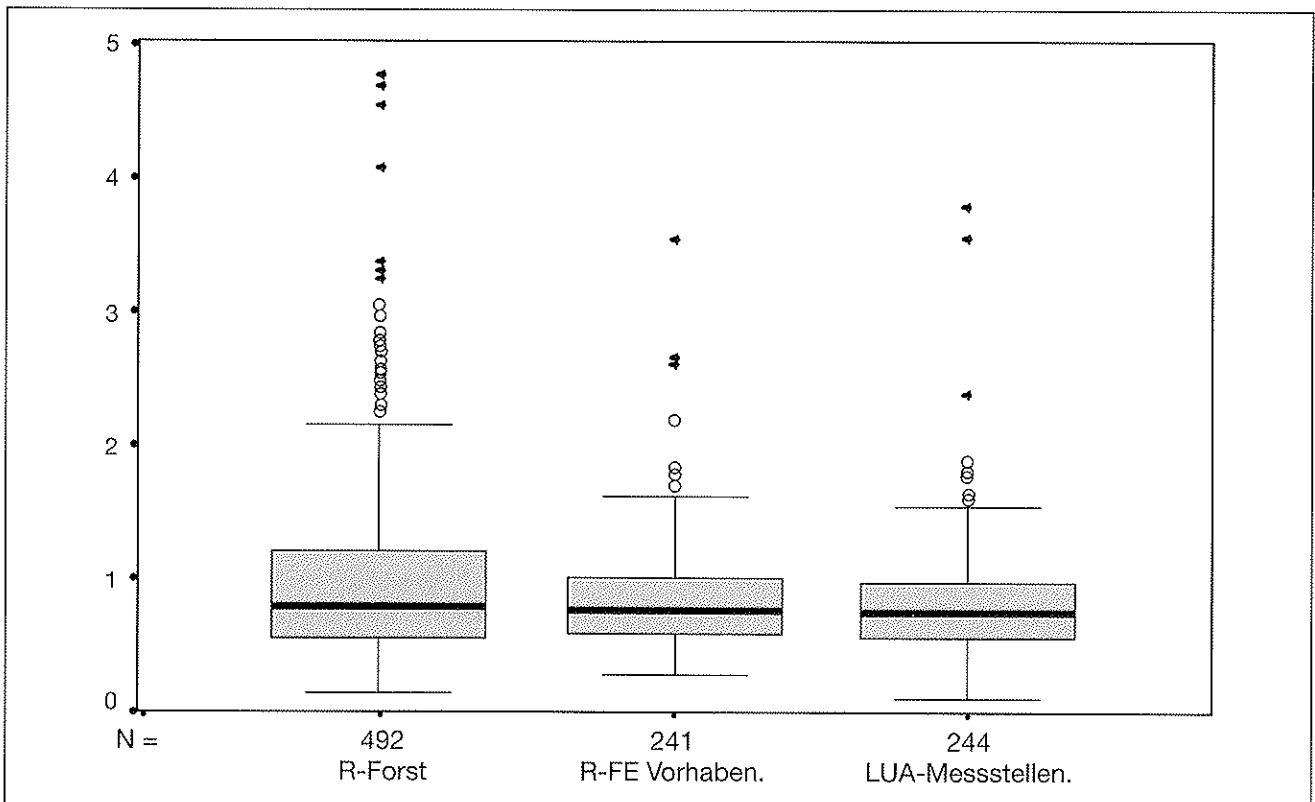


Abb. 5.6.3.-2: Konzentrationsverhalten von Nitrat und Sulfat $R = c \text{NO}_3 / c \text{SO}_4$

verbindungen existieren bislang keine Bewertungshilfen für Schwermetalle (z. B. critical loads). Einem allgemeingültigen Bewertungsmuster für die Schwermetalleinträge steht vor allem die Tatsache entgegen, dass die Befunde stets auch das geogene Beschaffenheitsmuster der Böden abbilden. Daher wurde in der Literatur zumeist auf den beschreibenden Vergleich von Gebieten untereinander zurückgegriffen. Die hierbei als Background-Daten ausgewiesenen Werte sind damit in der Regel Relativangaben bezüglich der jeweiligen Untersuchungsgebiete.

Der Ferntransport von Schwermetallen in der Atmosphäre erfolgt vorzugsweise als Aerosol. Untersuchungen zum Schwermetallgehalt von Aerosolen in Abhängigkeit der Partikelgröße zeigten, dass Cadmium und Blei aus thermischen Prozessen oder biogenen Quellen resultieren und überwiegend in den kleinsten Partikeln gefunden werden, während Chrom, Eisen und Nickel vorwiegend aus der Erdkruste stammen und vergleichsweise unabhängig von der Partikelgröße vorkommen [RÄDLEIN et. al.].

Diese Stoffanteile werden durch scavenging-Effekte (= Auswaschung) mit dem Niederschlag deponiert und bilden die Background-Belastung der Niederschläge heraus.

GRASSERBAUER et. al. beschreibt an der Station Sonnblick (Österreich; 3106 m üNN) Bleikonzentrationen im Aerosol (> 0,49 µm) von 0,12–7 ng/m³. Die Auswaschung führt zu Konzentrationen im Niederschlag von 0,3–4,2 µg/l. Diese Befunde werden als typische Background-Werte interpretiert. In urban belasteten Gebieten (Regensburg) wurden im Aerosol 24 ng/m³ Blei beobachtet. Die Medianwerte der Bleikonzentrationen im Niederschlag in diesem Vorhaben betragen nach Rückrechnung auf die Niederschlagshöhe:

Zollstation	7,2 µg/l
Lunow	5,2 µg/l
Lebus	5,8 µg/l
Aurith	10,4 µg/l

Diese Befunde ordnen sich gut in Vergleichsdaten ein. Es wurde keine Messstelle als völlig unbelastet vorgefunden; lediglich Aurith zeigt eine klare Beeinflussung durch den benachbarten Emittenten. Die Befundhöhe liegt jedoch nicht dramatisch über den anderen Werten.

Ein gebietsbezogener Vergleich der Metalldepositionen ist mit Angaben von DÄMMGEN et. al. möglich. Im Land Niedersachsen wurden im Jahr 1993/1994 Cadmiumdepositionen von 0,6–1,0 (-1,5) g × ha⁻¹ × a⁻¹ sowie Bleidepositionen von 30–70 g × ha⁻¹ × a⁻¹ registriert. In dem vorliegenden Messprogramm wurden Cadmiumdepositionen von (hochgerechnet) 0,7–0,85 g × ha⁻¹ × a⁻¹ sowie Bleidepositionen von 40–55 (-70) g × ha⁻¹ × a⁻¹ beobachtet. Hinsichtlich der Größenordnung sind die Einträge miteinander vergleichbar; Cadmium wird in sehr ähnlichen Bereichen gefunden, wie im Land Niedersachsen. Die Bleibefunde liegen mit Ausnahme der Mess-

stelle Aurith ebenfalls in einem vergleichbaren Bereich; die Befunde von Aurith sind auch bei diesem Vergleich auffällig erhöht. Alle übrigen Unterschiede sind für weitergehende Differenzierungen zu gering.

– Organische Stoffe

Die Untersuchung organischer Spurenstoffe im Regen ist nach wie vor mit einer Reihe methodischer Probleme konfrontiert. Obgleich seit Mitte der achtziger Jahre leistungsfähige und routinetaugliche Messverfahren zur Verfügung stehen, hat es hinsichtlich der Probenahmemethodik bislang keine nennenswerten Fortschritte gegeben, was sich auch als Defizit in aktuellen Richtlinien niederschlägt. Die meisten Autoren beschreiben Sammelgeräte aus Edelstahl, mitunter sind auch Quarzglasrichter im Einsatz. Erhebliche Differenzen treten bei der Reinigung und Konditionierung der Sammelgeräte auf.

Memoryeffekte an den Sammelgeräten werden lediglich von LEVSEN bei ereignisbezogener Probenahme beschrieben; andere Autoren gehen hierauf nicht ein. Die von KREUTZMANN et. al. beschriebenen Stoffverluste bei den LHKW (Kühlschranklagerung bei 4 °C) während der Probenlagerung konnten hier nicht bestätigt werden.

Die Gefahr von Stoffverlusten während der Expositionszeit (Verdampfung aus den bulk-Sammlern) ist im Wesentlichen gegenstandslos. Besondere Aufmerksamkeit muss hingegen den Blindwerten über das gesamte Verfahren (Probenahme, Transport, Lagerung, Vorbereitung, Analyse) geschenkt werden. Die Mehrzahl der Stoffe lässt wegen der insgesamt geringen Befundhäufigkeit eine zusammenfassende Bewertung nicht zu.

Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe

Für die Einordnung der Befundsituation zu Vergleichswerten steht ein recht umfangreiches Schrifttum zur Verfügung. Es zeigt sich jedoch, dass die Wertebereiche sehr weit gespannt sind, was u. a. auch methodische Probleme reflektiert. SCHLEYER et. al. geben Konzentrationsspannweiten für LHKW in Luft für städtische, ländliche und quellferne Gebiete an. Der Bezug von Stoffkonzentrationen in Luft, Wolken (resp. Nebel) und Niederschlägen sowie die Ableitung von Auswaschungsraten wird durch ANEJA anhand von Background-Messdaten (2006 m üNN, östliches Nordamerika) hergestellt.

Diese Angaben können zum Vergleich der Größenordnung von Befunden herangezogen werden, weil in Mitteleuropa „echte“ Background-Bedingungen (d. h. Stoffeintrag wird überwiegend durch Fremtransport bestimmt) kaum angetroffen werden. Für den Vergleich der Niederschlagskonzentrationen in Deutschland wurden des Weiteren die Daten von [QUENTIN et. al.] herangezogen. Durch das Landesumweltamt Brandenburg wurden 1994 und 1995 Rastermessungen zur Erfassung leichtflüchtiger Kohlenwasserstoffe in Schwedt, Frankfurt und Eisenhüttenstadt durchgeführt. Danach wurde eine relative Gleichverteilung der Haloforme an den genann-

ten Standorten gefunden, wobei Eisenhüttenstadt deutlich höher belastet war [LUA 1996].

Die gewogenen Mittel für **Trichlormethan** liegen höher als die Background-Angaben von V. P. ANEJA. Die registrierten Maximalkonzentrationen weisen an allen Messstellen städtisches Belastungsniveau auf. Aurith zeigt insgesamt höhere Werte, als Quelle dürfte Eisenhüttenstadt in Frage kommen. Für **Tetrachlormethan** liegen keine Vergleichswerte vor. Die Messstelle Lunow weist auffällig geringe Befunde auf. Die Befunde für **1,1,1-Trichlorethan** sind eher gering. Die Messstelle Lunow weist zwar die höchste Einzelkonzentration und das höchste gewogene Mittel auf, ist aber hinsichtlich der Fracht und der Befundhäufigkeit mit den anderen vergleichbar. Hier könnten singuläre Ereignisse die Ursache gewesen ein. Bei **Tri- und Tetrachlorethen** gibt es eine auffällige Tendenz zu höheren Tetrachlorethenbefunden sowohl hinsichtlich der Befundhäufigkeit als auch der Befundhöhe. Die Werte liegen für Trichlorethen bereits im Bereich von Background-Daten. Unter Umständen liefert hier die verringerte Anwendung dieser Stoffe durch Substitution oder auch infolge der Deindustrialisierung im Osten Deutschlands eine Begründung.

Die Tabelle 5.6.3.-1 enthält eine Zusammenstellung der Literaturmesswerte.

Hinsichtlich der Größenordnung erscheinen die Daten plausibel. Abgesehen von vereinzelt Auffälligkeiten lässt sich keine ausgeprägte räumliche Differenzierung in Background- und Belastungsgebiete ableiten. Dies kann als Hinweis darauf gewertet werden, dass der Eintrag flächenhaft diffus stattfindet und ferntransport-dominiert ist. Des Weiteren kann ein ungünstig gewählter Quellabstand nicht ausgeschlossen werden (vgl. 8.3.1.1.) Insgesamt zeigen die Befunde gegenüber einer kontinental geprägten Background-Messstelle jedoch eine deutliche Überprägung an.

Pflanzenschutzmittel

Die Befundsituation entspricht den aus der Literatur bekannten Angaben z. B. [WALDER et. al.]. Triazinderivate werden in der Regel nur in direktem zeitlichen Zusammenhang mit ihrer Applikation im Niederschlag gefunden. Der Verfrachtungsmechanismus ist durch bodennahe Abdrift dominiert. Die persistenten halogenorganischen Wirkstoffe wurden dagegen häufiger gefunden. Die Frachten liegen im Bereich der Literaturdaten. Wegen ihrer höheren Flüchtigkeit können die Wirkstoffe über weite Strecken verfrachtet werden und auch lange Zeit nach ihrer Anwendung nachweisbar bleiben. Die relative Häufung in den Sommermonaten könnte neben der Vermutung des Ferntransportes durchaus auch mit Sekundäremmissionen aus Böden begründet werden, da in Europa DDT überhaupt nicht mehr und Lindan nur sehr eingeschränkt Verwendung finden. Die Daten stützen die These, wonach atmosphärische Verfrachtung zu der de facto ubiquitären Verbreitung von DDT und HCH geführt hat.

Selbst wenn bei den registrierten Konzentrationen eine akute Toxizität nicht befürchtet werden muss, bleiben dennoch die ökologischen Risiken infolge der Akkumulation in Organismen gegenwärtig.

5.6.4 Zusammenfassung

Entlang der Oder wurden an 4 ausgewählten Messstationen über 6–9 Monate Stoffeinträge in Bulk-Niederschlagsproben ermittelt. An einer Messstelle wurden zusätzlich wet-only-Messergebnisse in die Auswertung einbezogen. Neben den Hauptinhaltsstoffen wurden Schwermetalle und organische Spurenstoffe analysiert. Obwohl sich die Messstationen auf einer Strecke von 130 km entlang der Oder verteilen und standörtlich sehr unterschiedlich geprägt sind, konnte insge-

Tab. 5.6.3.-1: Spannweiten der Belastung mit Haloformen von Luft, Niederschlag und Wolkenwasser verschiedener Autoren

(Matrix)	Konzentration (Spannweite)				
	Trichlormethan	Tetrachlormethan	1.1.1.Trichlorethan	Trichlorethen	Tetrachlorethen
1. LUA 1994/95 [23] (Luft in µg/m³) Schwedt	0,7 (0,6 – 0,8)	0,72 (0,6 – 0,8)	0,64 (0,6 – 0,7)	0,2 (0,2)	0,24 (0,2 – 0,4)
Frankfurt(O.)	0,76 (0,6 – 1,0)	0,65 (0,6 – 0,7)	0,64 (0,6 – 1,0)	0,22 (0,2 – 0,3)	0,22 (0,2 – 0,3)
Eisenhüttenstadt	0,86 (0,8 – 1,0)	1,42 (1,3 – 1,5)	1,41 (1,3 – 1,7)	0,36 (0,3 – 0,4)	0,51 (0,4 – 0,7)
2. ANEJA [32] (Wolkenwassr in µg/l)	2,41 (0 – 10)	–	–	1,4 (0,6 – 6,7)	–
(Niederschlag in ng/l)	241	–	–	5,6	–
(Luft in µg/m³)	1,2	–	–	–	–
3. QUENTIN [33] (Regenwasser in ng/l)	600 – 900	–	10 – 100	10 – 150	10 – 150

samt keine eindeutig belastete oder unbelastete Messstelle festgestellt werden. Es wurde eine relativ gleichmäßige Acidität und Schadstoffbelastung der Niederschläge vorgefunden. Bezüglich einzelner Schadstoffe oder Schadstoffgruppen konnten jedoch Unterschiede deutlich herausgearbeitet werden. Durch den Vergleich der Niederschlagsbelastung mit den Ergebnissen der Immissionsmessungen 1994/95 konnte im Einzelfall eine Beziehung zwischen Belastung und Quelle hergestellt werden. Bei der Bewertung der Befundhöhe müssen die klimatischen Besonderheiten des Untersuchungsgebietes berücksichtigt werden (kontinental beeinflusstes Klima mit sehr geringer Nebelhäufigkeit). Damit kommt ein sehr effektiver Depositionsmechanismus im Untersuchungsgebiet kaum vor.

5.7 Auenbödenuntersuchung ausgewählter Abschnitte im Poldergebiet und Deichvorland

5.7.1 Einleitung

Die Auenlandschaft der unteren Oder ist durch eine ausgeprägte Heterogenität der Bodensituation aufgrund der historisch häufigen Wechsel des Flusslaufes im Auenbereich und unterschiedlicher Sedimentationen bei natürlichem Überschwemmungsregime gekennzeichnet. Verbunden damit ist eine hohe stoffliche Dynamik infolge des Eintrages über das Flusswasser. Dieser Eintrag erfolgt bei Überschwemmungssituationen unmittelbar. Aber auch der durch Eindeichung und wasserwirtschaftliche Maßnahmen regulierte Fluss wirkt, z. B. durch Drängewasser, bis in mehrere Kilometer Entfernung vom Flusslauf auf den Stoffhaushalt der Auenlandschaft ein. Die Charakterisierung des Bodens ausgewählter Abschnitte im Poldergebiet und Deichvorland ergänzt Untersuchungen der Oder zur Belastung der Sediment- und Schwebstoffphase. Die Zielstellung besteht vorrangig darin, die Belastung mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen zu ermitteln und gegebenenfalls Zusammenhänge mit den anderen untersuchten Kompartimenten aufzuzeigen.

Die 3 Untersuchungsstandorte repräsentieren unterschiedlich durch die Oder beeinflusste Gebiete der Auenlandschaft. Während der Standort Lunow 1 in einem Poldergebiet ohne Überschwemmung liegt (Beeinflussung nur über Drängewasser), sind die Standorte Lunow 2 und Gatow in verschiedenem Ausmaß von Überflutungen direkt betroffen. Der Standort Lunow 2 befindet sich im Vordeichgebiet und wird jedes Jahr überflutet. Einige Abschnitte stehen ganzjährig unter Wasser. Der Standort Gatow ist von der Überschwemmungscharakteristik zwischen den beiden Lunower Standorten einzuordnen, da er weniger häufig und in unregelmäßigen Abständen überflutet wird.

Die Probenahme erfolgte an den einzelnen Standorten horizontbezogen bis in eine Tiefe von 50 bzw. 70 cm. Nach der Standortauswahl sollte die Erfassung stofflicher Gradienten

und eine Bewertung im Zusammenhang mit den anderen Kompartimenten möglich sein.

5.7.2 Untersuchungsprogramm

Im Mittelpunkt der Untersuchung des Auenbodens stehen Schwermetalle und ausgewählte organische Schadstoffe in Verbindung mit einer bodenkundlichen Charakterisierung. Zur Beurteilung der Bioverfügbarkeit der Schadstoffe dienen ergänzende biologische und ökotoxikologische Parameter.

Tab. 5.7.2.-1: Untersuchungsprogramm zur Charakterisierung von Auenböden

	Parameter
physiko-chemisch	pH-Wert, Leitfähigkeit, Glühverlust, Trockenrückstand
chemisch	Elementanalyse (C, N, S, P, Ca, K, Mg, Fe, Mn, As, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Hg) AOX, MKW, PCB, PAK, Organochlorpestizide, Diene
biologisch	Respiration
ökotoxikologisch	Biolumineszenzhemmtest, Daphnientest

5.7.3 Untersuchungsergebnisse

5.7.3.1 Bodenkundliche Charakterisierung

Im Rahmen der bodenkundlichen Charakterisierung wurden folgende Inhalte bearbeitet:

- Recherche der Standortverhältnisse und Standortauswahl (3 Flächen),
- Kartierung und Darstellung der Bodensituation aufgrund von Bohrbefunden,
- Auswahl von 3 Positionen zur Bodenprofilanlage, Profilsprache und Realisierung der Bodenprobenahme,
- Bewertung der kartierten Standortverhältnisse im Vergleich zu recherchierten Befunden.

a) Methodik

Die Beschränkung der Untersuchungen auf 3 Standorte erforderte eine für die verschiedenen Eintragungssituationen repräsentative Lage dieser Standorte. Im Einzelnen waren bei der Flächenauswahl folgende Punkte zu berücksichtigen.

repräsentativer Einfluss des wassergebundenen Stoffpfades:

- ein Standort im Vordeichgebiet mit ständiger, direkter Beeinflussung durch den Flusslauf,
- ein Standort im Poldergebiet, der periodisch als Flutungsraum genutzt wird,
- ein Standort im Poldergebiet, der keinen direkten Stoffeintrag durch die Oder (d. h. durch Überflutung) mehr aufweist,

vergleichbare Situationen hinsichtlich:

- Substratverhältnisse,
- Eintragsverhalten (vorzugsweise Senkenpositionen mit erhöhtem Eintrag), um den Einfluss dieser Größen gegenüber dem der unterschiedlichen Eintragspfade auf die Analyseergebnisse zu minimieren.

Die Auswahl der Untersuchungsgebiete erfolgte zunächst mit Hilfe von Kartenmaterial (topographische Karten, Arbeitskarten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK), geologische Karten). Anschließend wurden die Standorte durch eine Geländebegehung festgelegt. Die geplante Rasterkartierung der Untersuchungsgebiete musste aufgrund der nur begrenzt möglichen punktförmigen Freigaben des Munitionsbergungsdienstes durch eine Trassenkartierung ersetzt werden. Die Punktentfernungen betragen dabei 10 bzw. 20 m. In den 3 Beispielflächen wurde die Trasse von jeweils 10 Punkten über ca. 100 m stets so angelegt, dass sie einen repräsentativen Schnitt durch typische Akkumulationsräume der Aue darstellt. Die bodenkundliche Kartierung erfolgte mit einer Rammkernsonde (36 mm) bis in eine maximale Tiefe von etwa 1,50 m. Des Weiteren wurden die relativen Höhen der Trassenpunkte zueinander mit Hilfe eines Nivelliergerätes bestimmt. Darüber hinaus wurden alle Punkte mittels GPS vermessen, um eine sichere Wiederfindung im Gelände zu gewährleisten. Nach der Auswertung der Schichtenverzeichnisse und der aufgenommenen Nivellements erfolgte die Festlegung der Lage des Referenzprofils. Dieses wurde an Punkten mit für den Standort repräsentativer Bodensituation und in Akkumulationsbereichen, d. h. an Senkenpositionen eingerichtet. Die Anlage des Bodenschurfes erfolgte durch Handschachtung mit einer Profilwand von ca. 60 cm Breite. Die Tiefe des Schurfs wurde durch die jeweiligen Grundwasserstände bestimmt und betrug z. T. nur ca. 50 cm.

Die horizontbezogene Bodenansprache erfolgte nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung der Geologischen Landesämter, 3. Auflage (ANONYM/4). Die Bestimmung der Bodenart erfolgte mittels Fingerprobe; Substrattypen wurden nach KA4 klassifiziert. Die Entnahme von gestörten Bodenproben wurde am Profil horizontbezogen vorgenommen, wobei Horizonte mit Mächtigkeiten > 20 cm in 2 getrennten Schichten beprobt wurden. Es wurden jeweils ca. 2 kg Boden als Beutelprobe entnommen und unmittelbar zur Laboranalyse überführt.

b) Ergebnisse

– Standortauswahl

Die Auswertung des zur Verfügung stehenden Kartenmaterials (MMK, Geologie) erfolgte mit der Zielsetzung, vergleichbare Standorte mit (rezent oder reliktsch) ausgeprägten Akkumulationsbereichen, d. h. möglichst lehmig-tonigen Substraten in Senkenpositionen, auszuweisen, die den Anforderungen an die Repräsentanz des Stoffpfades (siehe a) genügen. Innerhalb der auf diese Weise vorausgewählten drei

Untersuchungsgebiete wurden die zu kartierenden Trassen mit einer Länge von jeweils etwa 100 m festgelegt.

Zur Charakterisierung der Standortsituation sind als Anlage beigefügt:

- Lagepläne auf Ausschnitten der TK 10,
- Kartenausschnitte mit Trassendarstellung,
- Ausschnitte der Bodenschätzungskarten,
- Höhengichtendarstellung für Standort Lunow.

– Standortbeschreibung

Die ausgewählten Standorte liegen im Naturraum des „Unteren Odertales“, einer zur Großlandschaft „Oder-Neiße-Tal“ gehörenden holozänen Flussniederung mit zahlreichen Altwässern, gewundenen Flussläufen und zahlreichen Eindeichungen. Die hydrologische Situation wird durch die Oder bestimmt. So kommt es im Vordeichgebiet und teilweise in bei Hochwasser als Flutungsraum genutzten Poldergebieten zu Überschwemmungen. Das Grundwasser steht meist in einer Tiefe von weniger als 1 m an; gebietsweise kommt es jahreszeitlich zu Grundwasserüberschwemmungen. Die Bodensituation der Standorte ist folgendermaßen gekennzeichnet:

Standort Lunow 1 – Poldergebiet ohne Überschwemmung

Der Standort befindet sich im Bereich des „Lunow-Stolper Polder“, eines Trockenpolders, der sich im NW der Gemeinde Lunow erstreckt. Er grenzt an einen teilweise verlandeten, durch den Deich abgeschnittenen ehemaligen Altwasserarm der Oder. Das kartierte Gebiet ist ca. 350 bis 450 m vom Ufer der Oder entfernt. Die Höhe beträgt etwa 1 m über NN. MMK und Bodenschätzung weisen flächig lehmig-tonige Substrate aus. Die Reichsbodenschätzung stuft den grünlandgenutzten Standort mit TIIIa3 ein, benachbart zu ackerbaulich genutzten Standorten mit sandüberlagertem Ton (S/T AI) und lehmigem Ton (LT4 AI). Die MMK weist einen AI2a-Standort mit Auenlehmtiefton-Amphigleyen aus. Während höherliegende Bereiche partiell einer Ackernutzung unterliegen, wird das kartierte Gebiet im Randbereich des Altwasserarms ausschließlich als Weide genutzt.

Standort Lunow 2 – Vordeichgebiet mit Überschwemmung

Der Standort befindet sich in Nachbarschaft des Standortes Lunow 1 auf der dem Fluss zugewandten Seite des Deiches, ca. 80 bis 200 m vom Ufer entfernt. Das betreffende Areal ist in Teilen ganzjährig überflutet. Das Relief fällt vom Ufer zum Deich ab, wobei die höhergelegenen, flussnahen Gebiete von durchlässigen Sanden und die tiefergelegenen, flussferneren von zunehmend tonigen Substraten gebildet werden. Aufgrund der Reliefbedingungen schwankt die Höhe und liegt durchschnittlich bei 1 m über NN. Die dargestellte Situation spiegelt sich im Ergebnis der Bodenschätzung wider, die den Standort mit SIIIa4 (odernaher Teil), ISIIIa4 (mittlerer Teil) und TIIIa4 (oderferner Teil in Deichnähe) einstuft. Die MMK weist einheitlich einen AI2a-Standort mit Deckauenlehmsand-

Grundgleyen bis sandunterlagerten Auenton-Grundgleyen aus. Der Standort wird, bis auf die ständig wasserüberstauten Senken, entsprechend der jahreszeitlichen Vernässungsverhältnisse als Weide genutzt.

Standort Gatow – Poldergebiet mit periodischer Überschwemmung

Der Standort befindet sich im Bereich des „Fiddichower Polders“, eines Nasspolders nordwestlich der Gemeinde Gatow im Bereich der „Rehnwiesen“. Das kartierte Gebiet ist ca. 100 m vom Ufer der Oder entfernt und liegt unmittelbar im Rückland des Deiches. MMK und Bodenschätzung weisen lehmige Substrate aus. Die Reichsbodenschätzung stuft den Standort mit ISIIIa4 ein. Die MMK weist einen AI1/2a-Standort mit Auenlehm-Grundgleyen bis Auenlehm-Vegagleyen aus. Die Höhe liegt bei 0 m über NN. Das Gebiet wird in Hochwassersituationen als Flutungsraum genutzt und ist damit in seiner Überschwemmungscharakteristik zwischen den beiden Lunower Standorten einzuordnen. Während umliegende Bereiche des Nasspolders einer Grünlandnutzung, meist als Weide unterliegen, erfolgt auf dem kartierten Standort heute keine Nutzung mehr. Er ist von einem engen Netz von Entwässerungsgräben durchzogen. Im Norden bzw. Nordwesten grenzt ein Totalreservat an.

– Kartiererergebnisse

Zur Veranschaulichung der folgenden Ausführungen sind im Anhang beigelegt:

- Schichtenverzeichnisse der bodenkundlichen Standortkartierung,
- Relief- und Schichtendarstellungen,
- Aufnahmeformblätter der Bodenprofilaufnahme.

Standort Lunow 1

Die zu kartierende Trasse wurde in Ost-West-Richtung angelegt, um innerhalb des aufgenommenen Bereichs von 140 m Differenzierungen der Substratschichtung in Folge verschieden ausgeprägter (reliktischer) Sedimentationsvorgänge feststellen zu können. Die Kartiererergebnisse zeigen lehmige bis tonige Substrate im Oberboden. Unterlagert werden diese teilweise von Sanden, im Einflussbereich des Altwasserarmes auch von Schluff- und Tonmudden. Es wurden ausschließlich Auengrundgleye gefunden, die im westlichen Trassenbereich einen geringmächtigen anhydromorphen Zwischenhorizont aufweisen und somit Übergangsstadien vom Braunen Auenboden zum Auengley (Vegagley) darstellen.

Das am Kartierpunkt 6 aufgenommene Bodenprofil konnte, eingeschränkt durch hoch anstehendes Grundwassers (in ca. 10 cm Tiefe), bis zu einer Tiefe von 55 cm aufgenommen werden. Die Aufnahme zeigt einen typischen Auengley ohne Reduktionsmerkmale bis zur Aufnahmetiefe. Unterhalb eines humusreichen Wurzelfilzhorizontes folgen Go-Horizonte, die Oxydationsmerkmale vorwiegend in Form von dunkelrostfar-

benen Konkretionen aufweisen. Das Substrat besteht aus schluffigen und tonigen Lehmen. Die vor der Eindeichung erfolgten Sedimentationsvorgänge und die andauernde jahreszeitliche Dynamik des Grund- bzw. Drängewassers resultieren in einer ausgeprägten Schichtung des Bodengefüges. Die humosen Horizonte des Oberbodens weisen Krümelgefüge auf, welches mit zunehmender Tiefe in Polyedergefüge übergeht (Subpolyeder als Übergangsform). Die von wechselnden Wassergehalten verursachten Quellungs- und Schrumpfungsprozesse spiegeln sich in einem ausgeprägten Prismengefüge, das bis zur maximalen Aufnahmetiefe angesprochen wurde, wider. Weitere Einzelmerkmale der Horizonte enthält das Standortaufnahmeformular (vgl. Anlagenband).

Standort Lunow 2

Die Trasse von 10 Punkten wurde in einer Länge von 110 m in Ost-West-Richtung angelegt, um den zu erwartenden Substratwechsel sicher erfassen und einen Querschnitt über das unter b2 beschriebene Relief geben zu können. Aufgrund des langfristig hohen Wasserstandes der Oder konnte die Kartierung des Standortes 1996 nur an 6 der ausgewählten 10 Punkte erfolgen. Die Punkte 5 und 8 bis 10, die mit ihrer relativ tiefen Lage im Relief für die Untersuchung des Eintragsverhaltens besonders relevant sind, befanden sich unter der Wasseroberfläche, so dass die Aufnahme dieser Punkte erst im Sommer 1997 erfolgen konnte. Die Kartierungsergebnisse bestätigen den Übergang von sandigen zu bindigeren Substraten mit zunehmender Entfernung von der Oder. In tiefergelegenen Bereichen wurde Niedermoortorf im Oberboden festgestellt, ein Indiz für ständig hohe Wasserstände. Teilweise kartierte Mudden in Tiefen zwischen 1 m und 1,5 m belegen die Sedimentation feinsten Schwebstoffe im Stillwasserbereich der Senken und sind für den Standort mit seiner Überschwemmungscharakteristik als typisch anzusehen.

Für die Aufnahme des Bodenprofils wurde der Randbereich einer Senke, deren größte Teile ganzjährig überstaut sind, ausgewählt. Die Anlage des Schurfs erfolgte grundwasserbedingt bis in eine Tiefe von 70 cm. Es wurde ein typischer Auengley angesprochen, der charakteristische Oxydations- und Reduktionsmerkmale aufweist. Die Oberbodenhorizonte sind humusreich. Es folgen Go- und Gor-Horizonte, deren Oxydationsmerkmale überwiegend in Form von dunkelrostfarbenen Flecken und Konkretionen ausgeprägt sind. In einer Tiefe bis 49 cm wurde ein aM-Go-Horizont angesprochen, der den Übergang junger Auensedimente in durch Grundwasser geprägte Horizonte widerspiegelt. Im unteren Profilbereich (49–70 cm) wurde Feinsand gefunden. Das Bodengefüge weist eine substratabhängige Schichtung mit Polyederstrukturen im bindigen Oberboden und Einzelkorngefüge im Feinsand auf. Das Profil zeigt einen für die tiefergelegenen Areale des Standorts typischen Aufbau. Das im Oberboden festgestellte bindige Material lässt darauf schließen, dass die Lage des Aufnahmepunktes im Bereich der gestreckten, in Teilen ganzjährig wasserüberstauten Senke zur Akkumulation feiner Schwebstoffe führte.

Standort Gatow

Die Trasse für diesen Standort wurde in Nord-Süd-Richtung angelegt, um Einflüsse durch den Entwässerungsgraben bzw. den Fahrweg (beide 40 m entfernt) zu minimieren. Die Länge betrug 100 m. Die Kartierungsergebnisse weisen über die Mehrheit der erfassten Punkte relativ homogene Bodenbedingungen aus. Dies ist auf das vergleichsweise ebene Relief (vgl. Reliefdarstellung im Anlagenband) und damit verbundene gleichartige Sedimentationsbedingungen zurückzuführen. Es wurden ausschließlich Auengleye gefunden, die im südlichen Teil der Trasse Übergänge zum Braunen Auenboden erkennen lassen. Hier sind die Hydromorphiemerkmale aufgrund der etwas höheren Lage im Relief schwächer ausgeprägt. An den Endpunkten der Trasse kommen Störungen des natürlichen Horizontaufbaus durch anthropogene Einflüsse (Punkt 1: Dammbau, Fahrweg - Störung nicht mehr zuzuordnen; Punkt 10: Grabenaushub) hinzu.

Dem gegenüber weisen die Punkte 5 bis 9 der Trasse nahezu identische Horizontierungen auf. Es handelt sich durchweg um Auengleye mit einem stark humosen Oberbodenhorizont, der als Aa-Horizont angesprochen wurde. Es folgt ein tonig-lehmiges Sediment, gefolgt von Niedermoororf, durchsetzt mit Holz- und Pflanzenresten. Der Schurf wurde am Punkt 7 (Senkenposition) angelegt und spiegelt die dargestellten Bodenverhältnisse gut wider. Das Substrat ist von sandigen Lehmen, die von ton- und schluffreicheren Schichten gefolgt werden, gekennzeichnet. Der von 16 bis 35 cm Tiefe anstehende starktonige Lehm wirkt dabei als Stauhorizont. Demzufolge wurde der stark humose Aa-Horizont als Stauwasserleiter (Sw) charakterisiert. Die Prägung des Profils durch Pseudogleymerkmale (Stauhorizont) ist dabei schwächer ausgeprägt als die des Auengleys und wirkt sich daher nicht auf die Kennzeichnung der bodensystematischen Einheit aus. Der Go-Horizont ist ab 35 cm Tiefe von Humus und Holzbeimengungen durchsetzt.

Wie beim Standort Lunow 1 ist auch hier das Profil von einer ausgeprägten Gefügeschichtung gekennzeichnet, wobei auch hier ein Übergang vom Krümel- zum Polyedergefüge, welches von einem Prismengefüge gefolgt wird, erfolgt. Dieses ist hier besonders deutlich ausgeprägt, was u. a. dazu führt, dass die oxydierten, dunkelrostfarbenen Eisenverbindungen in großen, vertikalen Belägen („Tapeten“) an den Gefügegrenzflächen abgelagert wurden. Die Gesamtausprägung des Profils ist dem Aufnahmeformblatt (vgl. Anlagenband) zu entnehmen.

c) Zusammenfassung der bodenkundlichen Charakterisierung

Für alle Standorte konnten Bodenprofile gefunden werden, die den jeweiligen Standort repräsentativ widerspiegeln. Bis zur Aufnahmetiefe liefern die Profile vergleichbare Bedingungen hinsichtlich Substrat- und Horizontfolgen. Der Standort Gatow weist dabei die flächenhaft höchsten Gehalte an organischer Substanz auf. Die natürlichen Akkumulationsbedin-

gungen der Standorte sind als vergleichbar einzustufen. Mit dem Standort Gatow konnte eine repräsentative Position des periodisch gefluteten Fiddichower Polders erfasst werden. Der Standort Lunow 1 bildet mit seiner Lage im Trockenpolder den aus der aktuellen Auendynamik herausgelösten, mit dem Flusslauf nur durch Drängewasser verbundenen Vergleichsstandort. Die Bodenverhältnisse des Standorts Lunow 2 spiegeln die aufgrund der Lage im Vordeichgebiet auftretenden periodischen Überflutungen wider. Der für die Probenahme ausgewählte Punkt im tieferen Bereich der untersuchten Trasse ist repräsentativ für Bereiche des Standorts mit hoher Akkumulation und periodischer, natürlicher Überflutung.

5.7.3.2 Physiko-chemische, chemische, biologische und ökotoxikologische Parameter

– Physiko-chemische Parameter

Die Bodenreaktion ist an allen drei Standorten schwach bis mäßig sauer. Wie zwischen den Standorten sind auch horizontbezogen an den einzelnen Standorten nur geringfügige Differenzen hinsichtlich des pH-Wertes erkennbar (siehe Tab. 5.7.3.2.-1). Die geringste Dynamik weist der nicht von Überschwemmungen betroffene Standort Lunow 1 auf. Die anderen beiden Standorte zeigen, mit Ausnahme des letzten Horizontes Gatow, einen leichten Anstieg des pH-Wertes mit zunehmender Tiefe. Die Leitfähigkeit hat an jedem Standort ein horizontbezogenes spezifisches Muster. Die höchsten Werte wurden für Lunow 1 (1. Horizont) und Lunow 2 (1. und 2. Horizont) gemessen. Eine deutliche Abnahme mit der Tiefe ist bei dem am stärksten von Überschwemmungen betroffenen Standort Lunow 2 zu erkennen. Anhand der Bewertung des Humusgehaltes (Grundlage Glühverlust) nach SCHEFFER, sind die zwei oberen Horizonte von Lunow 1 und 2 sowie der obere Horizont von Gatow als humusreich einzustufen. Während bei Lunow 1 bis in eine Tiefe von 50 cm sehr stark humose Horizonte folgen, ist der Humusgehalt am Standort 2 in den tieferen Horizonten geringer (stark humos bzw. humusarm).

Gatow gleicht eher Lunow 1 und ist in den tieferen Horizonten sehr stark humos bis humusreich (siehe Tab. 5.7.3.2.-1). Benutzt man zur Beurteilung des Humusgehaltes den Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff (Tabellenwerte: $3 \times$ Faktor 2), so kommt man bei Lunow 2 und Gatow zu gleichen Ergebnissen. Dagegen werden die unteren 4 Horizonte von Lunow 1 auf dieser Bewertungsbasis um 1–2 Klassen niedriger eingestuft. Die Daten zum Humusgehalt bestätigen, ergänzen bzw. präzisieren die in der Feldansprache ermittelten Werte (siehe 5.7.3.1 bzw. Anlagenband).

– Elementgehalte

Der Gehalt an Kohlenstoff und einigen zu den Pflanzennährstoffen zählenden Elementen ist in Tabelle 5.7.3.2.-2 dargestellt. Da die Böden karbonatfrei sind, entspricht der Wert für Kohlenstoff dem Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff (TOC). Die Werte für Gatow unterscheiden sich von

Tab. 5.7.3.2.-1: Horizontbezogene physiko-chemische Eigenschaften von Auenböden

Standort	Tiefe in cm	pH-Wert	Leitfähigkeit in $\mu\text{S}/\text{cm}$	Glühverlust	Trockenrückstand in %
Lunow 1	0 – 5	6	270	21	42
	5 – 13	5,8	150	14	57
	13 – 23	5,9	100	8,7	68
	23 – 30	5,8	95	8,5	68
	30 – 40	5,9	99	8,1	67
	40 – 50	5,9	120	9,5	49
Lunow 2	0 – 8	5,2	230	27	41
	8 – 18	5,3	280	24	43
	18 – 28	5,6	83	7,1	66
	28 – 49	6	69	4	70
	49 – 70	6,2	37	0,4	76
Gatow	0 – 8	5,4	170	20	50
	8 – 16	5,7	130	10	64
	16 – 35	6,2	120	8,1	68
	35 – 50	5,6	140	17	51

Lunow 1 und 2 dahingehend, dass einerseits niedrigere Gehalte vorhanden sind, andererseits vertikal ein anderes Verteilungsmuster auftritt. Bei den Elementen Kohlenstoff, Stickstoff, Kalzium, Kalium, Eisen und Mangan steigen die Gehalte am Standort Gatow in den unteren Horizonten teilweise über das Niveau in den oberen Horizonten, während Lunow 1 und 2 durch vertikal abnehmende bzw. gleichbleibende Elementgehalte gekennzeichnet sind. Deutlich erhöhte Werte für Phosphor und Schwefel kennzeichnen den regelmäßig überschwemmten Standort Lunow 2 gegenüber dem Trockenstandort Lunow 1.

Die Belastung mit Schwermetallen und Arsen ist standortspezifisch und in der vertikalen Verteilung von Element zu Element unterschiedlich. Lunow 1 weist eine relativ homogene Verteilung der Elemente Arsen, Chrom, Kupfer und Nickel in

den einzelnen Horizonten auf. Bei Quecksilber, Blei und Zink sinken die Gehalte in den unteren Horizonten leicht, bei Cadmium deutlich gegenüber den oberen Schichten ab. Lunow 2 zeigt dagegen bei allen Elementen deutlich erhöhte Konzentrationen in den oberen zwei Horizonten und eine Abnahme mit der Tiefe. Besonders auffällig sind die niedrigen Schwermetallgehalte im fünften Horizont, die sich jedoch leicht anhand der Substratbeschaffenheit (Feinsand, sehr geringer Humusgehalt) erklären lassen. Gatow zeigt bei Cadmium, Quecksilber, Blei und Zink die gleiche Verteilung wie Lunow 2. Die Elemente Chrom und Kupfer sind wie bei Lunow 1 homogen verteilt, während die Nickelkonzentration in den unteren Horizonten leicht ansteigt. Im Vergleich der Standorte untereinander geht der mit der regelmäßigen Überflutung verbundene Stoffeintrag am Standort Lunow 2 mit deutlich erhöhten Schwermetallgehalten einher.

Tab. 5.7.3.2.-2: Horizontbezogene Elementgehalte von Auenböden, Angaben in %

Standort	Tiefe in cm	C	N	S	P	Ca	Mg	K	Fe	Mn
Lunow 1	0 – 5	10	0,9	0,6	0,3	1	0,5	0,5	3,5	0,2
	5 – 13	5,9	0,6	0,4	0,1	0,7	0,6	0,5	4,5	0,1
	13 – 23	2,6	0,3	0,2	0,3	1	0,5	0,5	3,9	0,1
	23 – 30	1,7	0,3	0,2	0,1	0,7	0,6	0,6	4,4	0,1
	30 – 40	1,9	0,3	0,2	0,1	0,7	0,5	0,6	4,7	0,1
	40 – 50	2,8	0,4	0,2	0,1	0,7	0,4	0,5	3,3	0,05
Lunow 2	0 – 8	13	0,9	1,7	0,6	1	0,4	0,4	3,4	0,3
	8 – 18	13	0,8	0,8	0,5	1	0,4	0,5	3,5	0,1
	18 – 28	2,8	0,3	0,5	0,1	0,9	0,4	0,4	3,5	0,1
	28 – 49	1,3	0,1	0,3	0,1	0,6	0,3	0,3	2,9	0,1
	49 – 70	0,2	0,02	0,1	0,02	0,3	0,05	0,1	0,5	0,02
Gatow	0 – 8	7,6	0,7	0,3	0,1	0,6	0,2	0,2	1,5	0,03
	8 – 16	4,9	0,5	0,2	0,07	0,6	0,3	0,2	1,8	0,04
	16 – 35	2,4	0,3	0,2	0,07	0,7	0,4	0,6	3,4	0,1
	35 – 50	7,4	0,8	0,3	0,05	0,9	0,3	0,4	2,4	0,04

Tab. 5.7.3.2.-3: Horizontbezogene Schwermetallgehalte von Auenböden, Angaben in mg/kg TS

Standort	Tiefe in cm	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Lunow 1	0 – 5	18	0,49	55	37	0,29	43	45	130
	5 – 13	25	0,37	64	37	0,29	49	47	120
	13 – 23	21	0,46	55	36	0,3	43	48	120
	23 – 30	19	0,22	71	37	0,2	48	38	110
	30 – 40	23	0,14	70	39	0,18	46	36	100
	40 – 50	17	0,18	67	51	0,2	39	36	110
Lunow 2	0 – 8	61	5,6	160	230	2,6	54	310	1300
	8 – 18	57	5,2	190	250	3	52	320	910
	18 – 28	34	0,93	67	45	0,7	24	97	400
	28 – 49	14	0,17	36	22	0,3	20	10	130
	49 – 70	1,5	0,03	5,4	2,6	<0,05	2,6	8,4	12
Gatow	0 – 8	16	1,2	42	42	0,4	25	65	130
	8 – 16	16	1,1	46	39	0,39	26	60	190
	6 – 35	14	0,34	62	27	0,18	39	31	100
	35 – 50	10	0,45	48	43	0,17	39	31	99

Die Abbildungen 5.7.3.2.-1 und -2 zeigen, dass der obere Horizont am Standort Lunow 2 erheblich stärker mit Schwermetallen belastet ist, als die vergleichbaren Horizonte von Lunow 1 und Gatow. Das Element Nickel folgt diesem Trend, jedoch in abgeschwächter Form. Im Vergleich mit dem oberen Horizont des Standortes Lunow 1 ergeben sich für den oberen Horizont des Standortes Lunow 2 folgende Faktoren bezüglich der Schwermetallkonzentrationen: Cd 11,4 > Zn 10 > Hg 9 > Pb 6,9 > Cu 6,2 > As 3,4 > Cr 2,9 > Ni 1,3.

Dieser Trend setzt sich auch beim Vergleich des jeweiligen zweiten Horizontes in der gleichen Größenordnung fort. Auch im dritten Horizont sind die Schwermetallgehalte mit Ausnahme des Elementes Nickel am Standort Lunow 2 gegenüber Lunow 1 erhöht. Die Faktoren sind jedoch deutlich niedriger (Zn 3,3 > Hg 2,3 > Cd, Pb 2 > As 1,6 > Cu 1,3 > Cr 1,2).

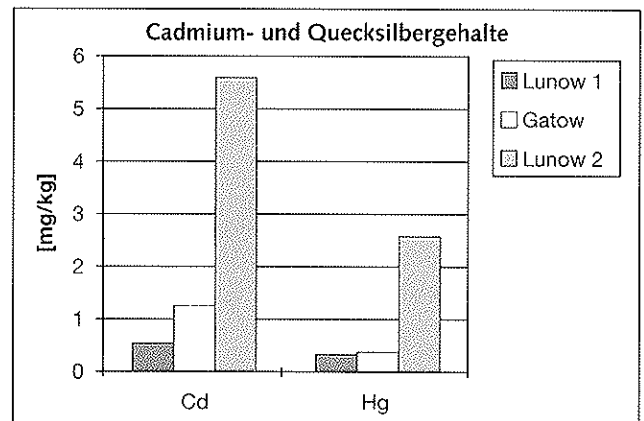


Abb. 5.7.3.2.-1: Cd- und Hg-Gehalte im Aw-Horizont von Auenböden

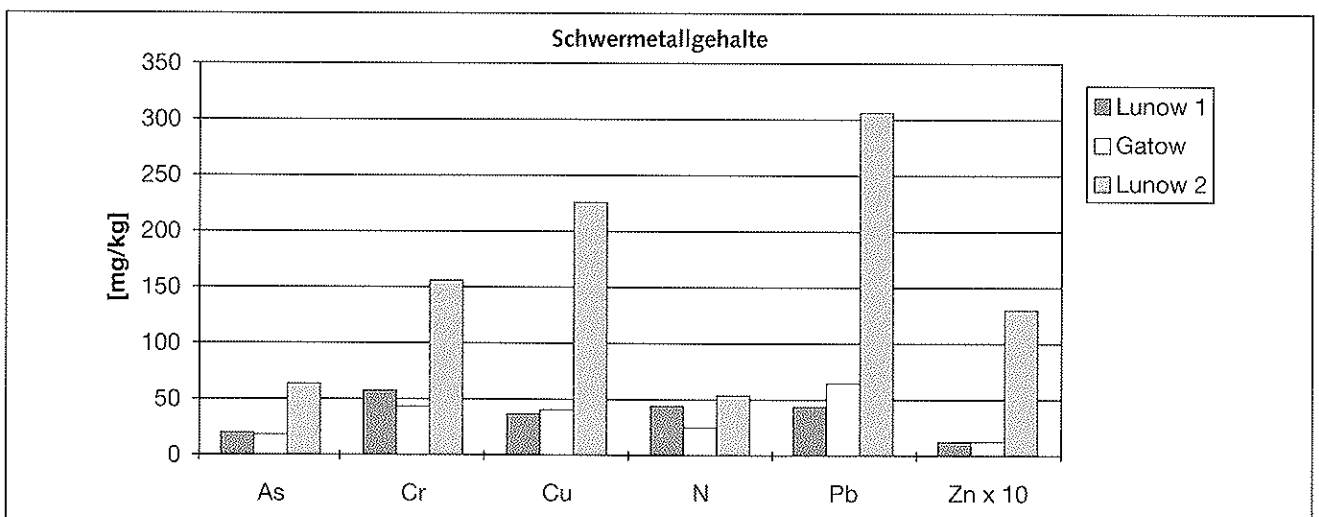


Abb. 5.7.3.2.-2: Schwermetallgehalte im Aw-Horizont von Auenböden (abgebildeter Zn-Wert muss mit 10 multipliziert werden)

Im vierten Horizont sind die Schwermetallkonzentrationen an beiden Standorten wesentlich geringer und auf vergleichbarem Niveau. Die für den Standort Lunow 2 aufgezeigte starke Akkumulation von Schwermetallen lässt sich für den nur hin und wieder von Überflutungen betroffenen Standort Gatow nicht nachweisen. Gegenüber dem Vergleichsstandort Lunow 1 ist nur für das Element Cadmium eine deutliche Erhöhung besonders in den oberen zwei Horizonten (Faktor 2,5 bzw. 3) vorhanden.

Die Brandenburger Liste (ANONYM/5) enthält unter anderem Prüfwerte zur Sanierung kontaminierter Standorte hinsichtlich des Schwermetallgehaltes von Böden (siehe Tab. 5.7.3.2.-4). Die Kategorie II (oberer Prüfwert) wird bei den Elementen Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink von allen untersuchten Proben eingehalten. Bei Arsen kommt es am Standort Lunow 1 zu leichten und am Standort Lunow 2 zu deutlichen Überschreitungen in jeweils drei Horizonten. Die Werte für Quecksilber liegen in den 2 oberen Horizonten von Lunow 2 um den Faktor 2,6 bzw. 3 über dem Prüfwert. Die Prüfwerte der Kategorie Ia (Wasserschutz- und Wasservorhaltegebiete) und Ib (Flächen mit sensibler Nutzung) werden bei Arsen an allen 3 Standorten vor allem in den oberen Horizonten überschritten.

Tab. 5.7.3.2.-4: Prüfwerte zur Sanierung kontaminierter Standorte aus der Brandenburger Liste, Angabe in mg/kg TS

Kategorie	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
Ia	10	100	2	150	200	200	0,5	500
Ib	7	100	1,5	100	100	50	0,5	300
II	20	500	10	400	500	250	1	2000

Weitere Überschreitungen dieser Prüfwerte finden sich nur am Standort Lunow 2. Betroffen sind die Elemente Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink jeweils in den 2 oberen Horizonten. Im Entwurf einer Bodenschutz- und Altlastenverordnung zum Bundes-Bodenschutzgesetz (ANONYM/3) werden Vorsorgewerte für Schwermetallgehalte differenziert nach Ton- und Lehmböden angegeben (siehe Tab. 5.7.3.2.-5).

Tab. 5.7.3.2.-5: Vorsorgewerte für Lehmböden gemäß Entwurf Bodenschutz- und Altlastenverordnung, Angabe in mg/kg TS

Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1	60	40	0,5	50	70	150

Für die 3 untersuchten Standorte sind die Vorsorgewerte für Lehmböden relevant. Diese werden am Standort Lunow 2 bei allen Schwermetallen z.T. drastisch überschritten (siehe Tab. 5.7.3.2.-6). Die höchste Überschreitung ergibt sich für das Element Zink. Danach folgen die Elemente Kupfer, Quecksilber, Cadmium und Chrom. Die Werte für Nickel liegen nur geringfügig über dem Vorsorgewert.

Tab. 5.7.3.2.-6: Prozentuale Überschreitungen der Vorsorgewerte des Entwurfes der Bodenschutz- und Altlastenverordnung am Standort Lunow 2

Tiefe in cm	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
0-8	460	167	475	420	8	343	767
8-18	420	217	525	500	4	357	507

Weiterhin ist eine Bewertung des Bodens anhand der Technischen Regeln der LAGA „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen“ (ANONYM/2) möglich. Anhand der Schwermetallgehalte werden die Böden hinsichtlich der Wiederverwertung als Bodenaushub in die Kategorien Z 0 (uneingeschränkter Einbau), Z 1 (eingeschränkter offener Einbau) und Z 2 (eingeschränkter Einbau mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen) eingeteilt. Nur eine der untersuchten Proben kann in die Kategorie Z 0 eingeordnet werden. Es handelt sich hierbei um den sorptionsschwachen Sandhorizont (49-70 cm) am Standort Lunow 2. Die Standorte Lunow 1 und Gatow gehören in die Kategorie Z 1. Die limitierenden Elemente sind für Lunow 1 Arsen, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink sowie für Gatow Cadmium, Chrom, Kupfer, Quecksilber und Zink. Aufgrund der Gehalte an Arsen, Cadmium, Kupfer, Blei und Zink wird der Standort Lunow 2 in die Kategorie Z 2 eingestuft.

Die Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung (ANONYM/6) werden bei allen Schwermetallen in den oberen zwei Horizonten des Standortes Lunow 2 überschritten. Die Standorte Lunow 1 und Gatow zeigen keine Überschreitungen. Die hohe Belastung des Standortes Lunow 2 bestätigt sich auch im Vergleich mit Untersuchungen von Überschwemmungsgebieten des Rheins (MÜLLER & YAHYA 1992) und des Oberen Elbetals (MÜLLER & RAUER 1997). Die Werte von Lunow 2 liegen deutlich über den dort gemessenen durchschnittlichen Schwermetallgehalten.

– Organische Schadstoffe

Analog zur Situation bei den Schwermetallen sind auch bei den organischen Schadstoffen am Standort Lunow 2 wesentlich höhere Gehalte gegenüber den Standorten Lunow 1 und Gatow messbar. Die Werte für AOX, MKW, PAK und PCB sind in Tabelle 5.7.3.2.-7 dargestellt. Insbesondere die oberen beiden Horizonte von Lunow 2 sind stärker kontaminiert als Lunow 1 und Gatow, wobei der zweite Horizont die höchsten Gehalte an MKW, PAK und PCB enthält. Die Standorte Lunow 1 und Gatow weisen vergleichbare geringe Werte bzw. Werte unter der Bestimmungsgrenze bei AOX, KW und PCB auf. Der PAK-Gehalt von Gatow ist in den oberen zwei Horizonten gegenüber Lunow 1 erhöht.

Der MKW-Gehalt des oberen Horizontes von Lunow 2 liegt über dem Grenzwert der Brandenburger Liste (Kategorie I; 300 mg/kg). Nach der LAGA-TR für mineralische Reststoffe werden die beiden oberen Horizonte von Lunow 2 in die Kategorien Z 1.1 bzw. Z 1.2 eingeordnet. Der PAK-Prüfwert der Brandenburger Liste Kategorie Ib (1 mg/kg) wird nur am

Tab. 5.7.3.2.-7: Horizontbezogene Gehalte an organischen Schadstoffen in Auenböden

Standort	Tiefe in cm	AOX mg/kg TS	MKW mg/kg TS	PAK mg/kg TS	PCB µg/kg TS
Lunow 1	0 – 5	55	n. b.	0,61	n. b.
	5 – 13	44	n. b.	0,27	n. b.
	13 – 23	17	n. b.	0,26	n. b.
	23 – 30	14	n. b.	0,19	n. b.
	30 – 40	16	n. b.	0,10	n. b.
	40 – 50	18	n. b.	0,05	n. b.
Lunow 2	0 – 8	130	280	9,75	143
	8 – 18	120	520	23,9	208
	18 – 28	21	42	2,22	18,5
	28 – 49	13	n. b.	0,32	2,16
	49 – 70	n. b.	59	0,02	n. b.
Gatow	0 – 8	63	n. b.	2,1	n. b.
	8 – 16	41	n. b.	1,5	n. b.
	16 – 35	13	23	0,14	n. b.
	35 – 50	30	20	0,14	n. b.

Standort Lunow 1 in allen Horizonten eingehalten. Dagegen gibt es Überschreitungen in den oberen 3 bzw. 2 Horizonten von Lunow 2 und Gatow. Der zweite Horizont von Lunow 2 liegt auch über dem Prüfwert der Kategorie Ia (10 mg/kg). Überschreitungen des oberen Prüfwertes (Kategorie II; 50 mg/kg) sind nicht vorhanden. Der Vorsorgewert für PAK nach dem Entwurf der Bodenschutz- und Altlastenverordnung wird bis auf eine Ausnahme (Lunow 2; 2. Horizont) eingehalten. Der PAK-Wert des zweiten Horizontes von Lunow 2 überschreitet sogar den Grenzwert der LAGA-TR für mineralische Reststoffe Kategorie II (20 mg/kg).

Die von der Brandenburger Liste vorgegeben Prüfwerte für PCB werden von allen Proben eingehalten. Überschreitungen hinsichtlich des PCB-Gehaltes ergeben sich für Lunow 2 (1. und 2. Horizont) in Bezug auf den Vorsorgewert des Entwurfes der Bodenschutz- und Altlastenverordnung (100 µg/kg). Beide Proben werden nach LAGA-TR für mineralische Rest-

stoffe der Kategorie Z 1.2 zugeordnet. Die PCB- und PAK-Belastung der oberen 2 Horizonte von Lunow 2 liegt z. T. deutlich über den von SCHÜTZE et. al. (1995) aufgeführten Maximalwerten für Auenböden aus dem Land Brandenburg von 81 µg/kg bzw. 6,5 mg/kg. In Überschwemmungsgebieten des Rheins liegen mit Lunow 2 vergleichbare PCB-Werte nur in den höher belasteten Regionen vor (MÜLLER & YAHYA, 1992).

Während an den Standorten Lunow 1 und Gatow keine nennenswerten Gehalte an Chlorpestiziden gefunden wurden, ist der Standort Lunow 2 in den beiden oberen Horizonten mit Chlorbenzolen und DDT sowie seinen Metaboliten (DDE, DDD) kontaminiert (siehe Tab. 5.7.3.2.-8).

Die Summe an Chlorbenzolen beträgt für die oberen 2 Horizonte 98 bzw. 187 µg/kg. Für DDT und seine Metaboliten wurden 77 bzw. 135 µg/kg gemessen. Auch hier zeigt sich die höchste Belastung analog zu den MKW, PAK und PCB im

Tab. 5.7.3.2.-8: Horizontbezogene Gehalte an Chlorpestiziden in Auenböden, Angaben in µg/kg TS

Standort	Tiefe in cm	PCB	a-HCH	HCB	b-HCH	Lindan	d-HCH	p,p'-DDE	p,p'-DDD	p,p'-DDT
Lunow 1	0 – 5	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	1,8	n. b.	n. b.
	5 – 13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	13 – 23	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	2,3	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	23 – 30	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	30 – 40	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	1,6	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	40 – 50	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	2,4	n. b.	n. b.	n. b.
Lunow 2	0 – 8	26	3,2	72	n. b.	4,3	n. b.	18	27	32
	8 – 18	50	5,2	137	n. b.	5,2	n. b.	27	51	57
	18 – 28	5,7	n. b.	2,4	5	n. b.	n. b.	2,1	2	n. b.
	28 – 49	1,3	n. b.	n. b.	7,3	n. b.	7,7	n. b.	n. b.	n. b.
	49 – 70	n. b.	n. b.	n. b.	4,7	n. b.	5,5	n. b.	n. b.	n. b.
Gatow	0 – 8	n. b.	n. b.	1,8	n. b.	4,3	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	8 – 16	n. b.	n. b.	1,2	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	16 – 35	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	35 – 50	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

Tab. 5.7.3.2.-9: Horizontbezogene Gehalte an Dienen in Auenböden, Angaben in µg/kg TS

Standort	Tiefe in cm	Heptachlor	Aldrin	Heptachlor-epoxid	Endo-sulfan I	Diieldrin	Endrin	Endo-sulfan II	Methoxy-chlor
Lunow 1	0 – 5	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	1,3	9,5	n. b.	n. b.
	5 – 13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,8	n. b.	n. b.
	13 – 23	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	23 – 30	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	30 – 40	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	40 – 50	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Lunow 2	0 – 8	15	1,8	n. b.	24	2,8	n. b.	n. b.	30
	8 – 18	27	n. b.	n. b.	74	2,6	n. b.	n. b.	40
	18 – 28	n. b.	n. b.	n. b.	8,3	n. b.	n. b.	n. b.	4,7
	28 – 49	n. b.	n. b.	n. b.	22	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	49 – 70	n. b.	n. b.	n. b.	13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Gatow	0 – 8	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	1,7	n. b.	n. b.	n. b.
	8 – 16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	1,1	n. b.	n. b.	n. b.
	16 – 35	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	35 – 50	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

Tab. 5.7.3.2.-10: Horizontbezogene Trichlorbenzengehalte von Auenböden, Angaben in µg/kg TS

Standort	Tiefe in cm	1,2,3-Trichlorbenzen	1,2,4-Trichlorbenzen	1,3,5-Trichlorbenzen
Lunow 1	0 – 5	2,2	1,4	n. b.
	5 – 13	2,2	2,1	n. b.
	13 – 23	2,5	2,2	n. b.
	23 – 30	2	2,3	n. b.
	30 – 40	2,2	2,1	n. b.
	40 – 50	2,2	2,2	n. b.
Lunow 2	0 – 8	8	35	63
	8 – 18	7,2	43	97
	18 – 28	1,9	42	3,4
	28 – 49	2,9	41	1,8
	49 – 70	1,6	17	n. b.
Gatow	0 – 8	2,1	1,4	n. b.
	8 – 16	2,3	1,5	n. b.
	16 – 35	1,8	n. b.	n. b.
	35 – 50	1,7	n. b.	n. b.

zweiten Horizont. Geringere Gehalte wurden am Standort Lunow 2 bei den HCH-Isomeren gemessen, dafür allerdings teilweise (b-HCH, d-HCH) auch in tieferen Horizonten.

Die Belastung von Lunow 2 mit Organochlorpestiziden ist im Vergleich mit anderen Auenstandorten (MÜLLER & YAHYA 1992; SCHÜTZE et al. 1995) als relativ hoch einzuschätzen. Ein ähnliches Muster wie bei den Chlorpestiziden zeigt sich bei den Dienen (siehe Tab. 5.7.3.2.-9). Am Standort Lunow 2 beträgt die Summe für die zwei oberen Horizonte 73,6 bzw. 144 µg/kg. Im Gegensatz zu den anderen Dienen konnte Endosulfan I (gegenüber anderen Dienen relativ gut wasserlöslich) am Standort Lunow 2 auch in den unteren Horizonten bestimmt werden.

1,2,3- und 1,2,4-Trichlorbenzen sind in unterschiedlichen Konzentrationen an allen 3 Standorten messbar. Die Verbin-

dung 1,3,5-Trichlorbenzen dagegen nur am Standort Lunow 2. Wie bei den anderen organischen Schadstoffen ist der Standort Lunow 2 deutlich höher kontaminiert als Lunow 1 und Gatow (siehe Tab. 5.7.3.2.-10).

– Biologische und ökotoxikologische Parameter
Die Messung von Schadstoffgehalten ist eine Möglichkeit zur Charakterisierung der Belastung eines Standortes. Anhand der Schadstoffgehalte können jedoch keine Aussagen zur Bioverfügbarkeit und somit zur Wirkung auf Organismen, Populationen oder gar das Ökosystem gemacht werden. Auch ökotoxikologisch orientierte Versuchsansätze sind nicht in der Lage, das äußerst komplexe Zusammenspiel eines Ökosystems adäquat abzubilden und die Wirkung aller einflussnehmenden Faktoren vorzubestimmen. Die verwendeten Bioassays erlauben jedoch Aussagen zur Wirkung auf die eingesetzten Testorganismen (Leuchtbakterien, Daphnien) und

aus der Messung der Respiration ergeben sich Hinweise auf den Zustand der Bodenmikroorganismen. Insgesamt werden über den Leuchtbakterientest mit Ausnahme des letzten sorptionsschwachen Horizontes von Lunow 2 mehr oder weniger starke toxische Wirkungen angezeigt. Die deutlich höhere Schadstoffbelastung von Lunow 2 gegenüber Lunow 1 und Gatow kommt im Biotest nicht zum Ausdruck. Es ist allerdings zu beachten, dass durch die Versuchsbedingungen nur die wasserlösliche Fraktion erfasst wird.

Alle 3 Standorte weisen im obersten Horizont den jeweils höchsten GL-Wert auf. Die Tendenz zur Abnahme der GL-Werte mit der Tiefe ist an den Standorten Lunow 1 und 2 stärker ausgeprägt als am Standort Gatow.

Tab. 5.7.3.2.-11: Horizontbezogene GL- und GD-Werte sowie Respiration von Auenböden

Standort	Tiefe in cm	GL-Wert	GD-Wert	Respiration mg O ₂ /100g TSh
Lunow 1	0 – 5	128	1	3,1
	5 – 13	48	1	1,9
	13 – 23	24	1	0,37
	23 – 30	6	1	0,21
	30 – 40	8	1	0,13
	40 – 50	16	1	0,35
Lunow 2	0 – 8	48	1	2,2
	8 – 18	32	1	1,6
	18 – 28	32	1	0,12
	28 – 49	16	1	0
	49 – 70	2	1	0
Gatow	0 – 8	48	1	1,9
	8 – 16	32	1	0,48
	16 – 35	24	1	0,29
	35 – 50	32	1	0,42

Der auffallend hohe GL-Wert des oberen Horizontes von Lunow 1 lässt sich anhand der gemessenen Schadstoffgehalte nicht erklären, da nur bei einem Stoff (Endrin) höhere Gehalte als am Standort Lunow 2 gemessen werden konnten. Es ist in diesem Fall davon auszugehen, dass die Bioverfügbarkeit der Schadstoffe im oberen Horizont des Standortes Lunow 1 erhöht ist bzw. das Vorhandensein von Schadstoffen angezeigt wird, die nicht von der chemischen Analytik erfasst wurden. Die über die Biolumineszenzhemmung messbare Differenzierung ist im Daphnientest nicht feststellbar. In keiner der untersuchten Proben trat im Daphnientest eine Giftwirkung auf. Auch hier ist die Aussage auf die wasserlösliche Fraktion beschränkt. Die Bodenatmung der 3 Standorte unterscheidet sich nicht wesentlich. Die hohe Schadstoffbelastung der oberen 2 Horizonte von Lunow 2 führt nicht zu einer starken Abnahme der Respiration. Einerseits ist anzunehmen, dass die Bioverfügbarkeit der Schadstoffe aufgrund der Bodeneigenschaften (z. B. hoher Gehalt an Humus, Schluff und Ton) herabgesetzt ist. Andererseits ist bekannt, dass Mikroorganismen durch Transformation von organischen Schadstoffen selber zur Dekontaminierung ihres unmittelbaren Lebensraumes beitragen.

5.7.4 Zusammenfassung

Die 3 Untersuchungsstandorte sind unterschiedlich durch die Oder beeinflusste Abschnitte der Auenlandschaft. Während der Standort Lunow 1 in einem Poldergebiet ohne Überschwemmung liegt (Beeinflussung nur über Drängewasser), sind die Standorte Lunow 2 und Gatow in verschiedenem Ausmass von Überflutungen direkt betroffen. Der Standort Lunow 2 befindet sich im Vordeichgebiet und wird jedes Jahr überflutet. Einige Abschnitte stehen ganzjährig unter Wasser. Der Standort Gatow ist von der Überschwemmungscharakteristik zwischen den beiden Lunower Standorten einzuordnen, da er weniger häufig und in unregelmäßigen Abständen überflutet wird.

Für alle 3 Standorte wurden Bodenprofile gefunden, die den jeweiligen Standort repräsentativ widerspiegeln.

Lunow 1 zeigt einen typischen Auengley ohne Reduktionsmerkmale bis zur Aufnahmetiefe. Unterhalb eines humusreichen Wurzelfilzhorizontes folgen Go-Horizonte, die Oxydationsmerkmale vorwiegend in Form von dunkelrostfarbenen Konkretionen aufweisen. Das Substrat besteht aus schluffigen und tonigen Lehmen.

Für Lunow 2 wurde ein typischer Auengley angesprochen, der charakteristische Oxydations- und Reduktionsmerkmale aufweist. Die Oberbodenhorizonte sind humusreich. Es folgen Go- und Gor-Horizonte, deren Oxydationsmerkmale überwiegend in Form von dunkelrostfarbenen Flecken und Konkretionen ausgeprägt sind. In einer Tiefe bis 49 cm wurde ein aM-Go-Horizont angesprochen, der den Übergang junger Auensedimente in durch Grundwasser geprägte Horizonte widerspiegelt. Im unteren Profilbereich (49–70 cm) wurde Feinsand gefunden. Das Bodengefüge weist eine substratabhängige Schichtung mit Polyederstrukturen im bindigen Oberboden und Einzelkorngefüge im Feinsand auf.

Am Standort Gatow ist das Substrat von sandigen Lehmen, die von ton- und schluffreicheren Schichten gefolgt werden, gekennzeichnet. Der von 16 bis 35 cm Tiefe anstehende stark-tonige Lehm wirkt dabei als Stauhorizont. Demzufolge wurde der stark humose Aa-Horizont als Stauwasserleiter (Sw) charakterisiert. Die Prägung des Profils durch Pseudogleymerkmale (Stauhorizont) ist dabei schwächer ausgeprägt als die des Auengleys und wirkt sich daher nicht auf die Kennzeichnung der bodensystematischen Einheit aus. Der Go-Horizont ist ab 35 cm Tiefe von Humus und Holzbeimengungen durchsetzt.

Der von regelmäßiger Überflutung betroffene Standort Lunow 2 ist gegenüber den nicht bzw. selten überschwemmten Standorten Lunow 1 und Gatow deutlich höher mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen kontaminiert. In den verwendeten Biotests zeigten sich keine relevanten Unterschiede zwischen den untersuchten Standorten. Mittels Leuchtbakterientest war im Gegensatz zum Daphnientest eine

Differenzierung in vertikaler Richtung möglich. Auch im Vergleich mit anderen Flussauen (Rhein, Elbe) sind die Belastungen am Standort Lunow 2 relativ hoch. Vor allem in den oberen Horizonten von Lunow 2 werden Grenzwerte für Schadstoffe gemäß Brandenburger Liste, Klärschlammverordnung und Entwurf einer Bodenschutz- und Altlastenverordnung z. T. erheblich überschritten.

5.8 Grundwasser

5.8.1 Geohydrologische Aspekte der Wechselwirkung zwischen den Wasserständen der Oder und den Grundwasserständen in der Oderniederung

5.8.1.1 Einleitung

Die hydraulische Wechselwirkung zwischen dem Wasserstand der Oder und den Grundwasserleitern in den Poldergebieten der Oderniederung bedingt einen ständigen Austausch zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser. In dessen Folge vollziehen sich Transport und Umwandlung der Inhaltsstoffe des Mediums Wasser.

Das Verständnis der Dynamik des Mengentransportes ist Voraussetzung zur Beurteilung der Beschaffenheitsproblematik. Deshalb soll hier an ausgewählten Beispielen eine kurze Charakteristik der Grundwasserströmung in den Oderniederungen gegeben werden, wobei die während des extremen Hochwasserereignisses vom Sommer 1997 in örtlich und zeitlich hoher Auflösung erhobenen geohydrologischen Daten mit einbezogen werden. Exemplarisch für die gesamte Oderniederung ist als Beispielsgebiet das zentral gelegene Oderbruch als Polder mit dem größten Flächenanteil gewählt worden. Für die weiter südlich gelegenen Ziltendorfer und Neuzeller Niederungen sowie die Polder nördlich von Hohensaaten kann prinzipiell von ähnlich gelagerten Verhältnissen ausgegangen werden, eine Darstellung ihrer gesonderten Spezifikation kann in diesem Beitrag nicht erwartet werden.

5.8.1.2 Charakteristik des Beispielgebietes

5.8.1.2.1 Allgemeine Beschreibung

Das Oderbruch, die Oderniederung zwischen Lebus im Südosten und Hohensaaten im Nordwesten, bildet eine über 50 km lange und 12 bis 20 km breite hydrogeologische Einheit. Im Südwesten grenzt es an die oftmals steil auf 30 bis 100 Meter ansteigenden Lebuser und Barnimer Hochflächen, die durch die sogenannte „Buckower Pforte“ (Stöbbertal) gegliedert werden. Die Grenze wird annähernd durch den Verlauf der Bundesstraße 167 markiert, die hier die Ortschaften Lebus, Seelow, Neuhardenberg, Wriezen, Bad Freienwalde und Hohenfinow verbindet und weiter nach Eberswalde führt. Die

gegenüberliegende Begrenzung bildet seit nunmehr 250 Jahren die durch Deichbauten schrittweise auf diese Linie gedrängte Oder, die seit Kriegsende hier auch die Grenze zwischen Polen und Deutschland darstellt. Als größere Ortschaft auf der gegenüberliegenden Oderseite verdient die ehemalige Festungsstadt Küstrin, heute polnisch Kosztrzyn, Erwähnung.

Das vorwiegend landwirtschaftlich genutzte Gebiet wird von knapp 20.000 Menschen in vielen kleinen Ortschaften bewohnt. Das relativ ebene Gelände neigt sich in der Längsachse von ca. 14 Metern über Meeresspiegelhöhe bei Lebus nach Nordwesten bis auf eine Tiefe von etwa 2 Metern bei Bad Freienwalde. Die Querachse ist um ca. 2 bis 3 Meter nach Südwesten geneigt.

5.8.1.2.2 Hydrogeologie

Der Aufbau des quartären Lockergesteinskomplexes Ostbrandenburgs ist – wie allgemein bekannt – das Ergebnis von mindestens 3 Hauptinlandseisvorstößen (Elster-, Saale-, Weichselkaltzeit) und mehreren untergeordneten Rückzugsstadien der oszillierenden Gletscher.

Der Hauptgrundwasserleiter des Oderbruchs wird von jungpleistozänen Talsanden gebildet. Während am Westrand des Oderbruchs die Talsand- und Schwemmkegelbildungen oberflächlich anstehen, wird der Grundwasserleiter im zentralen Oderbruch bis auf wenige Talsandinseln von holozänen Sanden und Auelehm bedeckt. Die im Liegenden des „Oderschlickes“ auftretenden holozänen Feinsande bilden mit den pleistozänen Mittel- und Grobsanden einen einheitlichen Aquifer. Die hangenden Schlick- und Torfbildungen sowie die holozänen anmoorigen Sande erreichen Mächtigkeiten zwischen 5–15 Meter, wobei (abgesehen von lokalen Ausnahmen) eine generelle Mächtigkeitszunahme von Süd nach Nord zu verzeichnen ist. Die Mächtigkeit des Hauptgrundwasserleiters, der am westlichen Hochflächenrand auskeilt und in Odernähe ausdünnert, schwankt zwischen 5 bis 30 Meter. Seine Durchlässigkeitsbeiwerte werden nach [ZGI] mit $> 2,5$ bis $8,0 \cdot 10^{-4}$ m/s angegeben. Eine schematische Darstellung der hydrogeologischen Verhältnisse vermittelt die nachfolgende Schnittdarstellung, die im Osten an der Oder in Höhe der Beobachtungstrasse Groß Neuendorf (s. u.) beginnt und nordwestlich von Altfriedland, die B 167 schneidend, den Höhenrand erreicht.

Die Grundwasserneubildung aus Niederschlägen ist im Oderbruch relativ niedrig, da die holozänen Deckschichten eine Versickerung verhindern, infolge des hohen Grundwasserstandes die Verdunstung begünstigt ist und wegen des Drängewasserstromes sowie des Schichtenaufbaus häufig gespannte Grundwasserverhältnisse vorherrschen, die dem Grundwasserneubildungspotential entgegenwirken. Zudem zählt das Oderbruch zu den niederschlagsärmsten Regionen Deutschlands. Die Grundwasserneubildung im zentralen Oderbruch erfolgt damit vorrangig durch den Drängewasser-

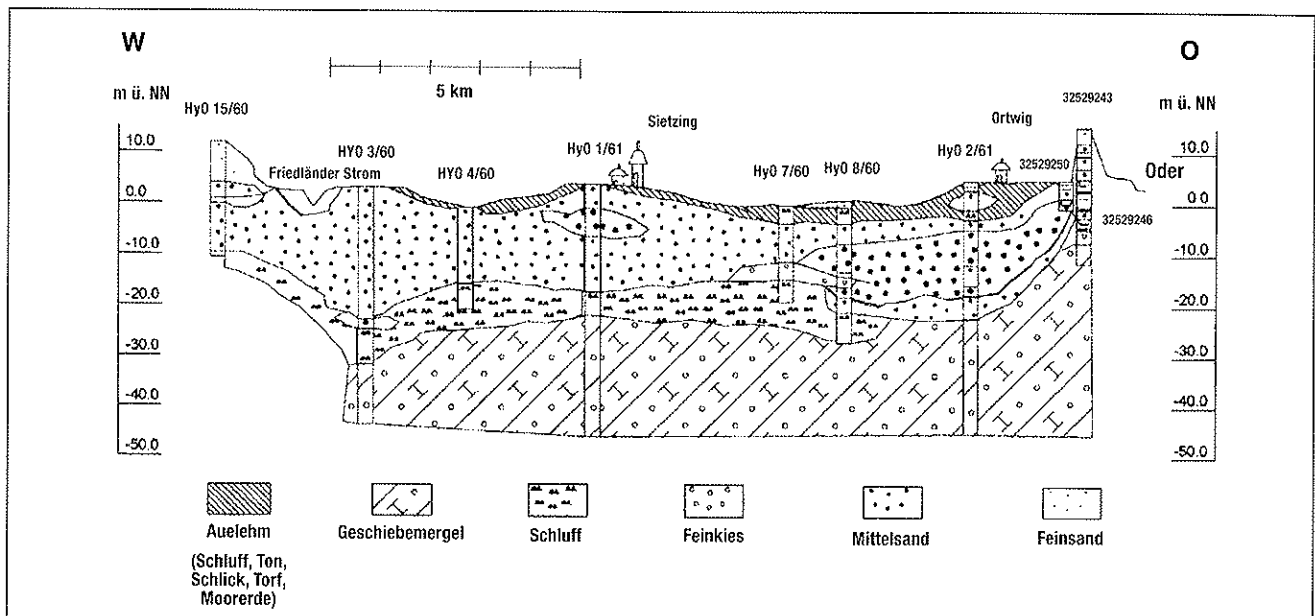


Abb. 5.8.1.2.2.-1: Hydrogeologischer Schnitt durch das Oderbruch

zustrom und die Wiederversickerung von in Gräben abgeführtem Drängewasser.

5.8.1.2.3 Abflussregime

Von den südwestlichen Hochflächen unterliegt das Oderbruch einem ständigen, relativ konstanten Hangzufluss. Dabei treten hohe Potenzialdifferenzen auf, die teilweise artesische Verhältnisse (Raum Gusow) bewirken. Die guten Fassungsbedingungen im Hangbereich werden für die Trinkwasserversorgung der Ortschaften Seelow, Wriezen und Neuhardenberg genutzt. Die Wasserstände der Oder liegen seit deren künstlicher Verlegung auf den höheren rechten Rand der geologischen Einheit bereits bei normalen Abflusssituationen über den Geländeoberkanten im Polder. Dadurch unterliegt das Oderbruch im Gegensatz zu den Niederungen der meisten anderen großen deutschen Flüsse (z. B. dem Neuwieder Becken am Rhein [GIEBEL et. al.] ständig influenten Verhältnissen. Die Größenordnung dieses ins Bruch einströmenden „Drängewassers“ in Abhängigkeit von charakteristischen stationären Flusswasserständen ist erstmals in [QUAST] berechnet worden.

Spätere detaillierte Modellierungen von Teilgebieten bildeten die Projektierungsgrundlage komplexer Hydromeliorationsmaßnahmen, über deren Auswirkungen auf den Grundwasserhaushalt weiter unten eingegangen wird. Das danach in den siebziger Jahren ausgebaute Grabensystem, dessen Hauptvorfluter teilweise noch in Altarmen den ursprünglichen verästelten Verlauf der Oder in diesem Gebiet ahnen lassen, führt den unterirdischen Zufluss in nordwestlicher Richtung bis zum Wehr Hohensaaten. Von hier wird der „Sickerverlust“ der Oder (und der Abfluss von den Hochflächen) dem Fluss über die Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße letztlich wieder zugeführt.

5.8.1.3 Grundwasserstands-Messnetz

Die Grundwasserstände der Oder-Polder unterlagen bereits seit Beginn unseres Jahrhunderts vor allem unter landwirtschaftlichen Gesichtspunkten einer intensiven Beobachtung.

Abgesehen von einigen wenigen alten Grundwassermessstellen, die die Verwüstungen durch Kriegshandlungen im Jahre 1945 und den großen Deichbruch von 1947 überstanden hatten, wurde die Grundlage für das heutige Grundwasserstands-Messnetz jedoch erst mit den hydrogeologischen Erkundungsarbeiten Anfang der siebziger Jahre [LANGKUTSCH et. al.] gelegt. Dabei wurden auch 6 Doppel-Messstrassen (siehe Übersicht) senkrecht zum Deich gesetzt, an denen u. a. Pumpversuche zur Bestimmung der geohydraulischen Parameter gefahren wurden [QUAST]. 4 dieser Trassen befinden sich im Oderbruch. Kontinuierliche Beobachtungen dieser Sondermessstellen erfolgten aber nur in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre.

Heute zählt das unterirdische Einzugsgebiet des Oderbruches mit 57 beobachteten Messstellen [HANNAPPEL et. al.] zu den Teilgebieten mit der höchsten örtlichen Auflösung im Landesmessnetz Grundwasserstand. Die Messungen werden im Normalfall viermal monatlich durch Beobachter aus dem Territorium vorgenommen. An 7 Messstellen mit überdurchschnittlicher Wasserstandsdynamik sind Datensammler mit täglichem Messintervall installiert. Die Messstrasse Groß Neuendorf wird seit 1994 wieder kontinuierlich gemessen.

Gespeichert und ausgewertet werden alle Messwerte in der landesweiten Grundwasserstands-Datenbank STYX [SCHMIDT], in die auch Daten anderer Messnetzbetreiber eingehen. Abb. 5.8.1.3.-1 zeigt die Lage der Trasse nordwestlich von Groß Neuendorf.

Gebiet	Grundwasser-Beobachtungs-Trasse					nächster Oderpegel	
	Trassen-Name	TK25 Nr.	Messstellen-Nummer	Deich-km	Oder-km	Oder-km	Pegel-Name
Hohensaatener Polder	Hohenwutzen-N	3150	9201-9210	73,95	664	664,9	Hohensaaten-Finow
	Hohenwutzen-S		9211-9220	73,74			
Glietzer Polder	Neurüditz-W	3151	9221-9230	66,75	656,5	661,6	Neuglietzen
	Neurüditz-O		9231-9240	66,55			
Oderbruch	Gr.Neuendorf-N	3252	9241-9250	47,87	638	635,6	Groß Neuendorf
	Gr.Neuendorf-S		9251-9260	47,55			
Oderbruch	Reitwein-N	3453	9271-9281	14,16	608	614,8	Kietz
	Reitwein-S		9282-9292	13,94			
Ziltendorfer Niederung	Vogelsang-N	3754	9331-9336	4,74	559,6	554,1	Eisenhüttenstadt
	Vogelsang-S		9337-9347	4,60			
Neuzeller Niederung	Ratzdorf-W	3954	9311-9320	3,13	545,7	542,5	Ratzdorf
	Ratzdorf-O		9321-9330	2,97			

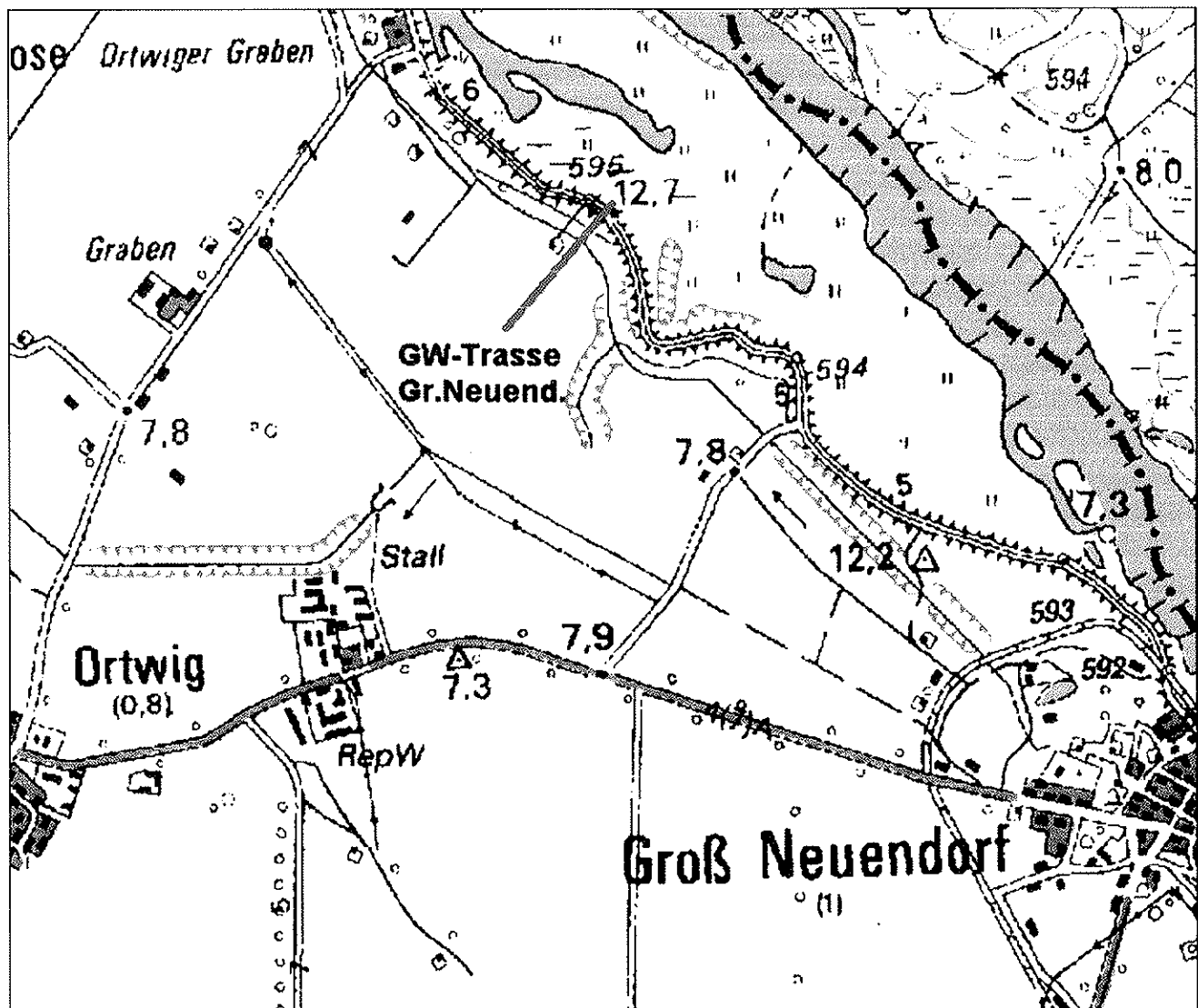


Abb. 5.8.1.3.-1: Lageplan der Trasse Groß Neuendorf

Da die Messwerte der Beobachtungsstrasse Groß Neuendorf im Weiteren näher betrachtet werden, zeigt die folgende Übersicht die wichtigsten Ausbau-Parameter:

denen des Zeitraumes während und nach diesen Maßnahmen. Der Einfluss der häufigen Frühjahrshochwasser auf den Grundwasserstand ist in beiden Zeitreihen erkennbar und wird

Messstellen-Nummer	Abstand von Deichkrone [m]	Messpunkthöhe [m ü. NN]	Filteroberkante [m u. MP]	Datenlogger	Bohr-Nr. MeliO 71
9241	-20	10,98	10,3	x	70
9242 OP	0	13,76	4,0		71
9243 UP	0	13,61	10,9	x	72
9244	20	9,52	5,0	x	73
9245 OP	55	8,95	7,7		74
9246 UP	55	8,79	11,4		75
9247	80	9,35	6,6		76
9248	140	8,92	5,8	x	77
9249	250	8,36	6,0		78
9250	350	8,55	4,5	x	79

5.8.1.4 Grundwasserstände

5.8.1.4.1 Allgemeiner Trend

Die in den siebziger und Anfang der achtziger Jahre im Oderbruch vorgenommenen komplexen Hydromeliorationsmaßnahmen lassen sich im überwiegenden Teil des Oderbruches anhand der Veränderung der Grundwasserstände nachweisen, jedoch sind sie bei weitem nicht so gravierend, wie vielfach behauptet wurde.

Abbildung 5.8.1.4.1.-1 zeigt die Monatsmittelwerte des Grundwasserstandes an einer Jahrbuchmessstelle in Letschin, also etwa im Zentrum des Oderbruches. Gegenübergestellt sind jeweils die Mittel des Zeitraumes 1956 bis 1975, also vor der großflächigen Rekonstruktion des Binnenvorflutsystems,

durch die forcierte Entwässerung des Gebietes in der Zeit nach 1975 nur gemildert. Langjährig wird im Frühjahr der Grundwasserstand in diesen Monaten um bis zu 25 cm abgemindert. Dieser generelle Trend der Grundwasserentlastung ist in der Nähe der Binnengräben stärker ausgeprägt, verliert sich jedoch mit zunehmender Nähe zur Oder. Das ist sicher auch die Ursache dafür, dass beim Extremhochwasser der Oder 1997 die höchsten je gemessenen Grundwasserstände in Deichnähe zwar übertroffen wurden, im Binnenland jedoch nicht.

5.8.1.4.2 Einfluss der Entfernung von der Oder

Der dominante Einfluss der Oder auf die unterirdische Strömungsdynamik zeigt sich auch in den Schwankungsamplitu-

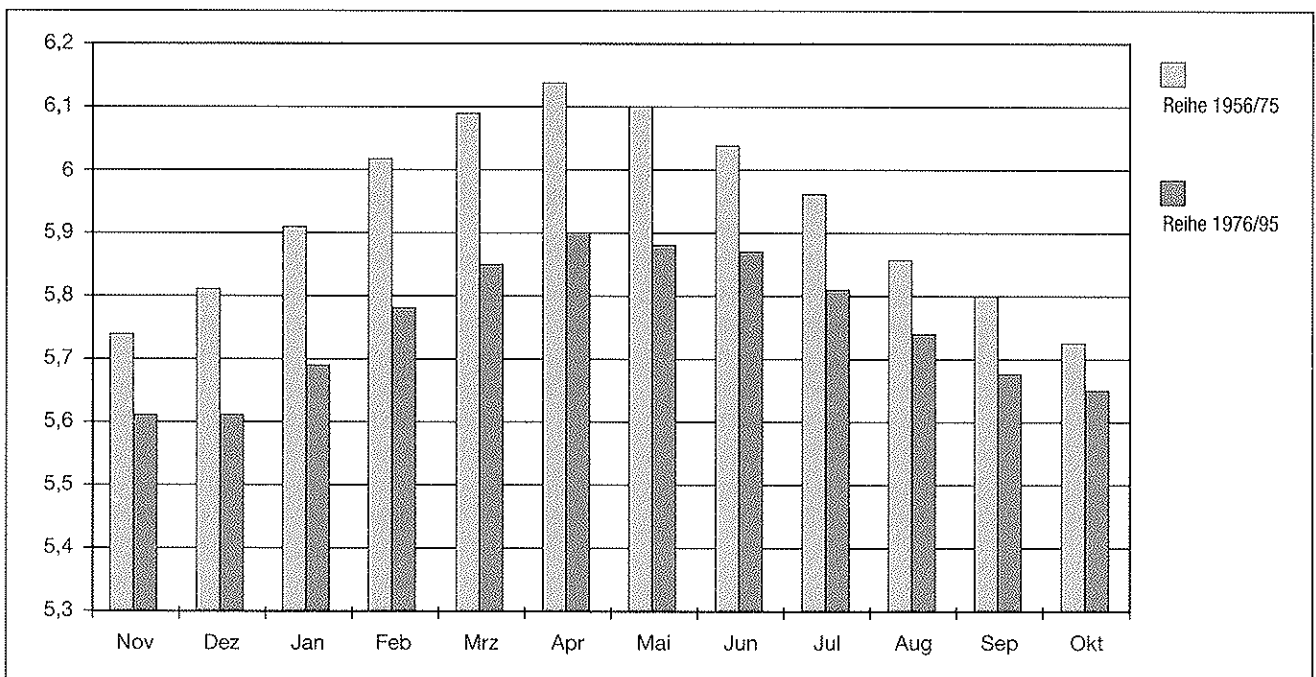


Abb. 5.8.1.4.1.-1: Langjährige Monatsmittelwerte des Grundwasserstandes in m ü. NN, Messstelle 3352 0968

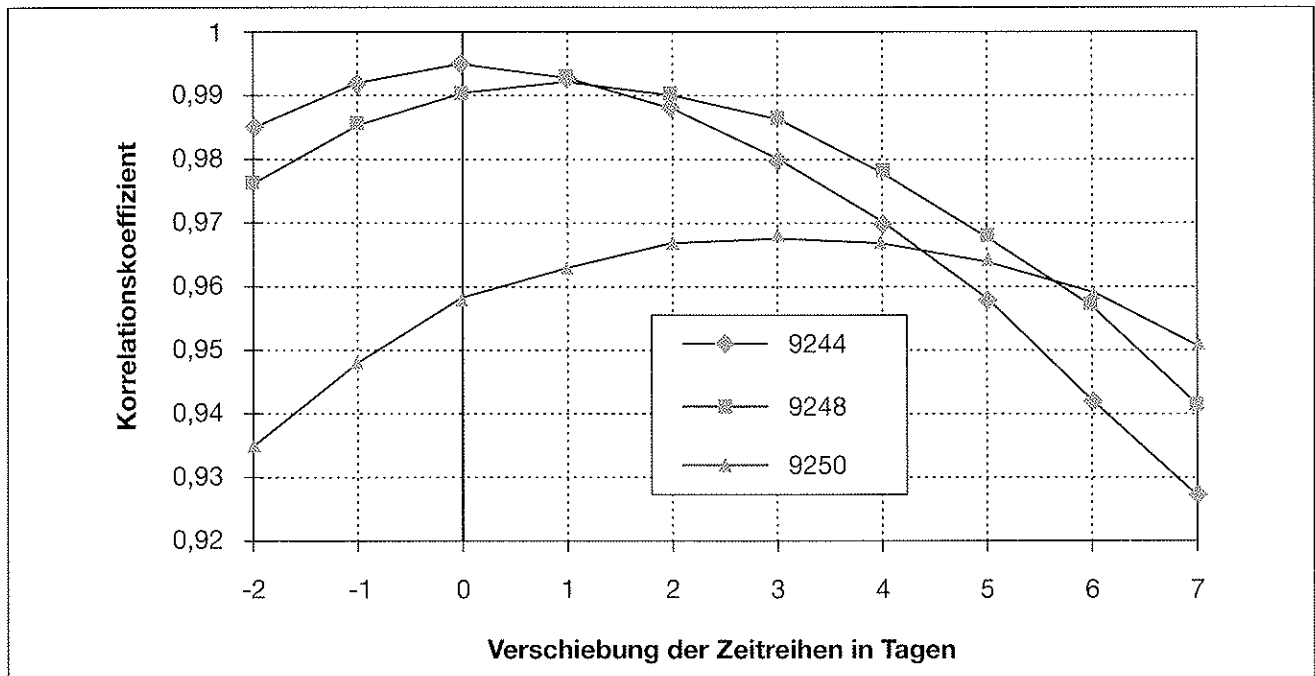


Abb. 5.8.1.4.2.-1: Kreuzkorrelation der Zeitreihen (Abhängigkeit von Entfernung zur Oder)

den der Grundwasserstände. Differenzen von drei bis fünf Metern zwischen den höchsten und niedrigsten Messwerten sind in Deichnähe durchaus nachweisbar und führen im Extremfall zu teilweise artesischen Verhältnissen. Diese Artesik zeigt sich nicht nur an den Messstellen, sondern führt bei hydrogeologischen Fenstern in der Deckschicht zu flächenhaften Vernässungen und an einigen Stellen der Grabensohlen zu den sogenannten „Qualm“-Stellen. Die stärkste Dämpfung des Odereinflusses bewirken die Parallelgräben hinter den Deichen. Zur Beurteilung des Odereinflusses und seiner zeitlichen Verzögerung wurden an der Grundwasser-Beobachtungs-Trasse Groß Neuendorf für den gesamten Datenbestand ab 1984 Korrelationsrechnungen durchgeführt.

Als Bezugsmessstelle diente der Unterpegel 9243 direkt auf der Deichkrone. Zu ihm in Beziehung gesetzt wurden die Messstellen 9244 (20 m Entfernung von der Deichkrone), 9248 (140 m Entfernung) und 9250 (350 m). Durch zeitliche Verschiebung der Zeitreihen um Tage (Kreuzkorrelation) wurden die jeweils höchsten Korrelationskoeffizienten ermittelt. Für die nächstgelegene Messstelle 9244 beträgt der Koeffizient 0,995. Sie reagiert nahezu gleichzeitig. Die Messstelle 9248 liefert mit der Verzögerung von einem Tag einen Koeffizienten von 0,992. Bei der am weitesten entfernten Messstelle 9250 beträgt die Verzögerung schon drei Tage und liefert „nur“ noch einen Korrelationskoeffizienten von 0,968.

5.8.1.4.3 Wirkung des Sommerhochwassers 1997

Die Auswirkungen des Sommerhochwassers der Oder sollen ebenfalls am Beispiel der Trasse Groß Neuendorf gezeigt werden. Dazu werden in Abbildung 5.8.1.4.3.-1 die Ganglinien

der Messstellen 3252 9241/43/44/50 für das Abflussjahr 1997 als tägliche Werte dargestellt.

Der kleinere sprunghafte Anstieg zum Jahreswechsel 1996/97 resultiert aus erhöhten Oderwasserständen infolge von Eisverhältnissen. Die negativen Piks im Dezember, Februar und April sind die Folge von Grundwasserentnahmen an den Messstellen zum Zwecke von Beschaffenheitsanalysen. Anfang Juli begann der Oderwasserstand stark zu steigen, erreichte am 23./24. den ersten Gipfel, um dann infolge der Deichbrüche in der Ziltendorfer Niederung zwischenzeitlich zu sinken. Der höchste Oderwasserstand wurde schließlich Ende Juli/ Anfang August erreicht. Bis zu einer Entfernung von ca. 150 Metern von der Oder lässt sich das durch Deichbrüche in der Ziltendorfer Niederung hervorgerufene „Wellental“ in der Oderganglinie auch im Grundwassergang nachweisen.

Obwohl derartige kurzzeitige Schwankungen in 350 Metern Entfernung nicht mehr nachvollzogen werden, bewirkte die extreme Höhe und Dauer des Oderhochwassers auch hier noch das Erreichen absoluter Höchstwerte in der gesamten Beobachtungszeit. In Abbildung 5.8.1.4.3.-2 wird die Dynamik der Grundwasserstände im Deichkörper (9243) zu derjenigen in 140 m Entfernung (9248) in Beziehung gesetzt. Die durch die Instationarität des Strömungsprozesses begründete Hystereseform der Funktion ist sehr gut erkennbar. In der Anstiegsphase (10. Juli bis 1. August) eilt die gewässernahe Messstelle in der Entwicklung erwartungsgemäß deutlich voraus. Nach Sinken der Oderwasserstände erreicht diese Messstelle Ende August bereits wieder ihr Niveau vom 15./16. Juli. Die entferntere Messstelle hat zu diesem Zeitpunkt jedoch noch um fast einen halben Meter höhere Wasserstände als sie Mitte Juli hatte.

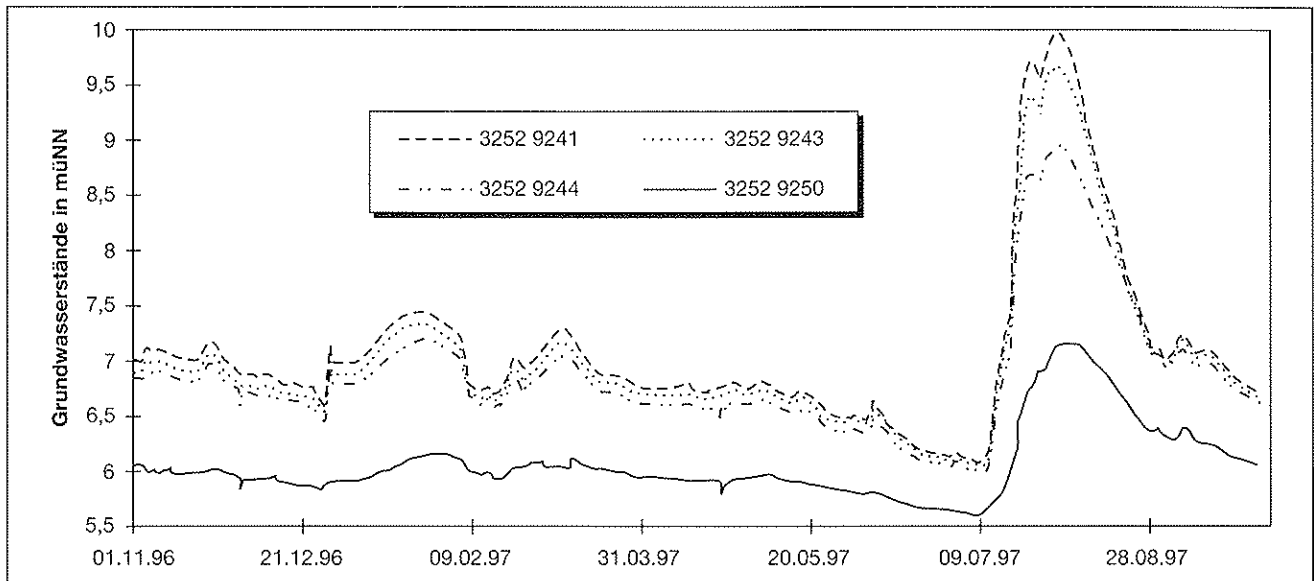


Abb. 5.8.1.4.3.-1: Jahresgang 1997 der Grundwasserstände (Trasse Groß Neuendorf)

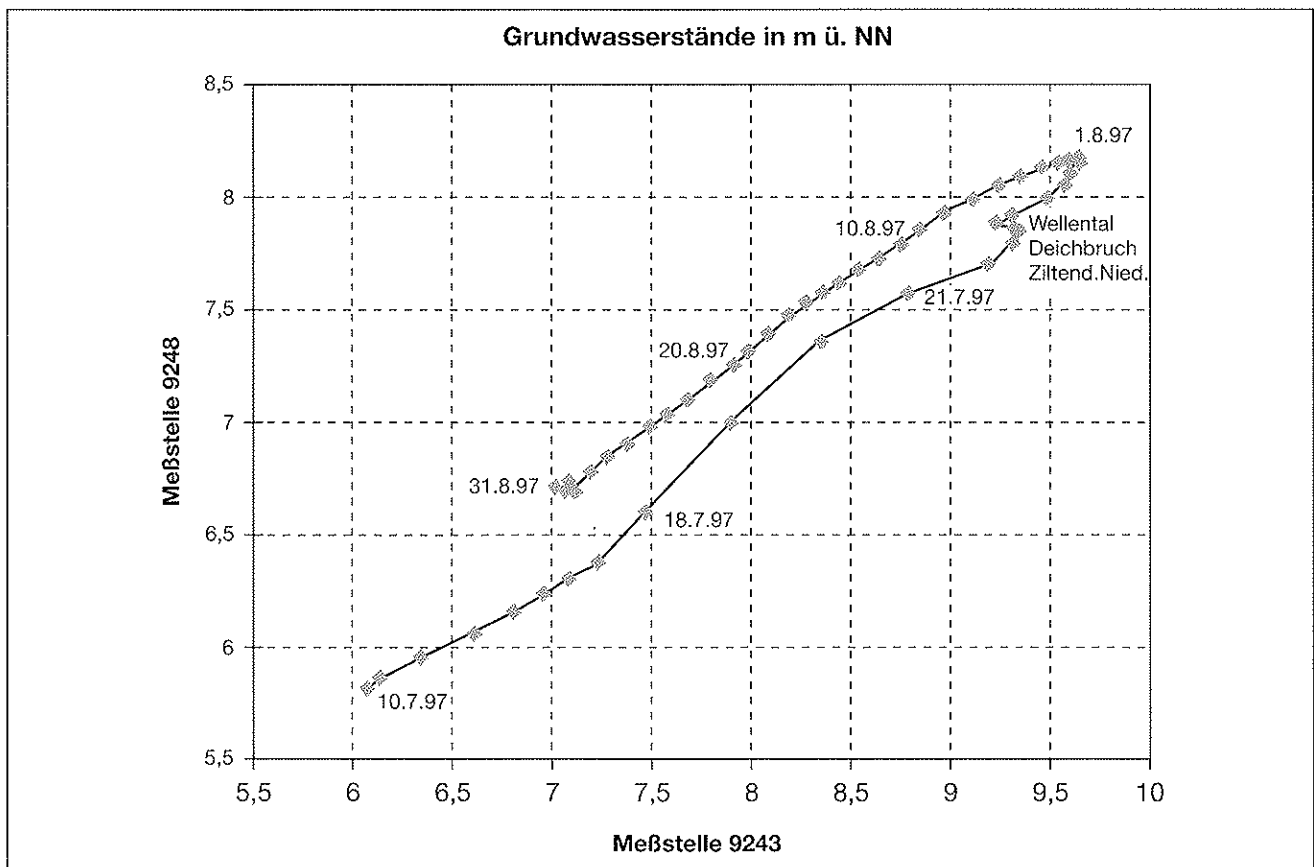


Abb. 5.8.1.4.3.-2: Hysterese des Grundwasseranstieges zweier Messstellen mit unterschiedlicher Entfernung zur Oder

Zum Abschluss sei noch die Entwicklung der Grundwassertemperatur während des Abflussjahres 1997 im Vergleich zu der des normalen Vorjahres am Beispiel der Messstelle 9242 (auf der Deichkrone) dargestellt. Ein wenig zeitversoben bewegten sich die Temperaturen bis Anfang Juli mit 5 bis

11 °C in dem gleichen Wertebereich wie in den früheren Jahren. Der mit Beginn des Hochwassers sprunghaft zunehmende Drängewasserzstrom in den Grundwasserleiter führte an der Messstelle anfangs zu einem kurzzeitigen Sinken der Messwerte. Dies ist sicher auf das Wegdrängen des in der

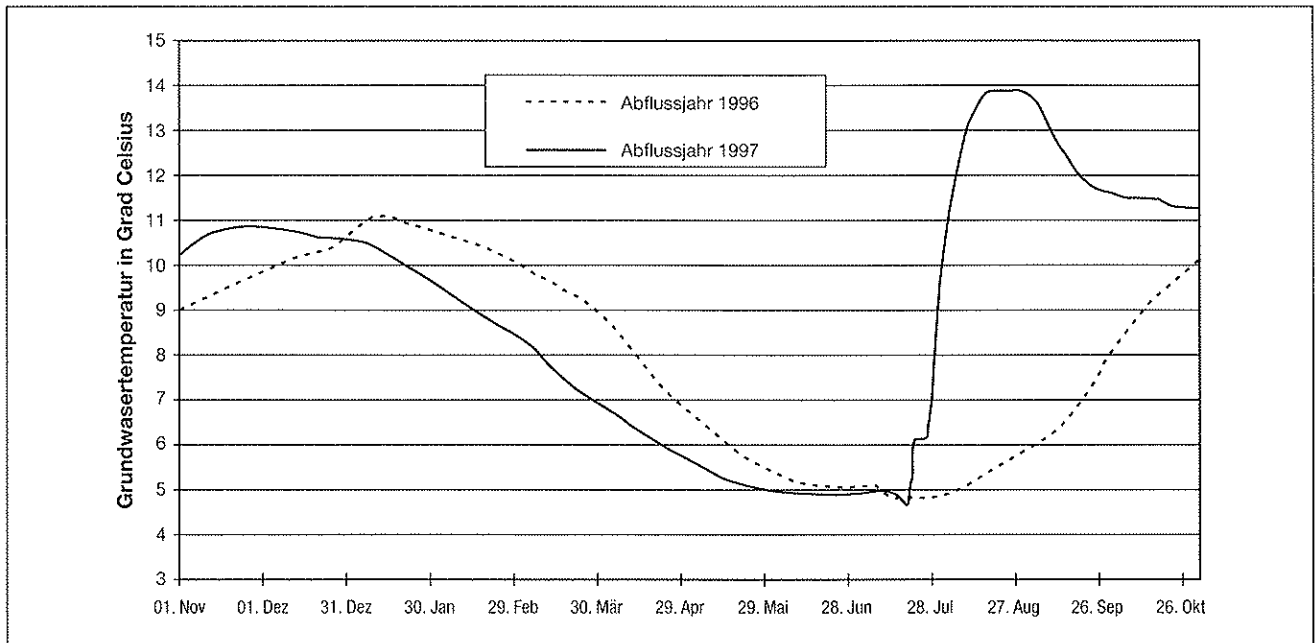


Abb. 5.8.1.4.3.-3: Vergleich des Jahrganges der Grundwassertemperatur in den Abflussjahren 1996 und 1997

Messstelle leicht stagnierenden und deshalb von der Lufttemperatur im Rohr leicht erwärmten Grundwassers durch kühleres Wasser aus dem Bodenkörper zurückzuführen. Kurz danach macht sich jedoch bereits der Zustrom des im Fluss auf 20°–25° Celsius erwärmten Oderwassers bemerkbar. Am 18. August wird der Höchstwert von knapp 14°C erreicht, der bis zum 1. September anhält. Mit abnehmendem Drängewasserzustrom fallen danach auch die Grundwassertemperaturen anfangs sehr rasch. Unterhalb von 12°C sinken sie dagegen nur noch langsam, um sich allmählich wieder um den für den Herbst üblichen Wert von ca. 11°C einzupegeln.

Die Signifikanz dieses Prozesses sollte Veranlassung sein, auch andere Beschaffenheitsparameter des Grundwassers zumindest im Hochwasserfall in Verbindung mit Schadstoffhavarien in kürzeren Zeitintervallen zu analysieren.

5.8.2 Betrachtung ausgewählter Beschaffenheitsparameter in einem Grundwasserabstrom der Oder

Der Grundwasserbereich stellt allgemein ein wesentliches Reservoir für verschiedene Nutzungsarten dar (z. B. für Trinkwassergewinnung, Bewässerungswasser u. a.), der in den industriell hochentwickelten Ländern durch Kontamination mit Schadstoffen gefährdet ist. Bei der Planung und Bearbeitung der Themen des Vorhabens trat die Frage auf, inwieweit Schadstoffpotenziale (unter Annahme, dass Nährstoffe/Salze ebenfalls ein Schadstoffpotenzial bilden können) und deren Dynamik im Fluss Auswirkungen im Grundwasserabstrom und den damit im Zusammenhang zu sehenden oberflächlichen Grabensystem hinter dem Deich haben würden.

Besonders in den Niederungsgebieten des Oderbruches ist in Abhängigkeit des Wasserstandes eine erhebliche Drainagewirkung des Vorfluters zu beobachten [HANNAPPEL et al.]. Diese Fragestellung ist dann von Wichtigkeit, wenn es zu havariebedingten Einträgen in das Gewässer kommt und größere Umweltbereiche erfasst werden. Obwohl hier nicht Zielstellung, ist die Thematik z. B. für die Nutzwassergewinnung von Bedeutung und in anderen Flussabstromgebieten [GIEBEL] untersucht worden. Gleichzeitig ist die Problematik infolge der vielen Einwirkungsfaktoren so mannigfaltig, dass sie mit dieser Arbeit nur angesprochen bzw. ergänzt werden kann.

Zu den Abbildungen sei vermerkt, dass die Abkürzung „HHW“ nicht der höchste je gemessene Hochwasserstand bedeutet, sondern allgemein im Beschaffenheitsbereich als Abkürzung für den Ort Hohenwutzen = HHW angewendet wird.

5.8.2.1 Methodik

In Oberflächengewässern ist ein erhebliches Schadstoffpotenzial enthalten, das je nach Strömungsverhältnissen auch eine Belastung im Grundwasserabstrom darstellt. Da das Oderbruch mehrere Meter unterhalb des Gewässerspiegels der Oder liegt, kommt es zu einem erheblichen Drängewasserzustrom in den Grundwasserbereich. Die bearbeitete Thematik gibt einen Einblick über den Zusammenhang der Konzentrationsdynamik in der Oder und dessen mögliche Beeinflussung im Grundwasserabstrom anhand einzelner Kenngrößen. Bei der Auswahl der zu erfassenden Parameter wurden Bedingungen formuliert, wie

- einfache Analytik,
- differenziert physik.-chem. Verhalten im Grundwasser (im weiteren GW)-Leiter,
- hohe zeitliche Auflösung von Einzelereignissen.

Im Fluss selbst erfolgte die Datenerfassung über die Anfang der 90er Jahre errichteten Messstationen in Frankfurt(O.) (FFO) und Hohenwutzen (HHW). Neben der kontinuierlichen Erfassung einer Reihe einfacher Parameter (Leitfähigkeit, pH-Wert, gel. Sauerstoff, UV-Absorption, Trübung) wurden automatische Probensammler eingesetzt, die nach vorgegebenen Zeitintervallen Proben erfassen. In unmittelbarer Nähe der im Kapitel 5.8.1. beschriebenen Grundwasserpegeltrasse Groß Neuendorf Nord befindet sich die Trasse Groß Neuendorf

Süd, die zur Erfassung der Beschaffenheit genutzt werden konnte. Neben äquivalenten Strömungsbedingungen war die Befahrbarkeit zur Probenahme bei widrigsten Witterungsbedingungen ein entscheidender Faktor.

Lücken in den Datenreihen sind auf meteorologisch bedingte Undurchführbarkeit der Probenahme zurückzuführen. Schwierig gestaltet sich die Auswertung der Datensätze der relativ einfachen Parameter, da neben dem Zeitfaktor die räumlichen Komponenten eine gravierende Rolle bei der Interpretation der Konzentrationsganglinien der einzelnen GW-Pegel spielen.

- Untersuchungsgebiet (siehe auch Abbildung 5.8.1.3.-1)

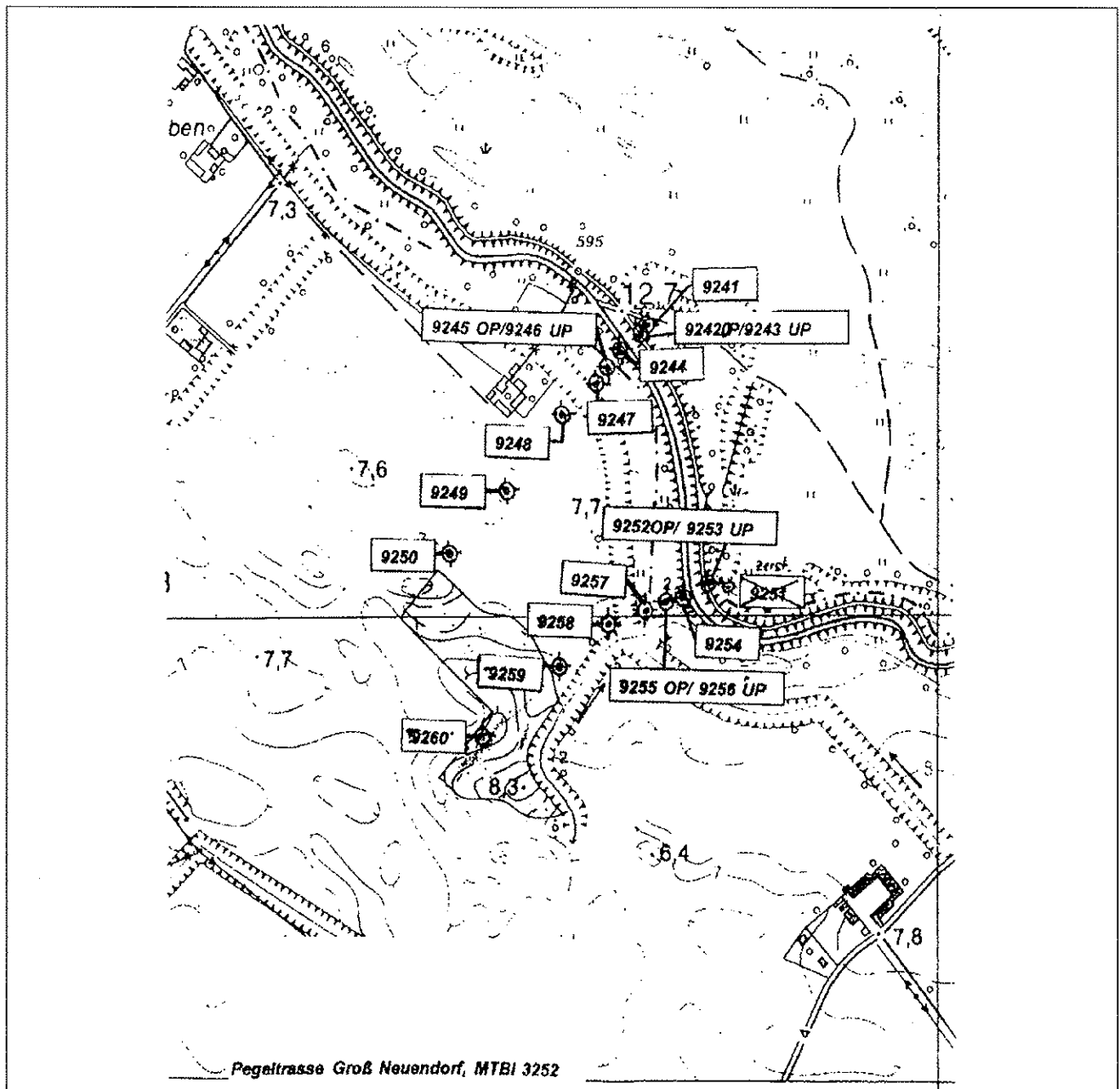


Abb. 5.8.2.2.-1: Lageplan der Grundwasser-Pegeltrasse

Tab. 5.8.2.2.-1: Grundwasser-Pegelangaben der Trasse Groß Neuendorf

Messstellenbezeichnung	Messtischblatt Rechtswert-Hochwert	Filter von – bis (in m) Messpunkthöhe (N. N. in m)
Trasse Groß Neuendorf Nord (9241)	3252 54.58629-58.42762	10,3 – 11,3 10,98
Trasse Groß Neuendorf Süd IV (9254)	3252 54.58679-58.42432	5,8 – 6,8 8,88
Trasse Groß Neuendorf Süd V OP (9255)	3252 54.58659-58.42428	5,2 – 6,2 8,52
Trasse Groß Neuendorf Süd VI UP (9256)	3252 54.58659-58.42428	11,2 – 12,2 8,45
Trasse Groß Neuendorf Süd VIII (9258)	3252 54.58579-58.42402	4,5 – 5,5 7,97
Trasse Groß Neuendorf Süd IX (9259)	3252 54.58524-58.42352	7,4 – 8,4 7,72
Pegel Ortwig (2181)	3252 54.57150-58.42170	4,5 – 5,5 8,46

Eine nähere Charakterisierung des Untersuchungsgebietes bezüglich morphologischer bzw. hydrogeologischer Angaben wurde im Kapitel 5.8.1. gegeben.

– Grundwasser- und Oberflächenwasserprobenahme

Die Probenahme erfolgte entsprechend den Regeln zur Erfassung der GW-Beschaffenheit mittels Abpumpen bis zur Konstanz der Leitfähigkeit. Es ergeben sich Differenzen von ca. 2 °C zwischen der Temperatur einer direkt entnommenen Grundwasserproben und kontinuierlicher Temperaturmessung mittels Sonde im Pegelrohr. Ein Schwerpunkt in der Plausibilitätsprüfung der Ergebnisse sollte eine mögliche, veränderte Zusammensetzung der Probe durch Probenahme/Probenlagerung und damit einhergehenden Milieuverschiebungen sein, die insbesondere den Nährstoffbereich betreffen. Beim Abpumpen erfolgt ein direkter Stoffaustausch, die Temperaturerfassung durch Pegelsonden zeigt den durch Energiekonvektion/-strahlung zur Temperaturveränderung beitragenden Teil (Pegelrohr-Grundwasserumgebung). Ein Vorteil der direkten GW-Entnahme der Probe scheint die Erfassung kurzfristiger Ereignisse, die infolge der Trägheit des Einstellens des Temperaturgleichgewichtes (Pegelsonde) im Grundwasserrohr nicht registriert wurden.

Nachteilig ist der hohe technische/personelle Aufwand, verbunden mit einer nichtkontinuierlichen Datenerfassung. In der Oder werden die Parameter kontinuierlichen bis wöchentlichen registriert. Für die GW-Probenahme wurde eine wöchentliche Entnahmefrequenz festgelegt.

5.8.2.2 Verhalten ausgewählter Parameter im Grundwasserabstrom der Oder

Folgende Parametergruppen bzw. Kenngrößen wurden zur Auswertung herangezogen:

Leitparameter

Beide Parameter sind mit Vorortmesstechnik einfach und

schnell erfassbar, Temperatur und pH-Wert. Die Auswertung des pH-Wertes bei der Grundwasserpassage ist infolge chemisch-physikalischer und mikrobiologischer Beeinflussung erheblich erschwert.

In der Oder treten typisch meteorologisch, sowie biologisch bedingte Abhängigkeiten auf. Das 24-Stundenverhalten des pH-Wertes ist durch die Algenprimärproduktion Schwankungen unterworfen (Tag-Nacht-Rhythmus). In den Wintermonaten streut der pH-Wert im Bereich 7–8, in den Sommermonaten nähert sich der Wert pH 9 bzw. kann diesen erfahrungsgemäß überschreiten. Die Schwankungsbreiten des pH-Wert innerhalb des Grundwassers der Trasse befinden sich gegenüber der Oder im neutralen bis schwach sauren Bereich. Ein Ereignis zeigt die Temperaturkurve mit einem gut ausgebildeten Peak (Maximum 24.8 °C, 12. Juni 96), der für eine Weiterverfolgung im Grundwasserabstrom positive Voraussetzungen bietet.

Da das Auftreten des Temperaturmaximums unmittelbar an eine Hochwasserphase anschließt, ist von einer erheblichen Zunahme der Fließgeschwindigkeit im Grundwasserleiter auszugehen. Deutlich ist die Fortsetzung des Ereignisses in der GW-Beschaffenheitstrasse erkennbar (Abb. 5.8.2.2.-3 Ganglinien ausgewählter Pegel der Trasse). Mit einer 3wöchigen Verzögerung wird der Peak am ufernächsten Pegel P 9241 erfasst, im Abstand von 4–5 Wochen im Grundwasserabstrom der Pegel P 9254, P 9255 (OP) und P 9258 registriert. Unter der Annahme eines annähernd rechtwinkligen Abstromes zur Fließrichtung der Oder ist erwähnenswert, dass das Maximum am Pegel P 9255 (OP) und P 9258 eine Woche eher als am der Oder nächstehenden Pegel P 9254 auftritt.

Es ist davon auszugehen, dass neben einer horizontalen Betrachtung auch die vertikalen Strömungsverhältnisse im Grundwasserleiter eine Bedeutung besitzen und kurzfristige Ereignisse trotz wöchentlicher Probenahmefrequenz nicht erfasst wurden. Überlagert wird das gesamte Verhalten der

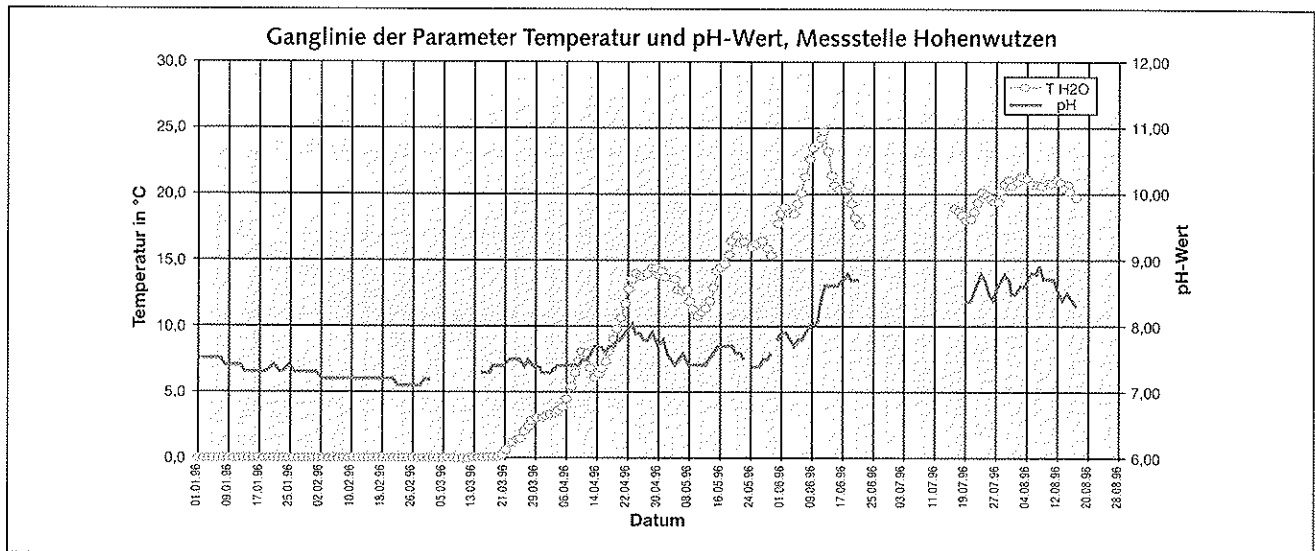
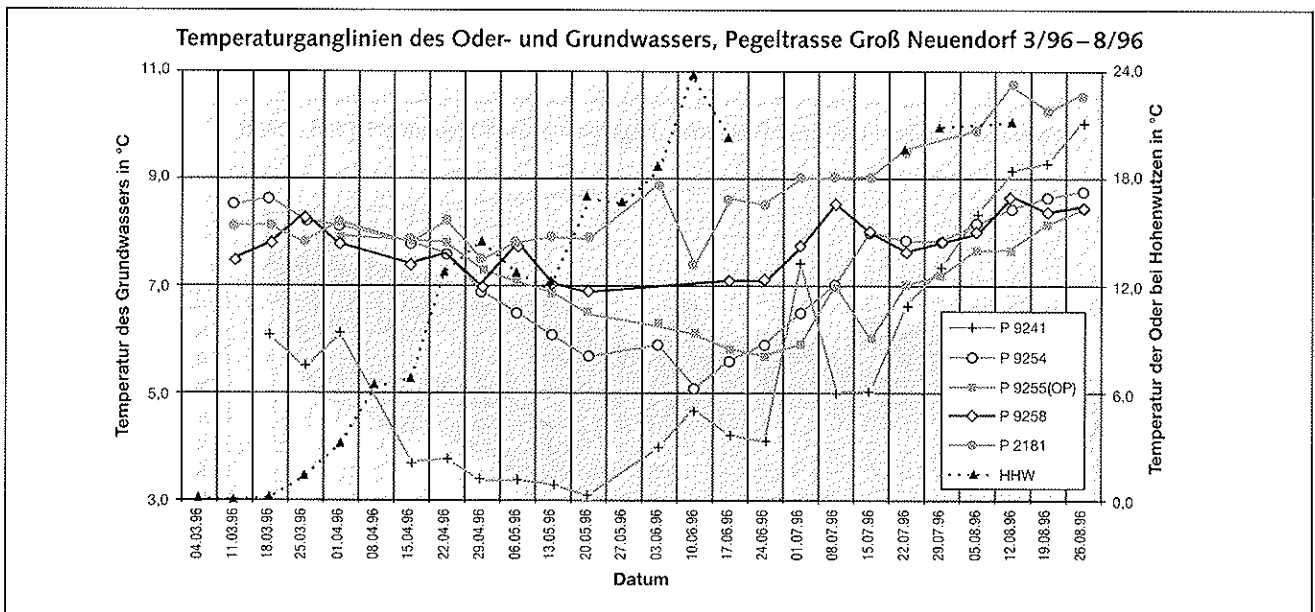


Abb. 5.8.2.2.-2: Konzentrationsverhalten der Parameter Temperatur und pH-Wert, Oder Messpunkt Hohenwutzen 1996



(HHW-Messstelle Hohenwutzen, Oder)

Abb. 5.8.2.2.-3: Temperaturganglinien des Oder- und Grundwassers, Pegeltrasse Groß Neuendorf 1996

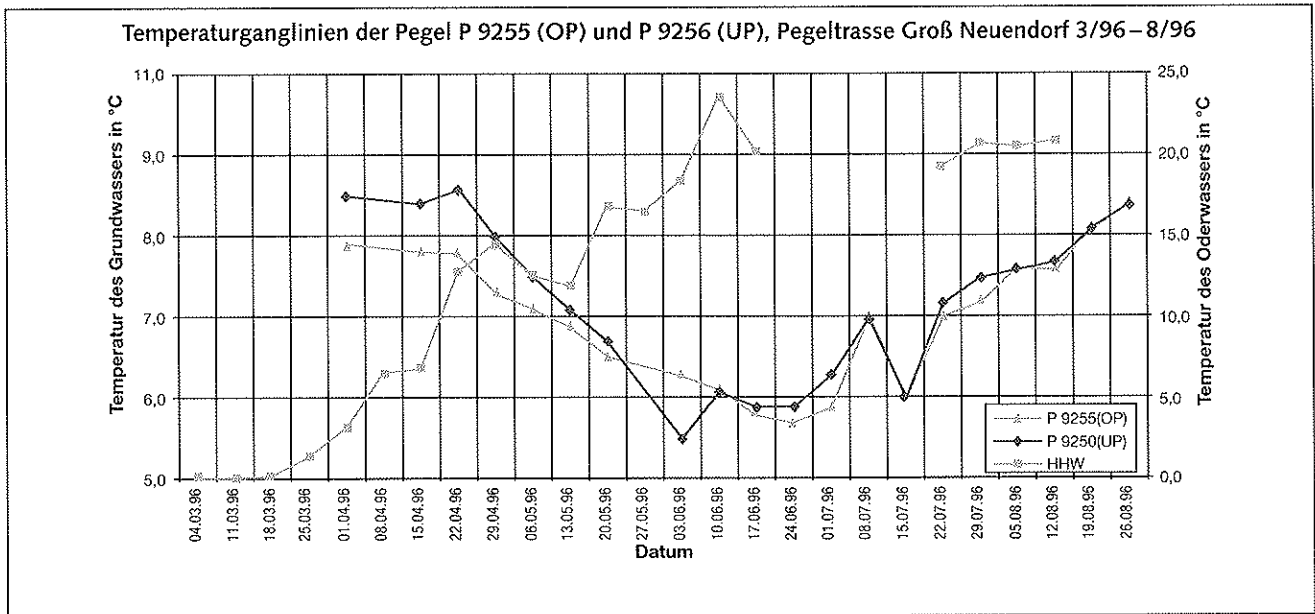
Grundwassertemperatur von der jahreszeitlich bedingten Erwärmung und Abkühlung.

In Abbildung 5.8.2.2.-4 sind die Temperaturganglinien des Ober- (P 9255 OP) und Unterpegels (P 9256 UP) im Vergleich zum Oderwassers veranschaulicht. Zu erkennen ist das Einzelereignisse überprägende Jahresverhalten, das in den Monaten Mai/Juni sein Minimum erreicht. Der für die Weiterverfolgung in der Trasse ausgewählte Temperaturpeak erscheint ausreichend dimensioniert zu sein, um gleiche Temperaturen im Ober- und Unterpegel am 8. und 15. Juli 1996 zu erreichen. Die Kurvencharakteristika beider Pegel sind im Wesentlichen identisch, signifikant der Temperaturpeak am 8. Juli 1996 mit einer 4wöchigen Verzögerung zur Oderwassertemperatur.

Abbildung 5.8.2.2.-5 ist eine dreidimensionale Darstellung der Größen Zeit-Pegelhorizont-Temperatur. Die größten Auswirkungen von Beschaffenheitsänderungen sind im ufernahen Grundwasserbereich zu verzeichnen und werden in entfernteren Abschnitten durch das GW-Milieu erheblich gedämpft. Dabei sind gravierende zeitlich-physikalisch-chemische Gradienten notwendig, um messbare Effekte zwischen Oder- und Grundwasser infolge Verzögerungen durch geringe Fließgeschwindigkeit und Milieuänderungen im Aquifer zu ermitteln.

Salze

Zur Untersuchung kamen die Parameter Chlorid und Sulfat. Der Vorteil des Chlorids liegt in seiner relativ chemisch-biologischen Inertheit gegenüber dem Grundwassermilieu. Damit



(HHW-Messstelle Hohenwutzen, Oder)

Abb. 5.8.2.2.-4: Vergleich der Temperaturganglinien eines Ober- und Unterpegels, Pegeltrasse Groß Neuendorf 1996 (HHW-Temperatur Oder, Hohenwutzen)

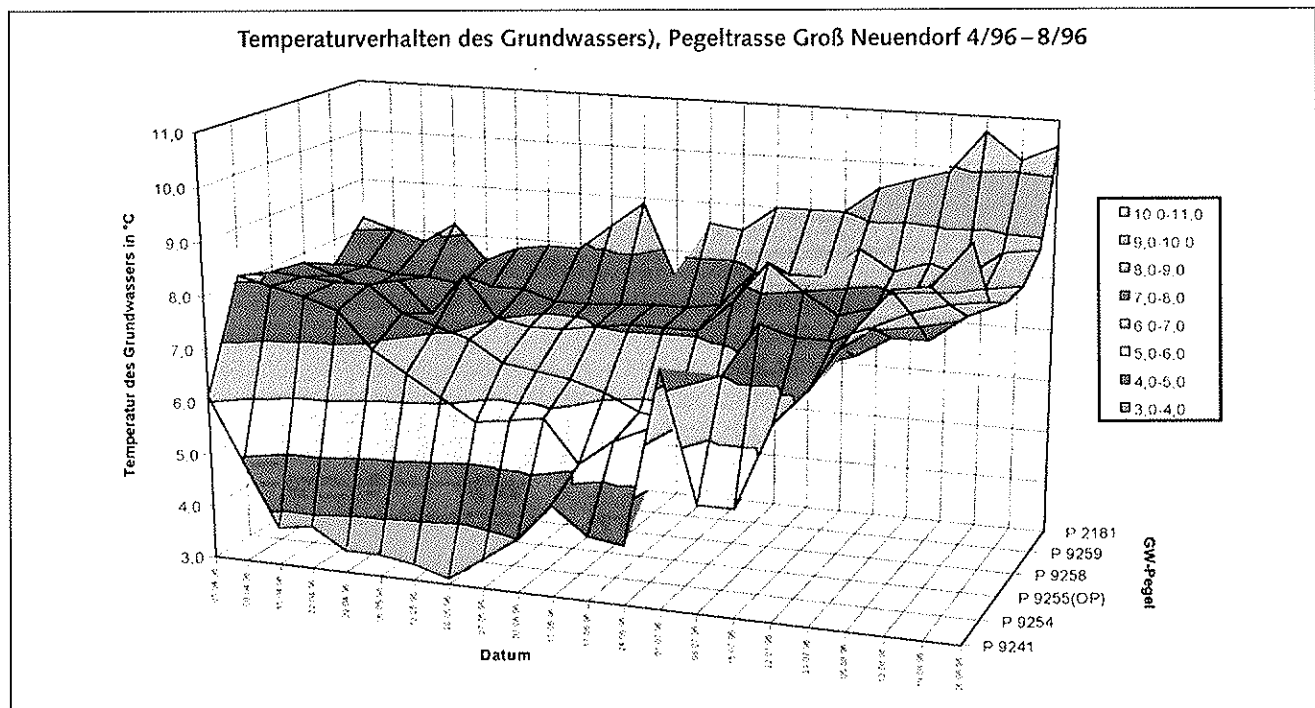


Abb. 5.8.2.2.-5: Raum-Zeit-Temperaturverhalten, Pegeltrasse Groß Neuendorf 1996

liefert der Parameter interessante, bei einer anthropogen verursachten Schadstoffpassage bzw. Gefahr einer Grundwasserkontamination ungünstigste Randbedingungen. Die Ursachen der Konzentrationsschwankungen in der Oder sind im oberhalb befindlichen Einzugsgebiet durch industrielle Einleitungen (z. B. Kohlegewinnung), kommunalen Abwassereintrag, Steuerung des Wasserregimes des Flusses zur Verbesserung der Schiffbarkeit und Energiegewinnung (u. a. durch Bober-

Kaskade) zu suchen. Zur Erfassung kurzfristiger Konzentrationschwankungen war eine zweitägige Probeentnahmefrequenz notwendig (Abb. 5.8.2.2.-7, Messstation Hohenwutzen). Chlorid zeigt ein gute Korrelation mit dem Durchflussverhalten des Flusses. Nach der Abgangslinie wurden im Zeitabschnitt Januar – Mitte März niedrige Durchflüsse infolge Eistrückstaus in einer Größenordnung von 300–500 m³/s ermittelt.

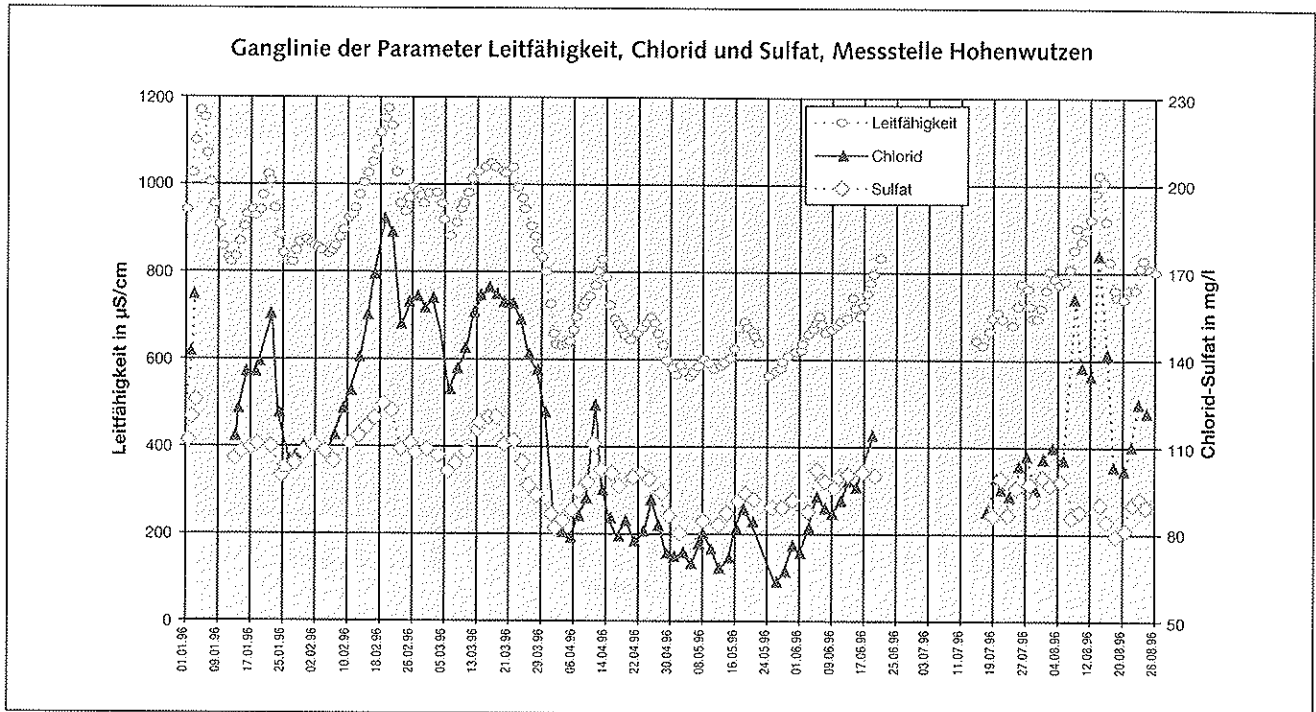
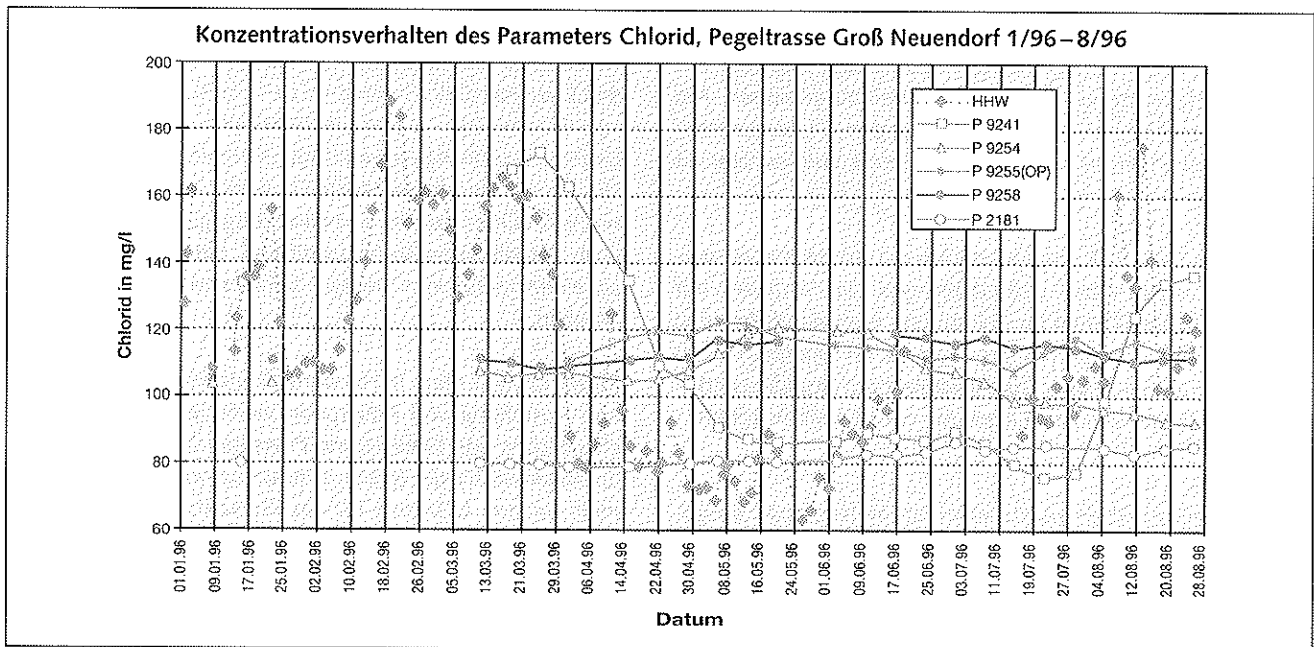


Abb. 5.8.2.2.-6: Konzentrationscharakteristika der Parameter Leitfähigkeit, Chlorid und Sulfat, Oder Messpunkt Hohenwutzen 1996



(HHW-Messstelle Hohenwutzen, Oder)

Abb. 5.8.2.2.-7: Konzentrationscharakteristik des Parameters Chlorid im Fluss- und Grundwasser, Pegeltrasse Groß Neuendorf 1996

Entsprechend treten höhere Chloridkonzentrationen im Februar-April auf. Mit Temperaturanstieg und Eisaufruch kam es zu einer Erhöhung der Abflüsse mit Spitzenwerten von über 1.000 m³/s Ende Mai, demzufolge verringerte sich die Chloridkonzentration erheblich. Zeitlich kürzere Sommerhochwässer treten im Juli und August mit Maximalabflüssen von 700 -

800 m³/s auf, entsprechend dazu verhält sich die Konzentrationslinie des Parameters disproportional.

Im Grundwasserbereich der einzelnen Pegel werden die Konzentrationskurven des Chlorids geglättet (Reduzierung von Einzelereignissen) und in der Oder auftretende Ereignisse mit

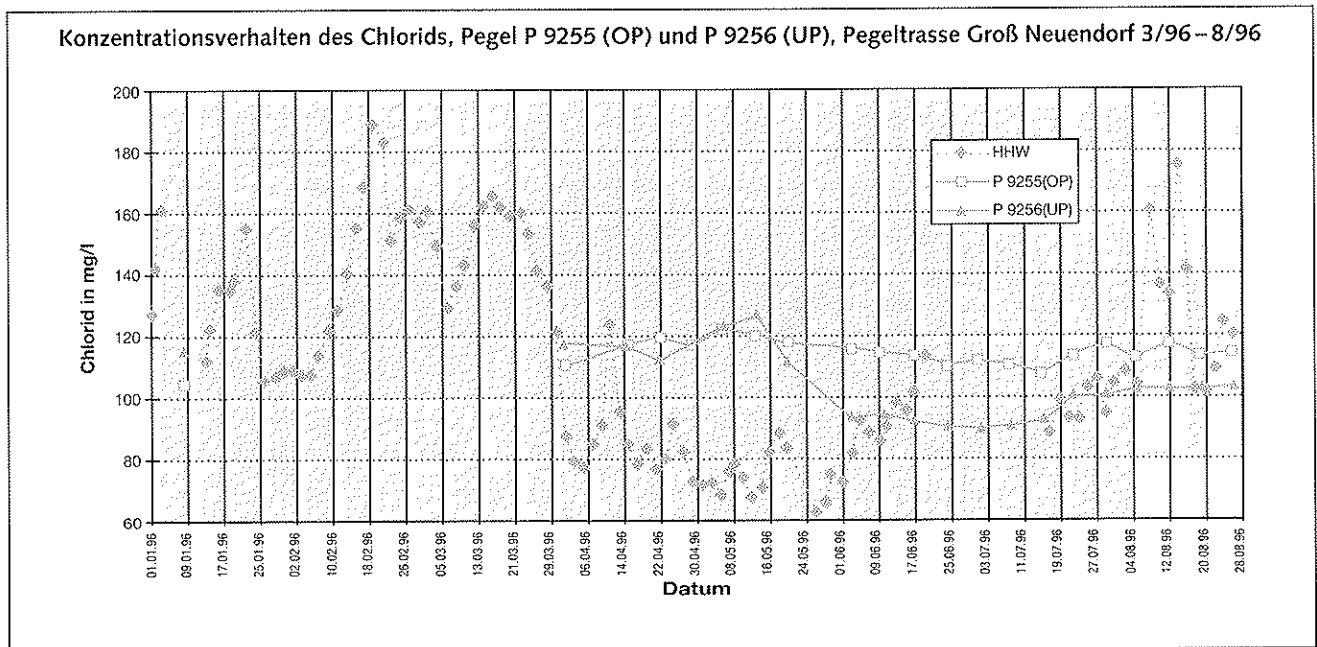


Abb. 5.8.2.2.-8: Vergleich der Konzentrationsganglinien eines Ober- (OP) und Unterpegels (UP), Pegeltrasse Groß Neuendorf 1996 (HHW-Temperatur Oder, Hohenwutzen)

einer entsprechenden Zeitverzögerung registriert. Besonders deutlich ist dieses an der hohen Cl-Konzentration in der Oder (infolge Eisrückstau) von Mitte Februar bis Ende März und darauffolgendes Ganglinienverhalten am Pegel P 9241 zu erkennen. Konzentrationsereignisse im Fluss sind hier mit einer Verzögerung von ca. 2–3 Wochen zu erkennen. Am sehr weit entfernten P 2181 liegen dagegen die Konzentrationschwankungen in einer Größenordnung von weniger als 10 mg/l Cl.

Abbildung 5.8.2.2.-8 zeigt wiederum das Konzentrationsverhalten an einem Ober- und Unterpegel. Das Verhalten der Chloridkonzentrationen im Unterpegel folgt deutlicher den Potenzialschwankungen in der Oder als im Oberpegel, was mit der Vergrößerung der Durchlässigkeit des Grundwasserleiters vom Hangenden zum Liegenden erklärt werden könnte.

Nährstoffe

Mit den Nährstoffen wurde eine Parametergruppe ausgewählt, die nachhaltige Änderung im Grundwassermilieu erfährt. Dabei spielen Eigenschaften, wie Adsorption, mikrobieller Abbau, chemischer Zerfall, Komplexbildung, Sättigungsgrad u. a. eine entscheidende Rolle [PAUS, SCHÖTTLER et. al.]. Die schlichte Anwendung möglicher Vereinfachungen zur Ermittlung von Rahmenbedingungen für eine Stoffpassage im Aquifer, so beispielsweise bei [TJUTJUNOWA] angegebenen, wie

- Infiltration in die Bodenzone (Sedimentschichten des Flusses, Bodenschichten) mit einer Veränderung der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung des Stoffes,
- Vermischung mit unbelasteten Grundwasser und
- Transport der Inhaltsstoffe im Grundwasserleiter

können bei den hier betrachteten Verbindungen und den damit in Zusammenhang zu sehenden summarischen Wechselwirkungen nicht ohne Weiteres übernommen werden. Darüber hinaus ist zu vermerken, dass das ausgewählte Grundwasserareal eine Besonderheit darstellt. Durch den Wasserdruck aus der Oder kommt es zu einer ständigen Infiltration von Flusswasser. Damit entsteht eine Oderwasserstand-Grundwasserfließgeschwindigkeit-Beziehung. Diese ist die Ursache für die teilweise kurze Grundwasserpassage des Flusswassers (Oder-Aquifer-Entwässerungsgraben). Daher sind auch Betrachtungsweisen zutreffend, die die Passagestrecke als einen mehr oder weniger beladenen Ionenaustauscher ansehen.

Phosphor und seine Verbindungen unterliegen z. B. in Form von Ausfällung und Adsorption vielfältigsten, physikalisch-chemischen und biologischen Prozessen [DRIESCHER et. al.]. Erschwerend für die Ergebnisinterpretation ist das Hinzukommen weiterer Ursachen für das Konzentrationsverhalten innerhalb der Pegeltrasse (z. B. Eintrag über Bodenbeauftragung) und die damit im Zusammenhang zu sehenden, jahreszeitlichen Schwankungen [HANNAPPEL et. al.]. Der Gehalt an Phosphor im Grundwasser teilt sich in zwei Bereiche auf, den gelösten (o-PO₄-P) und gebundenen, anorganischen Anteil. Vernachlässigbar ist, dass Phosphor in Form von Biomasse (aus der Oder) die Sediment- und Bodenschichten passiert. Im Oberflächengewässer ist zu berücksichtigen, dass organische Anteile in beiden Formen vorliegen können.

Bei der Passage des Flusswassers im Aquifer ist nicht von einer dauerhaften Phosphatelimination auszugehen, sondern je nach veränderten Milieu- und Konzentrationsbedingungen erfolgt eine Adsorption bzw. Remobilisierung [DRIESCHER

et. al.]. Das Grundwassermilieu schwankt zwischen aeroben bis anaeroben (Sauerstoffwerte kleiner als 1 mg/l) Zuständen, ebenfalls ist das Element Eisen in genügenden Mengen vorhanden. Daher sind die analysierten Werte des gelösten Phosphors als zu gering und für Aquiferverhältnisse nicht plausibel einzuschätzen. Eine Ursache liegt in nicht abzuschätzenden Einflüssen seitens der Probenahme und ablaufenden Gleichgewichts- bzw. Ausfällungsreaktionen im Zeitraum der Grundwasserprobenlagerung. Beachtenswert ist lediglich, dass das

Phosphorpotenzial bei Wiederaustritt aus dem Grundwasserbereich in das offene Grabensystem und damit Schaffung von aeroben Verhältnissen wahrscheinlich überwiegend als partikuläres Phosphor vorliegen wird und ein potenzielles Eutrophierungspotential für die Oderbruchgewässer darstellt.

Abbildungen 5.8.2.2.-9 und -10 stellen die Ganglinien der gemessenen Phosphorparameter im Grenzgewässer an den Messpunkten Frankfurt(O) und Hohenwutzen dar (Abwei-

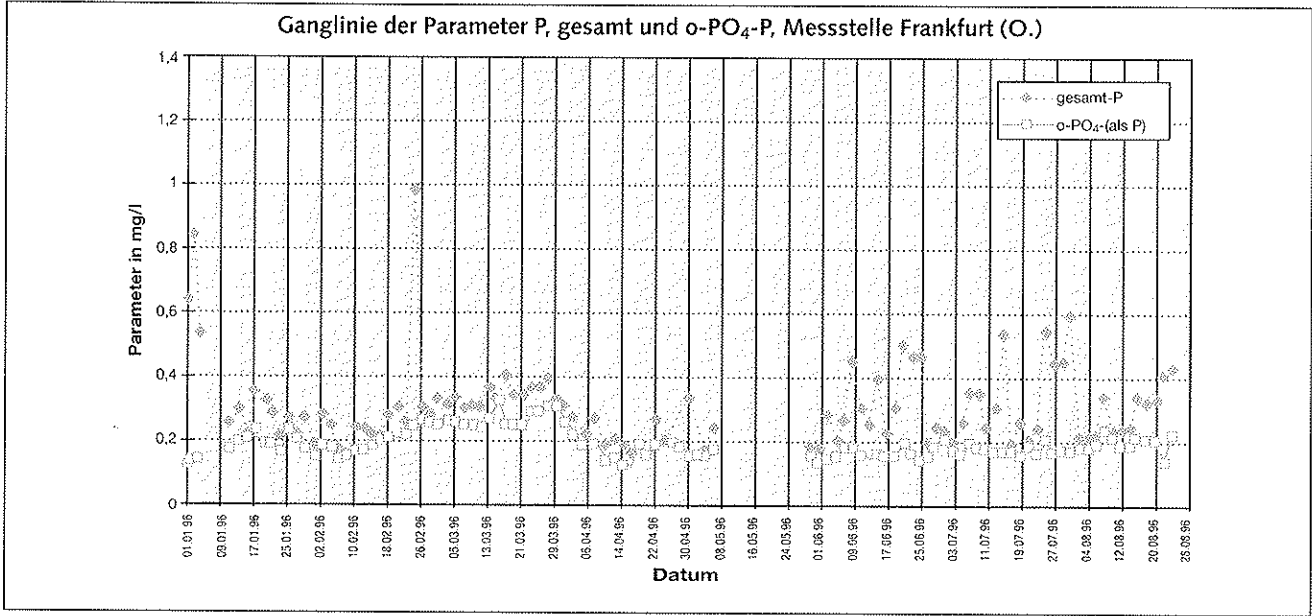


Abb. 5.8.2.2.-9: Konzentrationscharakteristika der Parameter gesamt Phosphor und des gelösten Phosphoranteils, Oder Messpunkt Frankfurt (O.) 1996

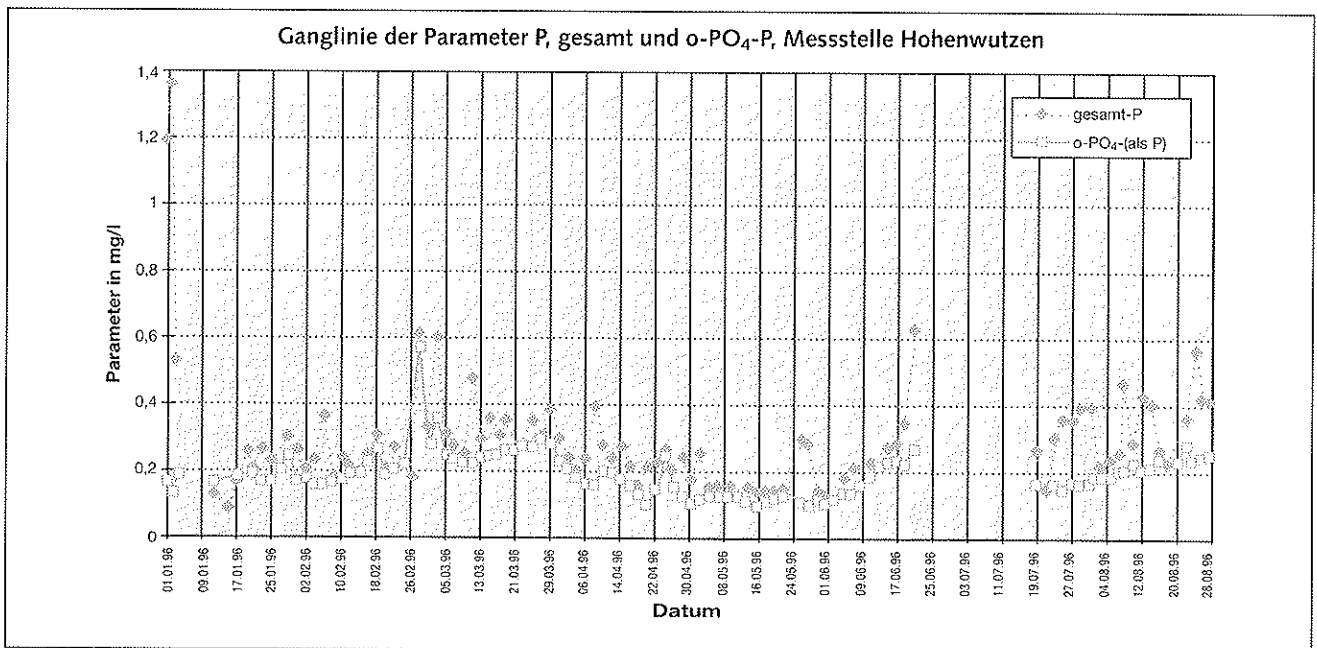
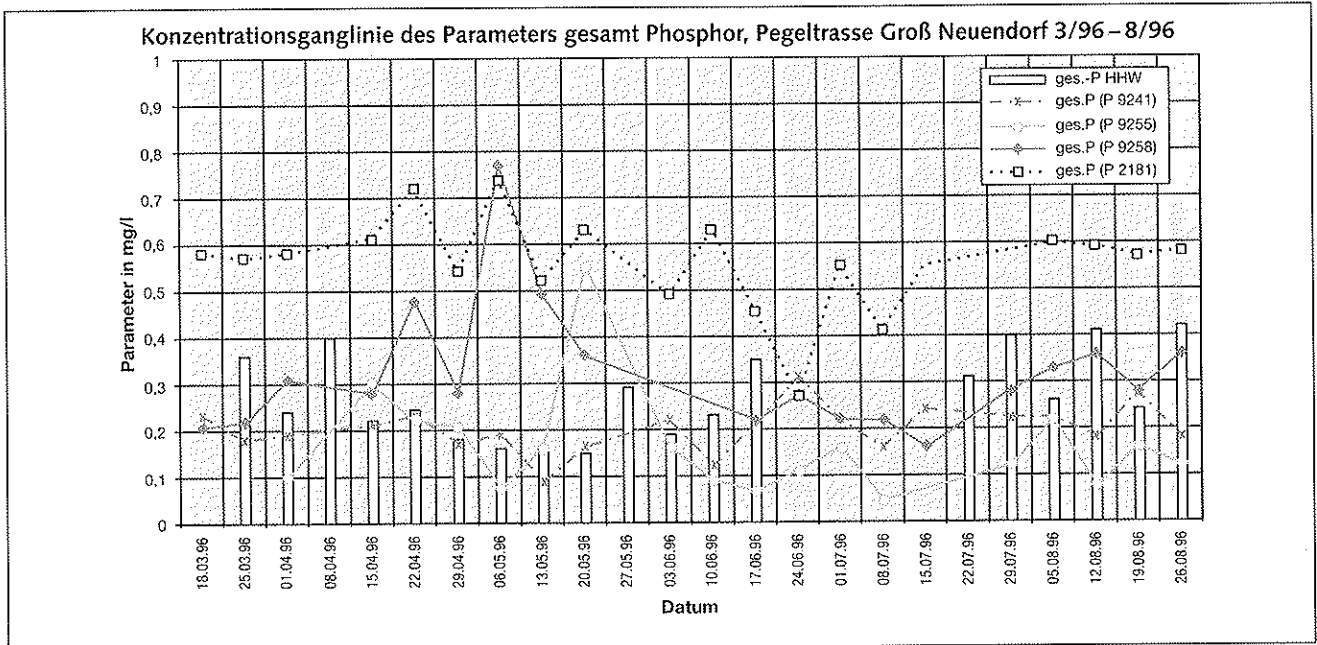


Abb. 5.8.2.2.-10: Konzentrationscharakteristika der Parameter gesamt Phosphor und des gelösten Phosphoranteils, Oder Messpunkt Hohenwutzen 1996

chung zu Abb. 5.3.2.1.-5 sind in unterschiedlichen Probenahmefrequenzen und -strategien begründet). Das Konzentrationsverhalten an den Messpunkten wird durch das allgemeine Abflussgeschehen, die Eimmündung der Warta und kommunale Abwassereinleiter differenziert beeinflusst. Insbesondere der Hochwasserabfluss im April bis Mai 1996 führt durch Verdünnung zu einer Reduzierung der Konzentrationen zeitweise unter 0,2 mg/l gesamt Phosphor. Jahreszeitlich bedingt liegt ein erheblicher Anteil des Phosphors partikulär gebunden vor,

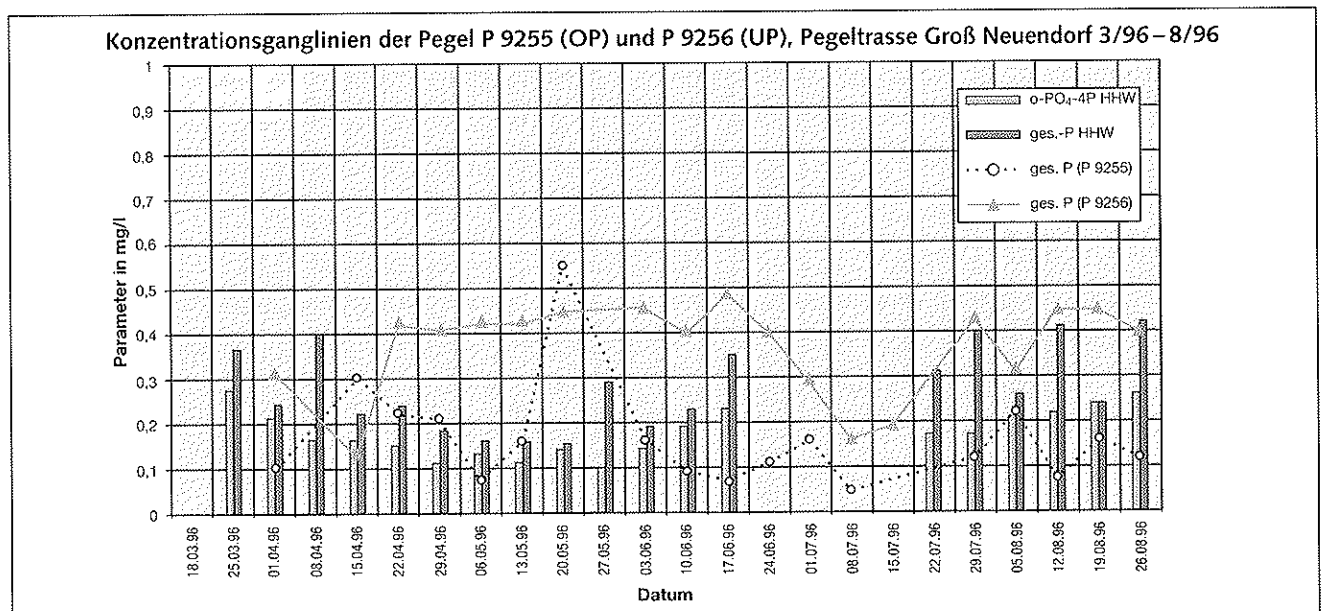
erkennbar durch den abweichenden Kurvenverlauf des gelösten und gesamten Phosphors ab Juni 1996. Die erhöhte Schwankungsbreite und die kürzeren Zeiträume der Konzentrationsänderungen des Parameters gesamt Phosphor in den Sommermonaten am Messpunkt Frankfurt(O.) sind u. a. auf oberhalb befindliche Einleitungen zurückzuführen.

Gesamt Phosphor weist nur im Grundwasserabstrom bei ufernahen Pegeln (P 9241 und 9255) ein analoges Ganglinienver-



(HHW-Messstelle Hohenwutzen, Oder)

Abb. 5.8.2.2.-11: Konzentrationsverhalten des Parameters gesamt Phosphor in der Pegelhorizontale, Pegeltrasse Groß Neuendorf 1996



(HHW-Messstelle Hohenwutzen, Oder)

Abb. 5.8.2.2.-12: Vergleich der Konzentrationscharakteristika eines Ober- (P 9255) und Unterpegels (P 9256), Pegeltrasse Groß Neuendorf 1996

halten Grundwasser-Grenzwässer auf (Abbildung 5.8.2.2.-11). Alle vom Fluss weiter entfernten Pegel sind durch anderweitige Reaktionen oder Einträge soweit beeinflusst, dass nur ein geringer Zusammenhang zwischen Grund- und Oberflächenwasser besteht. Die Streuung ist erheblich, so dass kein signifikantes Ereignis, analog der Parameter Temperatur und Chlorid, für eine Weiterverfolgung im Abstrom zur Verfügung steht. In anderen Projekten erfolgte, analoge Untersuchungen lassen den Schluss zu, dass eine nur strömungstechnische Interpretation aufgrund der Wechselwirkungsprozesse des Parameters Phosphor nicht möglich ist.

Im Mai 1996 weisen die Ganglinien der einzelnen Pegel auf einen nicht unmittelbar flussbedingten Eintrag von Phosphor hin, der am umfangreichsten am Pegel P 9258 und P 9255 gemessen wurde. Es ist anzunehmen, dass mit dem Auftauen des Bodens nach einer sehr langen Frostperiode im Frühjahr 1996 und begünstigt durch das mit dem Grundwasser in Verbindung stehende Grabensystem hinter dem Deich verstärkt Phosphate durch oberflächliche Versickerung in den Aquiferbereich gelangen.

Abbildung 5.8.2.2.-12 zeigt die Konzentrationsverhältnisse zwischen Ober- und Unterpegel. Mit einer dreiwöchigen Verzögerung zum Zeitpunkt des Auftretens höherer Oderabflüssen reagiert die Konzentrationskurve im Unterpegel P 9256 und verbleibt die gesamte Hochwasserphase auf einem hohen Niveau. Dem gegenüber weist der Oberpegel P 9255 nur geringe, punktuelle Verhaltensänderungen auf, wobei als Ursache des Maximalwertes eher ein Phosphateintrag infolge Auftauens des Bodens vermutet werden könnte. Für eine phasenweise Remobilisierung von Phosphor aus dem Grundwasserleiter sprechen die signifikant höheren P-Werte am Unterpegel im Vergleich mit den gelösten Phosphoranteilen in der Oder.

5.8.2.3 Zusammenfassung

Bei der Bearbeitung der Thematik stand im Vordergrund die Gewinnung von Erkenntnissen über zeitliche und konzentrationsmäßige Zusammenhänge zwischen Oder und Grundwasser in einem Abstromgebiet des Oderbruches. Bei der Auswahl der Parameter wurde versucht, physikalisch-chemische und mikrobiologische Einflussgrößen zu minimieren.

Die Literatur gibt vielfach Antwort auf das Verhalten von Schwermetallen und organischen Spurenstoffe im Aquiferbereich. Insoweit stellen die Erkenntnisse anhand der Parameter Temperatur und Chlorid den ungünstigsten Fall (nur strömungsbedingte Ausbreitung eines Stoffes) dar, da andere Stoffgruppen wesentlich kompliziertere Wechselwirkungsprozesse

bei Eindringen und Passage im Bodenbereich durchlaufen. Die Vorgehensweise erfolgte derartig, dass neben Wasserstandsschwankungen im Fluss auch Konzentrationsereignisse ausgewählt wurden, die für erhebliche Gradientenbildung zwischen zeitlich aufeinanderfolgenden Wassersegmenten sorgten.

Anhand des Auftretens dieser Ereignisse an den Grundwasserpegeln können Schlussfolgerungen über Zeitversetzungen und Gradientendämpfung getroffen werden.

Die Weiterleitung von Konzentrationsgradienten im Aquifer erfolgt in signifikanter Abhängigkeit vom Wasserstand der Oder. Während bei Normal- und Niedrigwasserabflüssen die Ereignisweitergabe mehrere Monate andauern kann, erfolgt diese bei hohem Abfluss innerhalb weniger Wochen infolge hohen Staudruckes und Verkürzung der Fließstrecke durch das Oderfrühjahrschhochwasser 1996 (Überflutung weiter Vordeichbereiche). Dabei konnten die Temperatur- und Chloridpeaks mit einer 3–4wöchigen Verzögerung im Grundwasserbereich des Pegels P 9241 im Vordeichgelände erfasst werden. Bei der Auswertung der Phosphoranteile muss davon ausgegangen werden, dass im Wesentlichen nur das gelöste Phosphat aus der Oder in den Aquifer gelangt, dort aber keine nachhaltige Bindung bzw. Rückhalt erfährt.

In das Entwässerungssystem hinter dem Deich gelangen nicht direkt mit dem Konzentrationsverlauf der Oder zusammenhängende Phosphormengen. Je nach Milieu (aerob-anaerob, pH-Wert, Fließgeschwindigkeit) scheint der Grundwasserleiter auch höhere Konzentrationsmengen, als im Fluss auftretend, abgeben zu können. Gegenüber dem Temperaturpeak, der signifikant in den Kurvenabläufen der einzelnen Grundwasserpegel erkennbar war, sind stoffbezogene Ereignisse des Chlorids in der Passage des Trassenabschnittes hinter dem Deich sehr stark gedämpft und zeitlich gedehnt. Es ist davon auszugehen, dass kurzfristige Schadensereignisse (Auftreten hoher Konzentrationen bzw. Konzentrationsgradienten innerhalb weniger Tage), insoweit sie nicht im Sediment gespeichert und langfristig remobilisiert werden, nur ein signifikantes Gefahrenpotenzial bei hohem Staudruck (Hochwassersituation) für das Grundwasser darstellen.

Dem gegenüber sind in den Zeiträumen des Mittel- und Niedrigwasserbereiches infolge sehr stark verlangsamter Strömungsgeschwindigkeiten nur geringfügige Auswirkungen (Stoffeintrag in den GW-Leiter) zu erwarten. Aufgrund der Tatsache, dass ein erheblicher Oderwasseranteil nach kurzer Bodenpassage Oder-Sedimentschichten-Aquifer-Oberflächenwasser wieder in den Deichparallelgräben zutage tritt und oberflächlich abfließt, sind havariebedingte Stoffeinträge bei geringem Staudruck ebenfalls zu diskutieren.

6 Ergebnisdiskussion und Zusammenfassung des Vorhabens

6.1 Betrachtung kompartimentübergreifender Ereignisse anhand von Fallbeispielen

Die dargestellte Arbeit beinhaltet simultane Untersuchungen einer Reihe von Kompartimenten zur Beurteilung der Beschaffenheitssituation und medienübergreifender Bewertung. Interessant ist nicht nur die Belastung z. B. des Biotabereiches, sondern gleichzeitig auch die damit im Zusammenhang zu sehende des Sedimentes, Schwebstoffes und Flusswassers. Gewässerschutz kann nicht einseitig durch Minimierung der Lasten einzelner Kläranlagen erfolgen, sondern bedarf einer Reihe weiterer Reduzierungen diffuser Pfade (z. B. über Oberflächen- und Grundwassereinträge, Deposition, Remobilisierungen u. a.). Einzelne Vorgänge sind inzwischen hervorragend darstellbar, aber infolge der Komplexität des Einzelgeschehens ist eine medienübergreifende Interpretation sehr schwer. Darüber hinaus sind derartige Vorgänge „von Natur aus“ problematisch, der Blick für das Einfache und Wesentliche des Geschehens extrem schwierig. „Kann die Interpretation zutreffend sein?“ ist eine Fragestellung, die oft gestellt wurde und nur im Zusammenhang zwischen lokalen Kennt-

nissen und fachlichen Wissen beantwortet werden kann. Insgesamt umfasst das Vorhaben 8 Kompartimentthemen:

- Flusswasser,
- Grundwasser,
- Abwasser,
- Schwebstoff,
- Sediment,
- Auenböden,
- Nassdeposition,
- Biota (Fisch, Muscheln).

Neben möglichst identischen Parameterspektren bestand ein Ziel darin, lokale Gegebenheiten und ihre Auswirkungen im Grenzgewässerabschnitt zu erfassen. Um eine übergreifende Interpretation zu führen wurden folgende Vereinfachungen angenommen (Tabelle 6.1.-1). Als Belastungsgrößen und damit Stoffquellen werden die behandelten Abwässer, das oberhalb befindliche Einzugsgebiet der Oder/Warta bzw. Lausitzer Neiße und die Nassdeposition einzelner, industrieller Schwerpunkte betrachtet. Bei der Belastungsquelle Nassdeposition sollte nicht nur der direkte Eintrag gesehen werden,

Tab. 6.1-1: Darstellung vereinfachender Annahmen zur kompartimentübergreifenden Betrachtung

Kompartiment	allgemeiner Ansatz für betrachtete Abhängigkeiten der analysierten Parameter	Interpretationsmöglichkeiten	Sonstiges
Flusswasser, dynamischer Stofftransport	- beeinflusst vom Abflussgeschehen Oder - abhängig vom Eintrag Belastungsquellen - jahreszeitliche Beeinflussung	- lokale (Grenzoder) - zeitliche (Untersuchungsjahr)	
Grundwasser, dynamischer Stofftransport	- beeinflusst vom Wasserstand Oder - abhängig von Stoffbelastung der Oder - interne Abhängigkeiten vom Aquifermilieu	- lokale (Pegeltrasse) - zeitliche (1/2 Jahr)	
Abwasser, dynamischer Stofftransport	- antropogene Abhängigkeit	- lokale (Einleiter) - zeitliche (1 – 2 Jahre)	bei konstantem Anlagenbetrieb quasi-statische Belastung für Oder
Schwebstoff, dynamischer Stofftransport	- Beeinflusst vom Abflussgeschehen Oder - abhängig vom Eintrag Belastungsquellen - jahreszeitliche Beeinflussung	- lokale (Grenzoder) - zeitliche (Untersuchungsjahr)	Remobilisierung Altsediment bei hoher Wasserführung und damit Überprägung lokaler Ereignisse
Sediment, Stoffablagerung	- statisch für betrachtete Belastungssituation im Untersuchungsabschnitt - jahreszeitlich bedingte Konstanz	- lokale (Grenzoder) - bedingt zeitliche	Allgemein: Frühj./Sommer-Sedimentbildung Herbst-Altsediment
Auenböden, statische Stoffablagerung	- Veränderungen für Belastungssituation im Untersuchungsabschnitt und -zeitraum vernachlässigbar	- lokale - Abhängigkeit von Anzahl der Überflutungen	
Nassdeposition, dynamischer Stofftransport	- Witterungsabhängigkeit (Niederschlag, Wetterlage) - jahreszeitliche Beeinflussung - Belastungsquellenabhängig	- lokale (Schwerpunkte) - zeitliche (Untersuchungsjahr)	
Biota, Stoffakkumulation	- Veränderungen für Belastungssituation im Untersuchungsabschnitt und -zeitraum vernachlässigbar	- lokale (Grenzoder) - bedingt zeitliche (Untersuchungsjahr)	

sondern ebenfalls die oberflächliche Abspülung von Schadstoffen im näheren Depositionseinzugsgebiet.

Die Kompartimente Wasser-Schwebstoff unterliegen vielfachen stofflichen Reaktionen zur Herstellung eines Verteilungsgleichgewichtes während der Fließzeit. Durch das laufende Hinzukommen neuer Stoffeinträge ist hier eher von überwiegend im Ungleichgewicht vorliegenden Konzentrationen auszugehen.

Sediment gilt allgemein als Stoffgedächtnis eines Flusses, d. h. daran gebundene Schadstoffe werden in strömungsberuhigten Zonen abgelagert. Stoffremobilisierungen besonders bei hohen Abflüssen aus dem Sedimentbereich (als Schadstoffpool) werden nur allgemein in die Betrachtungen eingebunden. Die Bereiche Auenböden und Biota sind langläufig als Akkumulationszonen eines Flusses zu bezeichnen, die ein vorhandenes Schadstoffpotential im Fluss widerspiegeln. Infolge anthropogen bedingter, hydraulischer Besonderheiten zwischen Oder-Oderbruch wurde die Grundwasserthematik in die Betrachtung aufgenommen, da hier ebenfalls ein Stofftransport, dieses Mal aber aus dem Fluss in die Niederung, gegeben ist.

6.1.1 Bewertung der Probenahmezeiträume im Zusammenhang mit dem Abflussgeschehen

Das Abflussgeschehen im Flussabschnitt hat besonders auf Kompartimente mit einem dynamischen Konzentrationsverhalten wesentlichen Einfluss. Im Zusammenhang mit den Abflusskurven des Untersuchungsjahres an den Pegel Eisenhüttenstadt (Anlage A1-1 im Anlagenband) und Hohensaaten-Finow (Anlage A1-2 s. o.) sind folgende Fakten zu berücksichtigen:

Pegel Eisenhüttenstadt
 NQ = 162 m³/s MQ = 349 m³/s HQ = 934 m³/s

Pegel Hohensaaten-Finow
 NQ = 314 m³/s MQ = 530 m³/s HQ = 1057 m³/s

6.1.2 Bewertung der strömungs- und abflussmäßig auf die Probenahmestelle bzw. entnahmemethodisch bedingten Einwirkungen auf die Beschaffenheit des Probenmaterials

– strömungs- und abflussmäßig bedingte Einwirkungen Einmündungen von Gewässern und Einleitungen von Belastungsquellen führen je nach Größenordnung über eine bestimmte Gewässerstrecke zur Ausbildung von Konzentrationsgradienten im Flussquerschnitt. Auch hier gibt es nachhaltige Auswirkungen auf die Beschaffenheit der entnommenen Proben. Aufgrund des im Vergleich zur gesamten Fließgewässerstrecke der Oder (845 km, IMGW Wroclaw/RP) betrachteten, kleinen Gewässerabschnittes von 161,7 Flusskilometern Oder und 17,1 Flusskilometer Westoder sind mögliche, querprofil-durchmischte Probenahmestellen sehr rar (Messpunkt Frankfurt (O.) und Flussabschnitt Hohenwutzen-Schwedt).

Folgende Probenahmestellen in der Oder und die damit in Verbindung zu sehende Beschaffenheit einzelner Kompartimente werden durch die Einmündungen bzw. Einleitungen beeinflusst (Tabelle 6.1.2.-1). Diese strömungs- und verteilungsbedingten Einflüsse sind bei Flusslängsschnittinterpretationen unbedingt zu berücksichtigen.

Abbildung 6.1.2.-1 gibt eine grobe, skizzenhafte Darstellung der gewässerseitigen Stoffströme, einschließlich der Abwässereinleitungspunkte wieder. Dabei sind Schleusen (z.B. in Eisenhüttenstadt und Hohensaaten) und Wehranlagen nicht aufgeführt, da dort kein nennenswerter Abfluss (oder Durchfluss) und damit Schadstofftransport erfolgt. Einzig das Wehr in Widuchowa, wo es zu einer Teilung der Oder in Ost- und Westoder kommt, führt je nach Schifffbarkeit/Wasserführung zu einer wesentlichen Aufspaltung des Abflusses.

Tab. 6.1.1.-1: Bewertung des Zusammenhanges Probenahmezeiträume – Abflussgeschehen

Kompartiment/ Probenahmezeiträume 1996	Niveau des Abflusses (Vergleich zu den Jahreskennzahlen)	zu berücksichtigende Faktoren bei der Ergebnisinterpretation
Schwebstoffe		
15. März – 18. April 96	Übergang von NQ- zum HQ-Bereich, Frühjahreshochwasser April-Mai	starke Überprägung des Einflusses der direkten Belastungsquellen durch hochwasserbedingten, remobilisierten Ferntransport zu erwarten
25. Juni – 24. Juli 96	NQ-Bereich, Mitte Juli kleines Sommerhochwasser	lokale Auswirkungen der Belastungsquellen auf die Beschaffenheit des Kompartimentes zu erwarten
02. – 18. September 96	Anstieg Abfluss vom NQ-Bereich bis kleines Sommerhochwasser	mögliche Überprägung des Einflusses der direkten Belastungsquellen durch Abflussanstieg/Ferntransport auf die Beschaffenheit zu erwarten
Sediment		
24. Juni – 04. Juli	NQ-Bereich	infolge der Hochwasserphase April-Mai (verbunden mit Abschwemmung des alten Sedimentes) neu gebildetes Sediment zu erwarten
06. – 12. September	Anstieg Abfluss vom NQ- bis MQ-Bereich	je nach Belastungsquelle im Flussabschnitt differenziert ausgebildete Sedimentbeschaffenheit zu erwarten

Tab. 6.1.2.-1: Messbare Einwirkung von Belastungsquellen bzw. einmündenden Gewässern auf die Beschaffenheit des Probenmaterials

Bezeichnung des Probenahmequerprofiles	linke Uferseite (D)	rechte Uferseite (P)
Ratzdorf	– sehr hohe Beeinflussung durch Neißewasserbeschaffenheit	– repräsentative Wiedergabe der Belastung aus oberen Oder-EZG
oberhalb Eisenhüttenstadt	– geringe Beeinflussung durch Neißewasserbeschaffenheit – Beeinflussung d. Belastungsquelle	
Aurith	– Beeinflussung d. Belastungsquellen	– Beeinflussung d. Belastungsquellen
Frankfurt(O.)		
Lebus	– geringe Beeinflussung durch Belastungsquelle	
Kietz/Küstrin	– Beeinflussung durch unbekannte Belastungsquelle	
Groß Neuendorf	– geringe Beeinflussung durch Wartawasserbeschaffenheit	– sehr hohe Beeinflussung durch Wartawasserbeschaffenheit
Hohenwutzen	annähernde Querprofildurchmischung (Oder-Einmündung Warta) zu erwarten	
Schwedt		
Widuchowa	– Beeinflussung d. Belastungsquelle	
Mescherin (Westoder)		

Die Uferseiten werden in Fließrichtung betrachtet. EZG-Oder – Einzugsgebiet Oder

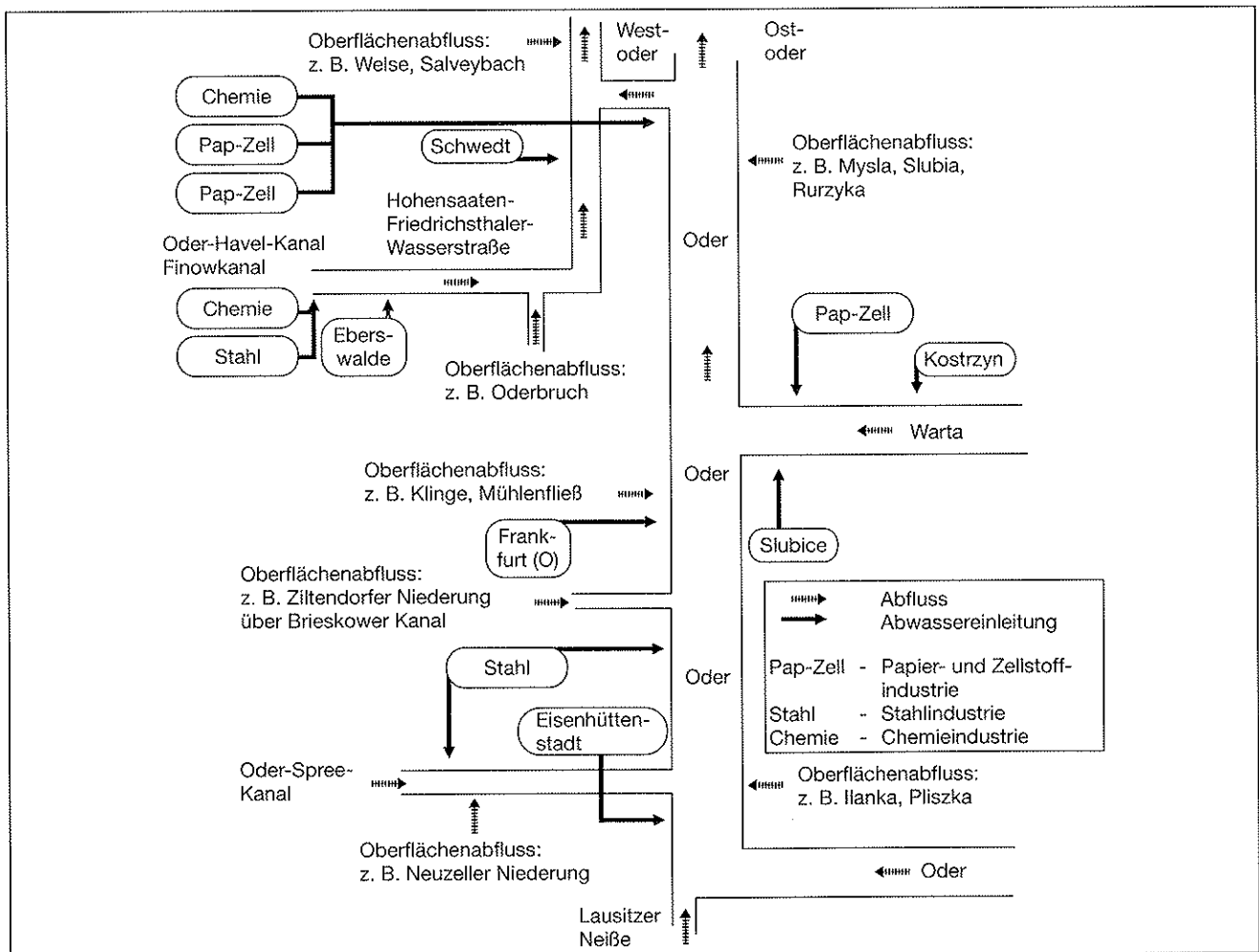


Abb. 6.1.2.-1: Skizzenhafte Darstellung der gewässereitigen Stoffströme und abwassermäßigen Einträge im Grenzabschnitt der Oder

Als erwähnenswerte Nahdepositionsquellen sind die Industriestandorte Eisenhüttenstadt (Stahlwerk und Stadt), Schwedt (Papier- und Zellstoffindustrie, Chemieindustrie-PCK AG und Stadt) und auf polnischer Seite Kostrzyn (Papier- und Zellstoffindustrie und Stadt) sowie die Städte Frankfurt(O)-Slubice zu nennen. Mit den 3 größeren Niederungsgebieten, der Neuzeller und Ziltendorfer Niederung und dem Oderbruch tritt im betrachteten Oderabschnitt eine Besonderheit auf. Über Drängewasser fließt ein Anteil in die tiefergelegenen Niederungen, gelangt dort in die Entwässerungsgräben und wird mittels Schöpfwerke an unterhalb der Niederung befindlichen Stellen der Oder wieder zugeführt. Durch die zeitlich stark gedehnten Vorgänge bei der Grundwasserpassage spielt dieser Prozess bei der aktuellen Schadstoffbetrachtung keine Rolle. Die Oder und Warta stellen bis zur Einmündung der Warta in die Oder abfluss- und einzugsgebietsmäßig vergleichbare Flüsse dar. Durch differenzierte Wasserführungen der Flüsse sind daher messbaren Konzentrationssprünge ober- und unterhalb der Wartaeinmündung zu erwarten.

– Einfluss der Probenahmemethode

Schwebstoff ist eine Sammelbezeichnung für alle in der Wasserphase des Flusses suspendierten Teilchen sehr unterschiedlicher Kornstruktur und -größe. Da das Bindungsvermögen der Schadstoffe an jeweiligen Strukturen differenziert ist, hat die Entnahmemethode, Gewinnung durch Zentrifugation (echter Schwebstoff) oder Sammelbecken (frisches, schwebstoffbürtiges Sediment), einen großen Einfluss auf die Schadstoffgehalte im Probenmaterial. Infolge Anwendung beider Methoden ist ein Vergleich sinnvoll. In Tabelle 6.1.2.-2 sind die Ergebnisse der Schwermetallgehalte der Schwebstoffproben aus Sammelbecken der Messstationen und Gewinnung durch Zentrifugation gegenübergestellt.

Im direkten Vergleich der Schwermetallkonzentrationen bei der Probenahmemethode zeigt sich, dass die Gehalte im schwebstoffbürtigen Sediment geringer sind als im mittels Zentrifuge gewonnen Schwebstoffes (differenzierte Feinkornanteile). Lediglich der Kupfergehalt der Sammelprobe befindet sich im Bereich der Schwebstoffkonzentrationen.

In einer Gegenüberstellung aller ermittelten Werte des gesamten Flussabschnittes des Jahres 1996 aus der zeitlich integrierten Methode (Sammelbecken) und den Stichprobenserien (Zentrifuge) kommt diese Differenzierung nicht vor. Bei Kupfer treten sogar Minderbefunde im Zentrifugenschwebstoff gegenüber den Sammelbeckenproben auf. Werden Stichproben zur stofflichen Bewertung eines Zeitraumes herangezogen, so sollte noch stärker auf gewässer-/konzentrationsrelevante Ereignisse Bezug genommen werden als bei der Wasserprobenahme [STEINBACH]. Eine veränderte Güteklassenzuordnung zwischen schwebstoffbürtigen Sediment und Schwebstoff tritt aber trotz genannter, unterschiedlicher Bedingungen nicht auf.

Bei den organischen Spurenstoffe ergibt sich anhand ausgewählter Stoffe folgendes Bild:

Tab. 6.1.2.-2: Vergleich von Kennzahlen der Belastung des Oderschwebstoffes/schwebstoffbürtigen Sedimentes, Einheit in $\mu\text{g}/\text{kg TS}$

Element	Methode	Minimum	Median	Maximum
Kupfer	Messst.			
	FFO/Becken		161	
	Zentrifuge	150	172	211
Nickel	Messst.			
	FFO/Becken		64	
	Zentrifuge	75	77	84
Cadmium	Messst.			
	FFO/Becken		5,46	
	Zentrifuge	6,62	7,19	7,97
Blei	Messst.			
	FFO/Becken		121,4	
	Zentrifuge	141,1	150,1	170,4
Chrom	Messst.			
	FFO/Becken		119	
	Zentrifuge	134	144	153
Zink	Messst.			
	FFO/Becken		1175	
	Zentrifuge	1305	1470	1575
Quecksilber	Messst.			
	FFO/Becken		2,8	
	Zentrifuge	3,07	3,69	4,02
Arsen	Messst.			
	FFO/Becken		49,9	
	Zentrifuge	63,1	67,9	73,9

Sammelzeitraum im Messstationsbecken Frankfurt(O.)

15. Oktober – 11. November 1996

Stichprobenahmeterminale (Zentrifuge)

15. Okt., 22. Okt., 29. Okt. und 5. Nov.

Probenahmestelle (Zentrifuge)

Höhe Messstation Frankfurt(O.)

Analog der Auswertung der Schwermetalle kann auch bei den PAK's verfahren werden, wöchentliche Stichprobenahmen mit Zentrifuge sowie Sammelzeitraum im Becken der Messstation Frankfurt(O.) von 4 Wochen. Während bei Fluoranthen und Benzo(a)-pyren die Gehalte gut vergleichbar sind, ist der Gehalt an Pyren im Becken geringer als im Zentrifugenschwebstoff, obwohl bei ersten beiden der Unterschied des Verteilungskoeffizienten erheblich ist.

Die sedimentierten Schwebstoffe (Becken) ergeben bei p,p-DDT höhere Gehalte als im Zentrifugenschwebstoff, trotz das diese Verbindung einem anaeroben, biologisch bedingten Transfer (Abbau) zum DDE und DDD unterliegt und ein derartiges Milieu im Sammelzeitraum der Schwebstoffbecken zu erwarten ist. Auch PCB 138 sollte im Zentrifugenschwebstoff höhere Gehalte aufweisen, da der Verteilungskoeffizient eine ähnliche Größenordnung wie bei Schwermetallen aufweist.

Bei der Erarbeitung und Anwendung von Klassifizierungsmodellen im Schwebstoffbereich eines Gewässers sollten Rah-

Tab. 6.1.2.-3: Vergleich der Belastungen des Oderschwebstoffes/schwebstoffbürtigen Sedimentes ausgewählter Vertreter der PAK's, Einheit in µg/kg TS

Element	Methode	Minimum	Median	Maximum
Fluor-anthen	Messst. FFO/Becken		4,34	
	Zentrifuge	2,74	4,23	4,80
Pyren	Messst. FFO/Becken		1,74	
	Zentrifuge	2,28	2,51	2,82
Benzo(a)-pyren	Messst. FFO/Becken		1,76	
	Zentrifuge	1,51	1,67	1,88

Sammelzeitraum im Messstationsbecken Frankfurt(O.)
15. Oktober – 11. November 1996

Stichprobentermine (Zentrifuge)
15. Okt., 22. Okt., 29. Okt. und 5. Nov.

Probenahmestelle (Zentrifuge) Höhe Messstation Frankfurt(O.)

menbedingungen bzw. Normierungen für die Probenahme-strategie eingebunden werden.

– Betrachtungen zum Schwebstoffgehalt im Messjahr 1996
Zur kompartimentübergreifenden Betrachtungen sind Angaben der Gehalte an abfiltrierbaren Stoffen zur Interpretation notwendig [AG W2 Oder].

Zur Bestimmung des Gehaltes wird eine entsprechende Wassermenge nach Entnahme homogenisiert, durch einen mittelharten Papierfilter filtriert, anschließend bei 105°C 2 Stunden getrocknet. Die Mengenbestimmung erfolgt gravimetrisch. Die statistischen Kenngrößen des Parameters entlang der Grenzoder weisen nur geringfügige Abweichungen auf. Insofern spielt die Einmündung der Warta auf den Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen im Flussabschnitt nur eine untergeordnete Rolle. Ein Zusammenhang mit dem Durchfluss (siehe A1-1 und A1-2 im Anlagenband) und der Ausbildung von Biomasse in den Sommermonaten (Zunahme des Chlorophyll-a-Gehaltes) ist in Abbildung 6.1.2.-2 erkennbar. Eine nachhaltige,

Tab. 6.1.2.-4: Vergleich der Kennzahlen der Belastung des Oderschwebstoffes/schwebstoffbürtigen Sedimentes ausgewählter organischer Verbindungen, Einheit in µg/kg TS

Element	Methode	Eisenhüttenstadt v. 26. Juni	Frankfurt(O.) v. 28. Juni	Kietz/Küstrin v. 9. Juli
p,p - DDT	Messst. FFO/Becken	4,0 (Sammelzeitraum 25. Juni – 22. Juli 1996)		
	Zentrifuge	1,71	2,09	2,08
p,p - DDD	Messst. FFO/Becken	5,19 (Sammelzeitraum 25. Juni – 22. Juli 1996)		
	Zentrifuge	5,16	5,79	5,3
p,p - DDE	Messst. FFO/Becken	4,53 (Sammelzeitraum 25. Juni – 22. Juli 1996)		
	Zentrifuge	3,68	5,69	5,09
Lindan (γ-HCH)	Messst. FFO/Becken	2,65 (Sammelzeitraum 25. Juni - 22. Juli 1996)		
	Zentrifuge	1,65	3,61	3,32
PCB 138	Messst. FFO/Becken	26,2 (Sammelzeitraum 25. Juni - 22. Juli 1996)		
	Zentrifuge	15,9	29,2	26,8

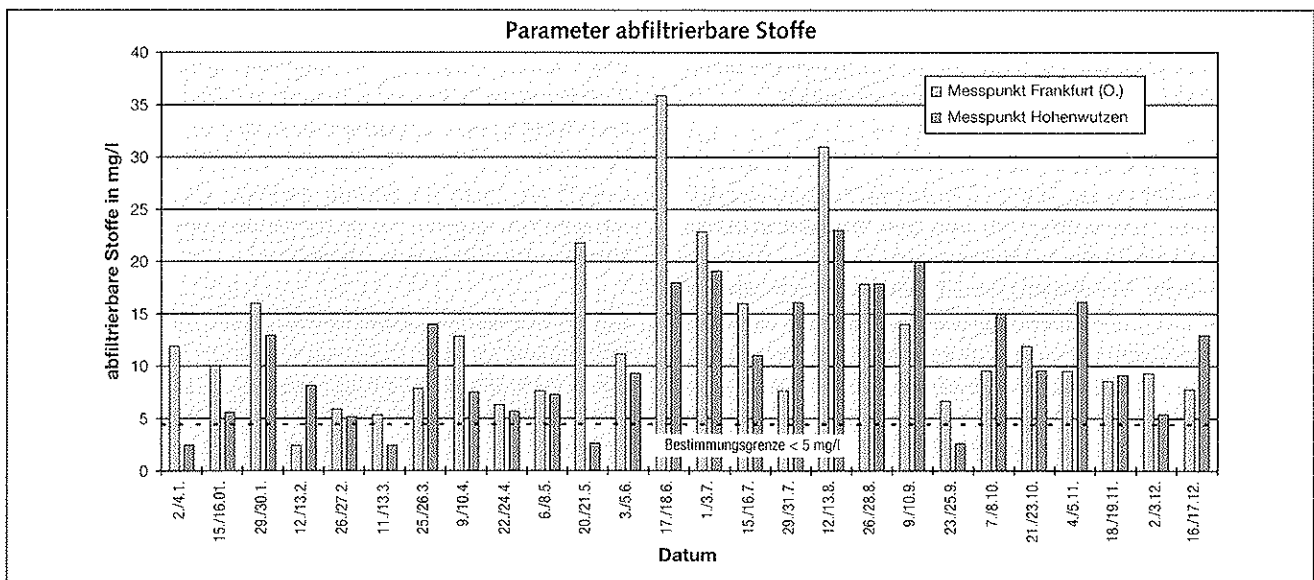


Abb. 6.1.2.-2: Jahresverhalten der abfiltrierbaren Stoffe, Messpunkt Frankfurt(O.) und Hohenwutzen, Messjahr 1996

aber kurzzeitige Erhöhung des Schwebstoffgehaltes (i. S. der abfiltrierbaren Stoffe) erfolgt jeweils in der Anfangsphase einer beginnenden Hochwasserwelle durch Remobilisierung sedimentierten Schwebstoffes [LUA (1997)], dargestellt am Beispiel der Trübungs- und Wasserstandskurve, Oderhochwasser 1997 (Abb. 6.1.2.-3).

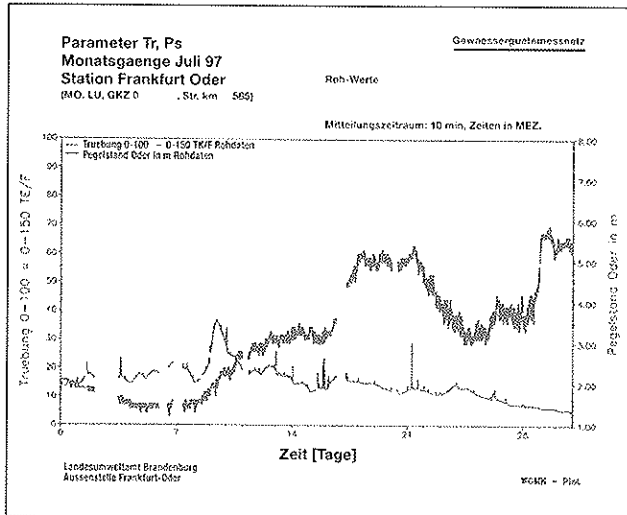


Abb. 6.1.2.-3: Ganglinien Wasserstand – Trübung, Juli 1997
Messstation Frankfurt(O.)

6.1.3 Kompartimentübergreifende Schadstoffbelastung anhand ausgewählter Elemente und Verbindungen

– Methodik

Zur Bewertung kompartimentübergreifender Belastungen werden die beiden Teilbereiche des Flussabschnittes der Oder

- Aurith – Frankfurt(O) – Lebus – Kietz/Küstrin
(zwischen Einmündung Lausitzer Neiße und Warta)
- Hohenwutzen – Schwedt – Wichowa
(unterhalb der Einmündung der Warta)

und die analysierten Schadstoffbeschaffenheiten der Kompartimente, der Belastungsquellen und der oberhalb des Flussabschnittes befindlichen Einzugsgebiete in einer Tabelle gegenübergestellt und verbal interpretiert. Anhand einfachster statistischer Kenngrößen (Minimum, Median, Maximum) und den differenziert vorliegenden Belastungssituationen können relative Beschaffenheitsaussagen und deren mögliche Zusammenhänge gegeben werden.

Zur Darstellung aller wesentlichen Informationen in den Tabellen 6.1.3.-1 bis -5 werden nachfolgende Abkürzungen verwendet:

- EZG Oder – Einzugsgebiet o. h. Grenzoder, repräsentiert durch den Messpunkt **Ratzdorf(P)/Oder** und/oder **Eisenhüttenstadt (P)**

- EZG Laus. Neiße – Einzugsgebiet Lausitzer Neiße, repräsentiert durch den Messpunkt **Ratzdorf/ Lausitzer Neiße**;
- EZG Warta – Einzugsgebiet Warta (dargestellt durch Vergleich der Sedimentgehalte linkes und rechtes Ufer des Profiles Groß Neuen-dorf);

- Ehst. – Eisenhüttenstadt; Ffo. – Frankfurt(O.);
- Schwedt/Z – Zoilstation; KA – Kläranlage;
- Sam. – Sammler; Zen. – Zentrifuge

– Schwermetalle

Die Oder ist erheblichen Schwermetallbelastungen ausgesetzt. Besonders bei hohem Abflussgeschehen kommt es zu einem Transport aus dem o. h. gelegenen, polnischen Bereich in die u. h. befindlichen Flußabschnitte bis zum Stettiner Haff. Nach [BfG 97] kann die Belastungssituation, außer für Cd und Hg, unter Normalbedingungen als höher angesehen werden als in der Elbe. Bei einem Abflussgeschehen im Mittel- und Niedrigwasserbereich treten die Auswirkungen der Nahbelastungsquellen auf den Schadstoffgehalt im Grenzgewässerabschnitt deutlich hervor. Den Flussabschnitt direkt beeinflussende Schwermetallemittenden sind die Einleitung EKO Stahl AG, die der Städte Eisenhüttenstadt und Frankfurt(O), derzeit nicht näher zu definierende Quelle o. h. Kietz/ Küstrin und o. h. Einmündung der Warta im polnischen Einzugsgebiet. Zur Bewertung des Grenzabschnittes der Oder werden die Belastungen der Kompartimente am Beispiel der Elemente Kupfer und Cadmium interpretiert.

Kupfer

Die Bewertung der Kompartimente der beiden Flussabschnitte ergibt für Kupfer folgendes Bild (Tabelle 6.1.3.-1): Schwebstoffe, insbesondere Sedimente sind im Abschnitt Aurith-Kietz/Küstrin stärker belastet als im unterhalb befindlichen Abschnitt. Dieses wird nicht nur durch sehr hohen Maxima infolge Auswirkung der Direkteinleitungen, sondern auch durch die Medianwerte bestätigt.

Für die höheren Kupferkonzentrationen am Schwebstoff der Sammler wird ein Zusammenhang mit den unterschiedlichen Probenahmestrategien gesehen. Aufgrund der differenziert beprobten vertikalen und horizontalen Segmente des Flusses in Verbindung mit den Probenahmezeiträumen ergeben sich nachhaltige Abweichungen. Die Analyse des Flusswassers ergibt keine Konzentrationsdifferenz zwischen beiden Flussabschnitten, was u. a. auf die Unempfindlichkeit der Gesamtmetallanalyse im Flusswasser zurückzuführen sein wird (→ Abhängigkeiten zum Schwebstoff). Andererseits gibt es mit Einmündung der Warta keine gravierenden Konzentrationsveränderungen.

Die Kompartimente aus dem Einzugsgebiet oberhalb des Grenzabschnittes weisen analoge Kupferkonzentrationen auf. Sediment und Schwebstoff der Lausitzer Neiße sind geringer mit Kupfer belastet, erstaunlich dagegen der höhere Gehalt im

Tab. 6.1.3.-1: Vergleich statistischer Kennzahlen und Einflussgrößen der Kompartimente des Elementes Kupfer

Element/Einzelstoff: Kupfer	Gewässerabschnitt Aurith – Frankfurt(O.) – Kietz/Küstrin			Gewässerabschnitt Hohenwutzen – Schwedt – Widuchowa					
	Minimum	Median	Maximum	Minimum	Median	Maximum			
Kompartiment									
Wasser [abf. Stoffe]	2,9 [<5]	7,3 [10]	15,4 [36]	2 [<5]	7,2 [10,6]	15,2 [39]			
Schwebstoff (Sammlier)	143	156	283	131	142	186			
Schwebstoff (Zentrifuge)	116	135	144	108	117	140			
Sediment	191	235	315	134	141	177			
Fisch (Leber)	6,3	17,9	44	1,3	17,2	47,8			
Muschel	–	2,5 (n = 1)	–	2,7	2,9 (n = 3)	3,3			
Belastung aus Quellen		Min.	Median	Max.		Min.	Median	Max.	
	Abwasser KA Ebst.	2,1	39,3	47,8	Σ Abwassereinl. Schwedt	2,1	4,2	5,9	
	Abwasser KA EKO AG	1,3	5	12,1					
	Nassdeposition Aurith/Ebst.	2,1	8,9	21,1	Nassdeposition Lunow	3,1	6,8	17,7	
	Abwasser KA Ffo.	1,4	5,45	41,2	Nassdeposition Schwedt/Z	2,1	6,1	23,6	
Einflussgröße aus Einzugsgebieten	EZG Oder	Wasser [abf.St.]	2,9 [<5]	7,7 [10]	15,3[102]	EZG Wartha	Messpunkte	Min.	Max.
		Schwebstoff/Zent.	95	137	141		Sediment		
		Sediment	205	218	231		Groß Neuendorf (D)	189	194
		Fisch (Leber)	n. n.	16,8	48,6		Groß Neuendorf (P)	164	197
		Muschel	3,2 (n=1)				Beschaffenheit des Kompartimentes Sediment, Messpunkt Groß Neuendorf (D) – geringe Beeinflussung d. Warta Groß Neuendorf (P) – hohe Beeinflussung d. Warta		
	EZG Laus. Neiße	Wasser [abf.St.]	3 [<5]	8,2 [14]	19 [106]				
		Schwebstoff/Sam.	66	78	102				
		Schwebstoff/Zent.	77	105	122				
		Sediment	112	- (n=2)	123				

Einheiten: Wasser, Abwasser – µg/l abfiltrierbare Stoffe [abf.St.] – mg/l Schwefstoff, Sediment – mg/kg TS
Nassdepositionen – g/ha Fisch (Leber), Muschel – mg/kg Frischsubstanz

Flusswasser. Eine Erklärung könnte die allgemein größere Fließgeschwindigkeit der Lausitzer Neiße mit einem höheren Feststoffanteil im Probenmaterial sein (geringer belasteter, aber höherer Schwebstoffanteil am Probenmaterial). Belastungsschwerpunkte mit dem Element Kupfer sind die kommunalen Kläranlagen, deren Einträge sich im Untersuchungszeitraum aber erheblich verringerten (Rekonstruktion der Kläranlagen). Im Gegensatz dazu stellen die industriellen Einleiter keine nennenswerten Quellen dar.

Obwohl ein größerer Unterschied zwischen den Nassdepositionsgehalten erwartet wurde, kann der Eintrag unter Einbindung des Luftpfades im Raum Eisenhüttenstadt als erhöht gegenüber denen im unteren Abschnitt angesehen werden. Die Konzentrationen der Biotaelemente Fisch und Muschel im Flusslängsschnitt zeigen keinen signifikanten Trend.

Cadmium

Die Auswahl des Elementes Cadmium erfolgte aufgrund von im Grenzabschnitt vorhandenen, signifikanten Quellen und den daraus resultierenden Belastungssituationen, die nicht dem allgemeinen Muster entsprechen. Die Beschaffenheit des Flusswassers zwischen beiden Abschnitten ist als gleich einzuschätzen. Nachhaltig beeinflussen 2 Quellen (Raum Eisenhüttenstadt und die Warta) die Beschaffenheit der Kompartimente Schwebstoff und Sediment, was insbesondere durch die Diagramme 5.2.1.3.-3, 5.2.2.1.3.-3 und 5.2.2.2.3.-4/-5 in

den Einzelbetrachtungen verdeutlicht wird. Der Cadmiumeintrag aus der Warta ist so gravierend, dass in allen Wasserführungsphasen diese Belastung deutlich hervortritt bzw. damit die Cadmiumgehalte im unteren Grenzgewässerabschnitt höher als im Abschnitt Aurith-Kietz/Küstrin ist.

In Bezug auf Punktquellen dominieren die Kläranlagen der Stadt Eisenhüttenstadt und EKO Stahl AG gegenüber den Anlagen Frankfurt (O.)/Sammleinleitung Schwedt. Die Nassdeposition im Flusslängsschnitt lässt keine lokalen Trendaussagen zu, lediglich das Maximum im Raum Eisenhüttenstadt ist um das 2 bis 3fache höher. Die Vorbelastung der Kompartimente Schwebstoff/Sediment ist aus den Einzugsgebieten der Oder und der Lausitzer Neiße geringer. Der Maximalwert aus dem Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße muss wohl mit einem höheren Anteil an Feststoffen in der Wasserprobe (siehe Kupfer) zusammenhängen.

Die analysierten Elemente des Biotabereiches, Fisch und Muschel, zeigen nicht das Verhalten anderer Kompartimente im Flußlängsschnitt. Die Schwankungsbreite der Cadmiumkonzentrationen im Lebermaterial der untersuchten Fische weist im Gegensatz zum Sediment keine erheblichen Unterschiede auf. Einzig die Medianwerte zeigen eine höhere Belastung im Abschnitt Aurith-Kietz/Küstrin. Diese Gegebenheit wird auch durch die Muscheluntersuchungen bestätigt. Eine Erklärung für dieses nicht dem Sediment folgende Verhalten

Tab. 6.1.3.-2: Vergleich statistischer Kennzahlen und Einflussgrößen der Kompartimente des Elementes Cadmium

Element/Einzelstoff: Cadmium	Gewässerabschnitt Aurith – Frankfurt(O.) – Kietz/Küstrin				Gewässerabschnitt Hohenwutzen – Schwedt – Widuchowa					
	Minimum	Median	Maximum	Minimum	Median	Maximum	Minimum	Median	Maximum	
Kompartiment										
Wasser [abf. Stoffe]	<0,2 [<5]	<0,2 [10]	0,27 [36]	<0,2 [<5]	<0,2 [10,6]	0,37 [39]				
Schwebstoff (Sammler)	4,28	5,27	6,39	5,63	6,11	7,71				
Schwebstoff (Zentrifuge)	4,52	5,83	6,56	4,92	6,90	9,01				
Sediment	5,74	6,72	10,3	5,04	8,03	9,86				
Fisch (Leber)	0,07	0,26	0,67	0,03	0,15	0,63				
Muschel	–	0,14 (n=1)	–	0,038	0,053 (n=3)	0,083				
Belastung aus Quellen		Min.	Median	Max.		Min.	Median	Max.		
	Abwasser KA Ehst.	<0,2	0,40	0,67	Σ Abwassereinfl. Schwedt	<0,2	<0,2	<0,2		
	Abwasser KA EKO AG	<0,2	0,55	0,75						
	Nassdeposition Aurith/Ehst.	0,02	0,08	0,35	Nassdeposition Lunow	0,04	0,08	0,12		
	Abwasser KA Ffo.	<0,2	<0,2	<0,2	Nassdeposition Schwedt/Z	0,04	0,09	0,18		
Einflussgröße aus Einzugsgebieten	EZG Oder	Wasser [abf. St.]	<0,2 [<5]	<0,2 [10]	0,33 [102]	EZG Warta	Messpunkte	Min.	Max.	
		Schwebstoff/Zent.	4,14	- (n=2)	6,33		Sediment			
		Sediment	5,21	6,76	6,82		Groß Neuendorf (D)	6,62	7,33	
		Fisch (Leber)	0,01	0,22	0,59		Groß Neuendorf (P)	26,49	37,41	
		Muschel	0,091 (n=1)				Beschaffenheit des Kompartimentes Sediment, Meßpunkt			
	EZG Laus. Neiße	Wasser [abf. St.]	<0,2 [<5]	<0,2 [14]	0,64[106]	Groß Neuendorf (D) – geringe Beeinflussung d. Warta				
		Schwebstoff/Sam.	2,01	2,55	3,72	Groß Neuendorf (P) – hohe Beeinflussung d. Warta				
		Schwebstoff/Zent.	3,83	4,72	4,78					
		Sediment	2,58	- (n=2)	3,00					

Einheiten: Wasser, Abwasser – µg/l abfiltrierbare Stoffe [abf.St.] – mg/l Schwebstoff, Sediment – mg/kg TS
 Nassdepositionen – g/ha Fisch (Leber), Muschel – mg/kg Frischsubstanz

wäre, dass bei der Schadstoffaufnahme der Individuen durch Bioakkumulation weitere Prozesse eine erhebliche Wichtung haben und eine veränderte Bioverfügbarkeit vorliegen könnte (Bionkonzentration – Aufnahme einer Substanz aus dem umgebenden Medium).

Darüber hinaus ist auf die Inhomogenität des Probenmaterials und das Beschaffenheitsverhalten des Flusswassers zu verweisen, das ebenfalls keine gravierenden Differenzen zwischen den Flussabschnitten zeigt [ARGE ELBE 1994/95].

Interessant ist, dass die Messwerte des Flusswassers wegen der hohen Bestimmungsgrenze die Belastungsdifferenzen als Folge einer Belastungsquelle kaum ausweisen. Daraus sollte geschlossen werden, dass das derzeit im Rahmen der Gewässerüberwachung vorherrschende Verhältnis der Analysenkapazitäten zwischen Flusswasser und Schwebstoff/Sediment für Metalle und akkumulierende Organika zugunsten zweiten geändert werden muss.

– Organische Spurenstoffe

Obwohl die Belastung der Oder bei weitem nicht der Situation an anderen Flüssen, beispielsweise an der Elbe entspricht, wurde dennoch ein sehr umfangreiches Messprogramm organischer Spurenstoffe aufgenommen. Die Ergebnisse des Vorhabens dürften sehr nutzbringende Erfahrungen für den Aufbau dauerhafter Gewässerüberwachungsaktivitäten erbrin-

gen. Als Fallbeispiele zur kompartimentübergreifenden Bewertung werden die Einzelstoffe/Stoffgruppe

polychloriertes Biphenyl (PCB 138),
 1,1-bis-(4-Chlorphenyl)-2,2,2-Trichlorethan (DDT) sowie
 gamma-Hexachlorcyklohexan (Lindan, γ-HCH)

betrachtet.

– Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Der Verteilungskoeffizient der Polychlorierten Biphenyle (PCB) ist größer als 100 l/g. Damit liegt diese Stoffklasse überwiegend am Feststoff gebunden vor, was durch die Analyse der Wasserproben bestätigt wird. Der in einer Flusswasserprobe am Schwebstoff gebundene PCB-Anteil ist im Gesamtgehalt der Probe nicht nachweisbar (Gehalte im Flusswasser < 10 ng/l PCB = Bestimmungsgrenze).

Einer Auswertung wurde das PCB 138 unterzogen. Im betrachteten Oderabschnitt befindet sich eine mögliche Belastungsquelle im Einzugsgebiet der Warta (Vergleich der Sedimentgehalt im Querprofil Groß Neuendorf), die die Beschaffenheit des gesamten unteren Flussabschnittes beeinflusst. Dieses Konzentrationsverhalten im Flusslängsschnitt gilt besonders für die analysierten Gehalte des Biotabereiches (Fisch und Muscheln – Frischgewicht). Es ist aber zu erwähnen, dass bezüglich des Feinkornanteiles eine veränderte

Zusammensetzung des Probenmaterials im Juni/Juli gegenüber dem im September vorlag.

Die PCB-Gehalte zeigen den Unterschied zwischen mobiler (Schwebstoff) und statischer (Sediment) Phase eines Flusses. Während die statistischen Kennzahlen des Schwebstoffes kaum Differenzen zwischen den beiden betrachteten Flussabschnitten Aurith-Kietz/Küstrin und Hohenwutzen-Widuchowa aufzeigen bzw. die Gehalte in den Flusslängsschnittbetrachtungen deutliche abflussdominiert sind, werden in der Sedimentphase unterhalb der Wartamündung deutlich höhere Konzentrationen gefunden. Leider konnte im Vorhaben aus kapazitiven Gründen keine Untersuchungen der Punktbelastungsquellen auf PCB erfolgen.

– Dichlor-Diphenyl-Trichlorethan (DDT)

Die Betrachtung dieser Verbindungsklasse ist interessant, da sie teilweise gelöst, teilweise am Feststoff adsorbiert vorliegt. Obwohl der Umgang mit dem Insektizid nicht mehr gestattet ist, kann es trotzdem in vielen Kompartimenten in nennenswerten Gehalten analysiert werden.

In Analogie zum PCB wurden in Flusswasserproben kein p,p - DDT-Gehalte analysiert (< Bestimmungsgrenze). Im Vergleich der beiden Flussabschnitte Aurith-Kietz/Küstrin und Hohenwutzen-Widuchowa ist das differenzierte Verhalten der stationären und mobilen Kompartimente nur geringfügig ausgeprägt. Im Sedimentbereich muss der untere Flussabschnitt als belasteter angesehen werden. Demgegenüber zeigt die Schwebstoffphase aus den Sammlern der Messstationen annähernd gleiche Gehalte. Das Konzentrationsverhalten der

Schwebstoffe im Flusslängsschnitt, die mittels Zentrifuge gewonnen wurden, weist den unteren Oderabschnitt sogar als geringer belastet aus. Zu beachten ist, dass die Kennzahlen im Jahreszeitraum infolge Überlagerung von abfluss- und belastungsbedingten Einflüssen differenziert zu sehen sind. Erwähnenswert ist das Konzentrationsverhalten im Kompartiment Biota zwischen Fischen und Muscheln. Während die Gehalte im Frischgewicht der Fische im unteren Abschnitt größer sind, zeigen die Konzentrationen im Frischgewicht der Muscheln ein entgegengesetztes Verhalten. Eine Ursache könnte im unterschiedlichen Bewegungsverhalten begründet sein. Fische zeigen eine aktivere Ortsveränderlichkeit bei der Nahrungsaufnahme als Muscheln (passive Beweglichkeit bei Nahrungsaufnahme, nur Schwebstoffe).

Da es teilweise im Flussquerschnitt zur Ausbildung erheblicher Konzentrationsgradienten kommt und Sediment/Schwebstoffe eine Belastungsquellen der Bioakkumulation darstellen, kann es infolge örtlicher Veränderungen zu unterschiedlichen Schadstoffimmissionen bei den Biotaelementen kommen. Bei der Ergebnisinterpretation ist auf die Anzahl verliegender Ergebnisse zu verweisen, aus denen nur erste Schlüsse gezogen werden können.

– Lindan (γ-HCH)

Im Gegensatz zu den bisherigen Fallbeispielen ist der fest-flüssig-Verteilungskoeffizient des Lindans kleiner als 1 l/g, es liegt also vorwiegend gelöst, d.h. in der flüssigen Phase vor. Damit ist auch eine wesentlich höhere Mobilität im Flussabschnitt verbunden, dass Vorkommen des Stoffes stark saisonal abhängig und die auftretenden Maxima erheblich. Besonders in

Tab. 6.1.3.-3: Vergleich statistischer Kennzahlen und Einflussgrößen der Kompartimente des PCB 138

Element/Einzelstoff: PCB 138	Gewässerabschnitt Aurith – Frankfurt(O.) – Kietz/Küstrin			Gewässerabschnitt Hohenwutzen – Schwedt – Widuchowa					
	Minimum	Median	Maximum	Minimum	Median	Maximum			
Kompartiment	< 10 ng/l [Min - <5, Med - 10, Max - 36]			< 10 ng/l [Min - <5, Med - 10,6, Max - 39]					
Wasser [abf. Stoffe]	< 10 ng/l [Min - <5, Med - 10, Max - 36]			< 10 ng/l [Min - <5, Med - 10,6, Max - 39]					
Schwebstoff (Sammler)	22,9	35,55	99,9	15,3	40,3	86,5			
Schwebstoff (Zentrifuge)	26,8	28,5	81,4	25,9	33,85	79,1			
Sediment	2,49	22,6	34,1	4,35	18,85	60			
Fisch (nur Blei-Aland)	1,3	3,5	18,5	2,1	9,05	33,2			
Muschel	–	1,17 (n = 1)	–	2,32	2,45	3,97			
Belastung aus Quellen	Min. Median Max.			Min. Median Max.					
Einflussgröße aus Einzugsgebieten	EZG Oder	Wasser [abf.St.]	< 10 ng/l [<5 - 10 - 102]			EZG Warta	Messpunkte	Min.	Max.
		Schwebstoff/Zen.	15,9	26,7	83,6		Sediment		
		Sediment	8,79	17,6	35,8		Groß Neuendorf (D)	15,3	21,2
		Fisch	1,7	6,2	14,6		Groß Neuendorf (P)	26,2	115
		Muschel	1,21 (n = 1)				Beschaffenheit des Kompartimentes Sediment, Messpunkt Groß Neuendorf (D) – geringe Beeinflussung d. Warta Groß Neuendorf (P) – hohe Beeinflussung d. Warta		
	EZG Laus. Neiße	Wasser [abf.St.]	< 10 ng/l [<5 - 14 - 106]						
		Schwebstoff/Sam.	19,1	28,6	42,1				
		Schwebstoff/Zent.	17,8	25,5	44,3				
		Sediment	49,1 (n = 1)						

Einheiten: Wasser – ng/l abfiltrierbare Stoffe [abf.St.] – mg/l Schwebstoff, Sediment – µg/kg TS Fisch, Muschel – µg/kg Frischsubstanz

Tab. 6.1.3.-4: Vergleich statistischer Kennzahlen und Einflussgrößen der Kompartimente des DDT

Element/Einzelstoff: p,p-DDT	Gewässerabschnitt Aurith – Frankfurt(O.) – Kietz/Küstrin					Gewässerabschnitt Hohenwutzen – Schwedt – Widuchowa				
	Minimum		Median	Maximum		Minimum		Median	Maximum	
Kompartiment										
Wasser [abf. Stoffe]	< 10 ng/l [Min - <5, Med - 10, Max - 36]					< 10 ng/l [Min - <5, Med - 10,6, Max - 39]				
Schwebstoff(Sammler)	1,09		2,25		5,4	1,4		2,45		5,68
Schwebstoff(Zentrifuge)	2,08		3,87		4,28	1,47		2,2		3,75
Sediment	< 1		1,01		1,49	< 1		2,04		5,42
Fisch (Leber)	0,33		1,86		4,44	0,135		2,73		7,31
Muschel	-		1,74 (n=1)		-	0,593		0,605 (n=3)		0,82
Belastung aus Quellen			Min.	Median	Max.			Min.	Median	Max.
	Nassdeposition Aurith/Ehst.		1,005	9,07	42,20	Nassdeposition Lunow		0,33	5,25	40,50
						Nassdeposition Schwedt/Z		0,59	3,17	42,19
Einflussgröße aus Einzugsgebieten	EZG Oder	Wasser [abf. St.]	< 10 ng/l [<5 - 10 - 102]			EZG Warta	Messpunkte		Min.	Max.
		Schwebstoff/Zen.	1,71	4,02	6,08		Sediment			
		Sediment	< 1	< 1	10,24		Groß Neuendorf (D)		1,02	1,15
		Fisch (Leber)	0,528	2,75	4,55		Groß Neuendorf (P)		1,45	15,9
		Muschel	2,79 (n=1)				Beschaffenheit des Kompartimentes Sediment, Messpunkt Groß Neuendorf (D) – geringe Beeinflussung d. Warta Groß Neuendorf (P) – hohe Beeinflussung d. Warta			
	EZG Laus. Neiß	Wasser [abf. St.]	< 10 ng/l [<5 - 14 - 108]							
		Schwebstoff/Sam.	1,0	1,88	5,86					
		Schwebstoff/Zent.	1,78	1,9	4,23					
		Sediment	1,45 (n=1)							

Einheiten: Wasser – ng/l abfiltrierbare Stoffe [abf.St.] – mg/l Schwebstoff, Sediment – µg/kg TS Fisch, Muschel – µg/kg Frischsubstanz

Tab. 6.1.3.-5: Vergleich statistischer Kennzahlen und Einflussgrößen der Kompartimente des Lindans

Element/Einzelstoff: γ-HCH, Lindan	Gewässerabschnitt Aurith – Frankfurt(O.) – Kietz/Küstrin					Gewässerabschnitt Hohenwutzen – Schwedt – Widuchowa				
	Minimum		Median	Maximum		Minimum		Median	Maximum	
Kompartiment										
Wasser [abf. Stoffe]	< 5 [< 5]		< 5 [10]	40,2 [36]		< 5 [< 5]		< 5 [10,6]	56,5 [39]	
Schwebstoff (Sammler)	< 0,5		2,73		4,36	< 0,5		1,31		3,44
Schwebstoff(Zentrifuge)	< 0,5		3,14		3,61	< 0,5		2,61		3,77
Sediment	< 0,5		2,47		3,18	< 0,5		2,07		2,53
Fisch (nur Blei-Aland)	0,106		0,348		1,28	0,18		0,639		2,273
Muschel	-		0,714 (n=1)		-	0,347		0,421 (n=3)		0,549
Belastung aus Quellen			Min.	Median	Max.			Min.	Median	Max.
	Nassdeposition Aurith/Ehst.		1,01	4,58	90,68	Nassdeposition Lunow		0,99	4,26	54,29
						Nassdeposition Schwedt/Z		1,01	3,56	12,06
Einflussgröße aus Einzugsgebieten	EZG Oder	Wasser [abf. St.]	< 5 [< 5]	< 5 [10]	28,5 [102]	EZG Warta	Messpunkte		Min.	Max.
		Schwebstoff/Zen.	1,65	2,33	2,6		Sediment			
		Sediment	2,03	2,12	2,61		Groß Neuendorf (D)		2,24	2,72
		Fisch	0,055	0,488	1,50		Groß Neuendorf (P)		2,18	2,47
		Muschel	0,470 (n=1)				Beschaffenheit des Kompartimentes Sediment, Messpunkt Groß Neuendorf (D) - geringe Beeinflussung d. Warta Groß Neuendorf (P) - hohe Beeinflussung d. Warta			
	EZG	Wasser [abf. St.]	< 5 [< 5]	< 5 [14]	103 [106]					
		Schwebstoff/Sam.	< 0,5	2,79	2,93					
		Schwebstoff/Zent.	< 0,5	2,72	2,8					
		Sediment	2,3 (n=1)							

Einheiten: Wasser – ng/l abfiltrierbare Stoffe [abf.St.] – mg/l Schwebstoff, Sediment – µg/kg TS
Fisch, Muschel – µg/kg Frischsubstanz Nassdeposition – mg/ha

der Wasserphase kann wohl eher von Befunden gesprochen werden, nicht von einem Konzentrationsniveau.

Anhand der Kennzahlen zeigt sich, dass die Konzentrationen in der Wasserphase aus dem o. h. befindlichen EZG Oder gerin-

ger sind als die im darauf folgenden Grenzgewässerabschnitt. Ein Befund des Flusswassers der Lausitzer Neiße am Messpunkt Ratzdorf zeigt im März mit Beginn des Frühjahrhochwassers eine erhebliche Lindanbelastung auf. Die Warta stellt mit Einmündung in die Oder keine signifikante Belastungsquelle des betrachteten Abschnittes dar. Die Abflüsse kleinerer Einzugsgebiete, so z. B. Oder-Spree-Kanal (Min = <5 ng/l; Med = 6,58 ng/l; Max = 17 ng/l) weisen in der ersten Jahreshälfte ebenfalls messbare Lindankonzentrationen auf.

Obwohl der überwiegende Anteil dieser Verbindung gelöst vorliegt, zeigen die Lindangehalte im Sediment-Schwebstoffbereich zwischen den beiden Flussabschnitten der Oder im Grenzbereich eine abnehmende Tendenz. Dementgegen stehen die Konzentrationen im Frischgewicht der untersuchten Fische, die besonders im Bereich Schwedt stärker belastet sind (Angaben in der Tabelle ohne Konzentrationen Aal mit Befunden von 3,95 – 24,8 µg/kg Frischgewicht).

Die Analyse der Nassdepositionsproben unterstützt die Aussage einer höheren Belastung im Bereich Eisenhüttenstadt und Frankfurt (O.).

6.2 Zusammenfassung

Im Rahmen eines vom Umweltbundesamt geförderten Forschungsvorhabens wurden seitens des Landesumweltamtes Brandenburg 8 Fluss- und Flussauenkompartimente im Bereich der Oder von Flusskilometer 542,4 – 704,1 und der Westoder Flusskilometer 0 – 17,1 im Messjahr 1996 untersucht. Der Schwerpunkt des Monitoringprojektes lag auf dem Gebiet der Beschaffenheitserfassung des Schwebstoffes und Sedimentes. Da der Zustand dieser beiden Kompartimente abhängig von einer Reihe von Belastungsfaktoren ist und Auswirkungen auf weitere Abschnitte des Flusses hat, wurden zur Ergänzung einer umfassenderen Darstellung der Zusammenhänge weitere Flusselemente analysiert (z. B. Biota/Fisch-Muschel, Auenböden).

Bei der Bearbeitung der Thematik standen zeitlich und beschaffenheitsmäßig vergleichbare Untersuchung der einzelnen Bereiche und Flussabschnitte im Vordergrund. Ergänzt wurde das Vorhaben durch Untersuchungen in einem Grundwasserabstrombereich der Oder (Fluss → Aquifer → Oberflächengewässer im Niederungsabschnitt des Oderbruches), um Erkenntnisse über den Zusammenhang zwischen Konzentrationsschwankungen im Fluss und deren Ausbreitung im Grundwasserabstrom zu gewinnen. Da die Oder im Untersuchungsabschnitt die Staatsgrenze zwischen der Bundesrepublik Deutschland und der Republik Polen darstellt, konnten nicht alle Einflüsse analysiert werden. Daher wird es als vorzuziehend erachtet, dass die Untersuchungen unter dem Dach der Internationalen Kommission zum Schutz der Oder (IKSO) ergänzt werden.

Die Belastung der Oder stellt sich im Mittel, bewertet nach LAWA-Empfehlungen sowie Organika in den Sedimenten nach ARGE Elbe/UBA wie folgt dar:

Neben der Analyse der Teilbereiche des Flusses selbst wurden aus der Sicht des Gewässerschutzes für die anderen Kompartimente Vorgaben gemacht, die insbesondere das Parameterspektrum, die Beprobungsstellen und die Beachtung der Wasserführungsphasen des Flusses betrafen. Die Ergebnisse der Teilthemen wurden einer kompartimentübergreifenden Bewertung unterzogen. Interessant ist, dass je nach Dimension und Ort der Belastungsquellen, dem Abflussgeschehen, nach Mobilität und Immissionsverhalten der betrachteten Phasen eine differenzierte Beschaffenheit der Kompartimente auftrat. Ohne die lokalen Kenntnisse über den Fluss Oder im Grenzabschnitt, die teilweise in einer langjährigen, praktischen Arbeit gewonnen wurden, wäre die Ergebnisinterpretation nur unvollständig gewesen. Das vorliegende Material konnte nicht allumfassend im Vorhaben ausgewertet werden. Es bleibt die Erwartung, dass länderübergreifende Forschungsprojekte initiiert werden und die Aktivitäten der Gewässerüberwachung, beispielsweise das Parameterspektrum, effektiviert werden können.

Tab. 6.2.-1: Klassifizierung der Kompartimentbeschaffenheit nach LAWA-Empfehlungen sowie Organika nach ARGE/UBA, Grenzoderabschnitt, Messjahr 1996

Element/ Stoffgruppe	Sediment (< 20 µm-Fraktion)	Schwebstoff (Zentrifuge)	Schwebstoff (Sammelbecken)	Verbindung/ Stoffgruppe	Wasser
Kupfer	III	III	III	Ammonium-N	III-IV
Nickel	II-III	II-III	II-III	Nitrat-N	II-III
Cadmium	III-IV	III-IV	III-IV	Nitrit-N	I-II
Blei	III	II-III	II-III bis III	Gesamt-N	II-III
Chrom	II-III	II-III	II-III	o-Phosphat-P	II-III
Zink	IV	III-IV	III-IV	Gesamt-P	II-III
Quecksilber	III-IV	III	III	TOC	II-III
Arsen	III	III	III	Chlorophyll	III-IV bis IV
PCB	(II-III) III bis IV	III-IV bis IV	III-IV bis IV	AOX	II-III
DDT	I-II bis II	I-II bis II	I-II bis II		
Σ-HCH	I-II bis II (II-III)	I-II	I-II bis II (II-III)		
AOX	.II bis II-III (III)	II-III (III)	(II) II-III (III)		

Die Analyse der Teilkompartimente der Oder im Untersuchungsabschnitt, insbesondere der Schwermetall- und organischen Spurenproblematik, ergaben folgendes Bild:

– Sediment

Die Oder weist in Bezug auf die Elemente Quecksilber, Cadmium und Zink eine hohe bis sehr hohe Belastung aus. Die Gehalte der Schwermetalle Kupfer, Blei und Arsen zeigen eine erhöhte Belastung. Die Belastungsquellen im betrachteten Flussabschnitt sind Abwassereinleiter, beispielsweise Kupfer und Arsen aus den Kläranlagen im Raum Eisenhüttenstadt und Quellen aus Einzugsgebieten der Zuflüsse, z. B. Cadmium und Chrom aus Quellen im Einzugsgebiet der Warta.

Unter den organischen Spurenstoffe weisen die PCB-Gehalte im unteren Flussabschnitt (Groß Neuendorf-Schwedt) hohe bis sehr hohe Belastungen auf. Ursachen dürften Quellen im Bereich der Warta sein. Die Summen der HCH-Isomere und DDT-Metaboliten weisen dagegen die Oder nur als einen gering bis mäßig belasteten Fluss aus. Stickstoff-Phosphor-Pestizide konnten nicht oder als seltene Einzelbefunde analysiert werden. Die Belastung mit PAK's müssen teilweise als erheblich angesehen werden und sind im Wesentlichen pyrolytischen Ursprunges.

Weitere analysierte Verbindungsklassen, so die Phthalsäureester, Dioxine/Furane und ausgewählte Metallorganyle, zeigen eine größere Belastung des Oderabschnittes Eisenhüttenstadt-Frankfurt (O.) an. Eine Bewertung der Gehalte an Metallorganylen ist durch das Fehlen von Vergleichsdaten schwer. Es wurden die Verbindungen Mono-, Di- und Tributylzinn analysiert. Vereinzelt gab es Befunde von Monomethylzinn und Methylquecksilber. Als ein wahrer Schadstoffpool ist der beprobte Bereich des Oder-Spree-Kanals anzusehen, der auch schon laut anderen Studien als extrem belastet gilt. Bezüglich der Gruppen der Dioxine und Furane ist im Oderabschnitt eine größere Anzahl von Quellen vorhanden. Die analysierten Dioxin- und Furan-Toxizitätsäquivalente liegen im Bereich von 2,7 bis 25 ng TE/kg TS, die höchsten Werte traten bei Eisenhüttenstadt und Frankfurt (O.) auf, was bei Umgang mit dem Odersediment gewisse Einschränkungen zur Folge hat. Den Hauptanteil bilden die Dioxinverbindungen.

Die Sedimentproben wurden mittels Biotest auf ihre toxischen Wirkungen untersucht. Dabei wurde bei einer Probe (Schwedt/deutsche Seite) eine mäßig bis stark toxische Wirkung festgestellt. Dieses steht in Übereinstimmung mit den analysierten hohen Schadstoffwerten der chemischen Analytik und zeigt deren toxikologische Verfügbarkeit an.

– Schwebstoff

– Schwebstoff (Gewinnung mittels Zentrifuge)

Die Schwermetallkonzentrationen am Schwebstoff zeigen nahezu die gleiche Belastungen wie im Sediment auf. Eine hohe Belastung kommt nur bei den Elementen Zink und Cadmium vor. Arsen, Quecksilber und Kupfer sind in die erhöhte

Güteklasse einzuordnen. Bei Flusslängsschnittinterpretationen wirken sich abflussbedingte Situationen nachhaltig aus.

Die organische Belastung des Summenparameters der adsorbierbaren organischen Halogene (AOX) zeigt eine erhöhte Belastung der Schwebstoffe an. In der Bewertung der einzelnen Verbindungsklassen/Stoffen spielt der Verteilungskoeffizient zwischen der festen und flüssigen Phase des Flusses eine wichtige Rolle. Analog dem Sediment ist der Schwebstoff mit PCB hoch bis sehr hoch belastet. Dieses wird besonders im Zeitraum hohen Abflusses (Remobilisierung belasteten Sedimentes) deutlich. Die Belastung mit Chlorpestiziden (HCH, DDT/Metabolite) fällt als gering bis mäßig aus. Die ermittelten PAK-Konzentrationen belegen deutlich das abflussdominierte Verhalten. Besonders im Zeitraum einer ansteigenden Phase eines Hochwasserereignis treten sehr hohe PAK-Gehalte auf. Bei den Verbindungsklassen der Phthalsäureestern und den N-P-Pestiziden werden aufgrund des hohen Feinkornanteiles im Zentrifugenschwebstoff mehr Einzelverbindungen und höhere Gehalte erfasst als in sedimentierten Schwebstoffen (Sammler) und Sedimenten.

– Schwebstoff bzw. frisches, schwebstoffbürtiges Sediment (Gewinnung mittels Sammler)

Aufgrund der hohen personellen und technischen Aufwendung bei der Probenahme von Schwebstoffen mittels Zentrifuge stellt die Gewinnung des Probenmaterials aus Sammelbecken der Messstationen eine Alternative dar. Nachteilig im Vergleich wirken sich die langen Lagerzeiten des Schwebstoffes im Becken, einhergehend mit der Gefahr einer möglichen Veränderung des sedimentierten Schwebstoffes, und der unterschiedliche vertikale-horizontale Entnahmeort (Zentrifuge → Oberflächenbereich, Entnahmestelle Sammler → unterhalb des NNQ-Wasserstandes) mit anderen Feinkornanteilen aus. Als Vorteil des Schwebstoffsammlers ist anzusehen, dass unproblematisch zeitlich integrierte Schwebstoffmischproben realisiert werden können.

Aus den Vergleichen zwischen Schwebstoff und schwebstoffbürtigen Sediment ergeben sich keine signifikanten Konzentrationsdifferenzen, was zumindest die Sedimentationsbecken als eine brauchbare Alternative zur Zentrifuge erscheinen lässt. Deutlich geben die Konzentrationsganglinien für Elemente und Verbindungen mit einem hohen Verteilungskoeffizienten (> 100 l/g) für das Messjahr 1996 den Zusammenhang zum Abflussgeschehen der Oder wieder. Die statistischen Kennzahlen der Beschaffenheit des schwebstoffbürtigen Sedimentes weisen eine brauchbare Übereinstimmung mit dem mittels Zentrifuge erhaltenen Schwebstoff aus.

– Wasserbeschaffenheit

Die Bewertung der Beschaffenheit des Flusswasser im Untersuchungsabschnitt erfolgt anhand des Datenmaterials, das im Rahmen der Gewässerüberwachung des Landes Brandenburg gewonnen wurde. Die Nährstoffparameter des Stickstoffs und Phosphors zeigen im Messjahr eine deutliche Belastung. Das führt zu hohen bis sehr hohen Chlorophyll-

Gehalten. Die Gehalte des Summenparameters der adsorbierbaren organischen Halogenide (AOX) befinden sich im Bereich einer mäßigen Belastung der Oder. Obwohl das Verfahren der Gesammetallbestimmung in einer Flusswasserprobe noch weitverbreitet angewendet wird, ist die Bewertung der Wasserbeschaffenheit nach diesen Ergebnissen infolge starker Abhängigkeit vom Schwebstoffgehalt der Probe nur als grobe Näherung zu betrachten und die Sediment- und Schwebstoffinterpretationen wesentlich detaillierter.

Als interessant sind die Jahresganglinie der leichtlöslichen Verbindungen zu bezeichnen. Chlorpestizide zeigen deutlich die saisonale Abhängigkeiten dieser Stoffgruppe, die durch verstärkten Austrag im Frühjahr zu erheblichen Befunden in der Lausitzer Neiße und Oder, Hohenwutzen führt. Aus der Gruppe der leichtflüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffe (LHKW), sowie der BTEX-Aromaten konnten im Untersuchungszeitraum keine oder nur vereinzelt positive Befunde ermittelt werden. Bei EDTA wird die IKSE-Zielvorgabe von 10 µg/l überschritten. Als gering kann die Belastung mit NTA bewertet werden. EDTA und NTA sind insbesondere wegen ihrer Eigenschaft der Überführung von Schwermetallen in wasserlösliche Verbindungen bekannt geworden.

– Abwassereinleitungen

Die Analyse der Beschaffenheit der einzelnen Bereiche eines Flusses erfordert auch die Betrachtung der punktuellen Belastungsquellen, die insbesondere die Einleitungen gereinigten Abwassers darstellen. Einerseits bilden sie die Quelle vieler Schadstoffe, andererseits wird der Einfluss einzelner Anlagen auf die Beschaffenheit eines Flusses, wie der Oder, überschätzt.

Die Beschaffenheit des Abwassers ist stark abhängig von technischen Stand der Anlagen. Im Untersuchungsjahr wurden einzelne Kläranlagen rekonstruiert. Die damit verbundene Verringerung der eingetragenen Last an Schadstoffen war besonders im Raum Eisenhüttenstadt und Frankfurt(O) nachhaltig. Im Bereich der Nährstoffe (N- und P-Verbindungen), die ein hohes Eutrophierungspotenzial im Untersuchungsabschnitt der Oder darstellen, sind durch Aktivitäten der Anrainerstaaten noch eine Reihe von Reduzierungsmöglichkeiten des Eintrages gegeben. Diese Aussage trifft auch für die Gruppe der organischen Halogene zu. Der Eintrag von Schwermetallverbindungen ist erwartungsgemäß abhängig von den Quellen im Einzugsgebiet. Hier bietet sich die Betrachtung des Industriestandortes EKO Stahl AG geradezu an. Die Kläranlage dieser Quelle liefert einen Beitrag zur Cadmium-, Quecksilber- und Bleibelastung.

Bei den rekonstruierten kommunalen Kläranlagen der Städte Eisenhüttenstadt und Frankfurt(O.) konnte im Untersuchungsjahr eine Reduzierung des Eintrages an Kupfer registriert werden, der wahrscheinlich mit einem verminderten Gehalt an Schwebstoffen im Abwasser verbunden ist. Erhöhte Befunde von Chrom, Kupfer und Nickel verzeichnete die Sam-

meleinleitung im Raum Schwedt. Als einzige Verbindungsgruppe im Bereich der organischen Spurenstoffe wurden die polyzyklischen, aromatischen Kohlenwasserstoffe untersucht. Der Schwerpunkt des Eintrages lag bei den kommunalen Kläranlagen der Städte, wobei Eisenhüttenstadt mit bis zu 6 µg/l den höchsten Anteil hatte. In Bezug auf Einzelverbindungen stellen die pyrolytischen Verbindungen Phenanthren, Fluoranthen und teilweise Pyren den Hauptanteil.

– Biota (Fisch und Muschel)

Der Bereich Biota wurde aufgrund seines Akkumulationsverhaltens im Vorhaben als ein Endpunkt des Schadstofftransportes angesehen. Analysiert wurden dabei ausgewählte Vertreter der Gruppe der Fische und Muscheln, deren differenzierte Schadstoffakkumulation sich insbesondere infolge unterschiedlicher Formen der aktiven und passiven Nahrungsaufnahme ergeben dürfte. Untersuchungsschwerpunkte bildeten dabei die Abschnitte Ratzdorf(Oder), Frankfurt(O.), Hohenwutzen und Schwedt im Grenzoderbereich. Die Probenentnahme zu unterschiedlichen Jahreszeiten ergab keine Trendaussage.

Eine systematische Abhängigkeit der Schwermetalle vom Fangort ist nicht erkennbar. In der Leber der Fische tritt eine deutliche Akkumulation der Elemente Cadmium und Chrom auf, die bei einer Gegenüberstellung herangezogene Richtwerte (zutreffend für Filet!) überschreitet. In den Muscheln ist eine deutliche Erhöhung der Blei-, Quecksilber- und Cadmium-Gehalte an den Entnahmestellen Eisenhüttenstadt, Frankfurt(O.) und Hohenwutzen gegenüber einer Kontrollprobe (Oder-Spree-Kanal) zu verzeichnen.

Im Bereich der organischen Spurenstoffe gibt es bei den Chlorpestiziden in Fischen nur sehr schwache Zusammenhänge zwischen Fangort und -zeit. Wie auch bei anderen Kompartimenten treten am Sommeranfang (Mai/Juli) höhere Gehalte auf, was als Folge der Abspülung (Schneesmelze) und damit Eintrag in das Gewässer gesehen wird. Darüber hinaus sind die Gehalte unterhalb der Einmündung der Lausitzer Neiße und im unteren Flussabschnitt geringfügig höher. Grenzwerte werden nur sehr vereinzelt erreicht oder überschritten. Auch bei den analysierten Muschelproben konnten keine eindeutigen Abhängigkeiten vom Fangort ermittelt werden, obwohl einzelne Verbindungen auf einen stärker belasteten Flussabschnitt bei Frankfurt(O) hinweisen.

Die PCB-Gehalte im Frischgewicht von Fischen und in den Zebramuscheln erreichen im unteren Abschnitt bei Hohenwutzen und Schwedt, in Übereinstimmung mit den Gehalten am Sediment, höhere Werte als im oberen Abschnitt. Insbesondere bei den Muscheln ergibt sich eine zunehmende Schadstoffbelastung in Fließrichtung. Neben möglichen PCB-Quellen sollte aber im unteren Abschnitt der Oder auf die veränderte Schwebstoffzusammensetzung hingewiesen werden, d. h. der Feinkornanteil und damit der PCB-Gehalt ist wesentlich höher. Deutlich ist dieser Fakt bei den Muschel-Gehalten

in der Schwedter Querfahrt zu erkennen. In dieser Querfahrt herrscht nur noch eine geringe Strömung, verbunden mit einer erhöhten Absetzleistung, vor.

Die Gruppe der Metallorganyle wurde ebenfalls analysiert, es konnten lediglich Mono-, Di- und Tributylzinn nachgewiesen werden. Anhand des Vergleiches mit der Elbe wird die Belastung der Oder bei dieser Verbindungsgruppe als deutlich niedriger eingestuft. Eine geringe Belastung stellen auch die analysierten Gehalte der Verbindungen der Polychlorierten Dibenzo-p-dioxine (PCDD) und -furane (PCDF) dar, die bei Fischverzehr keine Vorgaben überschreiten.

– Nassdeposition

Belastungen durch Emissionsquellen können durch den Transportpfad Atmosphäre-oberflächliche Abpflung in das Gewässer gelangen und damit eine erhebliche Quelle darstellen. Als interessant ist zu bewerten, dass selbst emittentenferne Gebiet einen diesbezüglich qualitativen und quantitativen Eintrag ausweisen können.

Spuren- und Halbmetalle im Regen und Stauniederschlag fallen in den Ballungszentren Eisenhüttenstadt-Aurith, Frankfurt(O) und Schwedt in größeren Konzentrationen an als an den Messpunkten Lebus und Zollstation b. Schwedt. Insbesondere am Messpunkt Zollstation bei Schwedt war mit einer größeren Nahbelastung durch industrielle Quellen gerechnet worden. Auffällig ist außerdem der hohe Nickelanteil an der Nassdeposition am Messpunkt Schwedt (in abgeschwächter Form auch am Messpunkt Zollstation b. Schwedt), der durch die Beschaffenheit des Abwassers der Kläranlage der PCK AG Schwedt mit vergleichsweise ebenfalls höheren Nickelkonzentrationen konform geht. Bei Arsen und Blei stellt der Industrie- raum Eisenhüttenstadt die quantitativ größte Quelle dar.

Eine gleichmäßig hohe Belastung über den gesamten Flussabschnitt mittels leichtflüchtiger organischer Stoffe betrifft vor allem die Verbindungen Trichlormethan, Tetrachlormethan, Trichlorethan und Tetrachlorethen. Davon werden lediglich das Tri- und Tetrachlorethen häufiger in der Oder nachgewiesen. Aus der Gruppe der PCB- und Triazin-Verbindungen konnten nur wenige Positivbefunde analysiert werden. Dagegen ergeben die Chlorpestizide, insbesondere DDT und Lindan, besonders hohe Gehalte in den Sommermonaten an der Messstelle Aurith. Die PAK-Gehalte der Nassdepositionen ergeben das erwartete Verhalten mit Schwerpunkt in den Wintermonaten. In den Sommermonaten ist neben dem unwesentlichen anthropogenen Eintrag (Heizung) der photooxidative Abbau eine Ursache für die geringen Frachten.

Das Niederschlagswasser und die darin enthaltenen Schadstoffe sind auf und im Boden diversen stofflichen Umsetzungen unterworfen. Daher kann ein direkter Zusammenhang zur Beschaffenheit der Oder nicht hergestellt werden. Die direkte Deposition auf die Wasseroberfläche wird als vernachlässigbar im Vergleich zum Stofftransport in der Oder selbst eingeschätzt.

– Auenböden

Auenböden sind ein unmittelbar mit dem Fluss im Zusammenhang stehendes Kompartiment. Jährliche Überschwemmungen einzelner Abschnitte, verbunden mit einer Ablagerung von Schwebstoffen, sorgen für eine Belastung der Auebödenbereiche. Ausgangspunkt dieser Teilthematik war die Überlegung, dass es zu Beschaffenheitsunterschieden zwischen nicht (Lunow 1), öfters (Gatow) und häufig (Lunow 2) überschwemmten Auenbödenabschnitten kommen muss. Im Flussabschnitt des Nationalparks „Unteres Odertal“ liegen alle drei auf die Überschwemmungshäufigkeit bezogenen Bodenarten vor. Durch eine bodenkundliche Charakterisierung hinsichtlich Substrat- und Horizontfolgen wurden vergleichbare Bedingungen gefunden.

Die Schwermetallgehalte im Bereich Lunow 2 (häufig überflutet) sind gegenüber den anderen beiden Standorten durch die Überflutungen deutlich erhöht, was nahezu alle Schwermetalle betrifft. Bei einem Vergleich mit Prüfwerten zur Sanierung kontaminierten Böden kommt es besonders bei den Elementen Quecksilber und Arsen in einigen Bodenhorizonten zu deutlichen Überschreitungen. Des Weiteren wurden zur Bewertung Kennzahlen aus Auenbödenbereichen von Elbe und Rhein herangezogen. Die Werte des Bodenabschnittes Lunow 2 befinden sich signifikant über den durchschnittlich dort gemessenen Schwermetallgehalten.

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei den Verbindungen der organischen Spurenstoffe. Auch hier weist der häufig überflutete Standort Lunow 2, besonders in den beiden oberen Bodenhorizonten, die höchsten Werte auf. Dieses trifft durchgehend auf die Gehalte der Verbindungen der adsorbierbaren Halogenide, der Kohlenwasserstoffe (MKW), der PAK's, der PCB's, der Chlorpestizide und der Diene zu. Beispielsweise wurden in den Horizonten der Standorte Lunow 1 und Gatow keine PCB-Gehalte gefunden, demgegenüber ist der Boden am Standort Lunow 2 mit bis zu 208 µg/kg TS belastet.

Mit Hilfe von Biotestverfahren kann eine Verfügbarkeit bzw. damit verbundene Akkumulation der Schadstoffe in lebenden Organismen untersucht werden. Die zwischen den Standorten seitens der chemischen Analytik ermittelten, signifikanten Beschaffenheitsunterschiede konnte durch die angewendeten Biotestverfahren (Testorganismen – Leuchtbakterien, Daphnien) nicht bestätigt werden. Durch den Leuchtbakterientest wurde lediglich eine vertikale Differenzierung möglich. Es muss davon ausgegangen werden, dass die Bioverfügbarkeit der Schadstoffe sehr gering oder durch die Bodeneigenschaften (z. B. Humus, Schluff, Ton) stark gemindert ist.

– Grundwasser

Die Wasserstände der Oder befinden sich seit deren künstlicher Verlegung auf den höheren, rechten Rand der geologischen Einheit schon bei normalen Abflussverhältnissen über der Geländeoberkante der Polder. Dadurch kommt es im Gegensatz zu vielen anderen Flüssen zu einem Zustrom aus der Oder in das Oderbruch. Durch die dortigen Gewässer wird dieser unter-

irdische Zufluss letztendlich weit unterhalb über die Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße der Oder wieder zugeführt. Durch komplexe Hydromeliorationsmaßnahmen im Oderbruch in den siebziger und achtziger Jahren wurde diese Drängewasserproblematik verschärft. Neben dem Bruch existieren noch eine Reihe weiterer Niederungsgebiete im deutsch-polnischen Grenzgewässerabschnitt (Ziltendorfer und Neuzeller Niederung). Die Menge des Zustromes und der Zeitraum der Grundwasserpassage ist für Betrachtungen des Abflusses von Schadstoffen aus der Oder in das Bruch, insbesondere unter extremen Bedingungen (z. B. Hochwassersituation) von Interesse. Der dominante Einfluss der Oder auf die Strömungsdynamik zeigt sich besonders an den Schwankungen der Grundwasserstände.

Bei der Betrachtung des Konzentrationsverhaltens ausgewählter Parameter im Grundwasserleiter und in der Oder konnte ebenfalls ein Zusammenhang zwischen Schwankungen im Fluss und Aquifer beobachtet werden. Dabei bietet sich z. B. das Chlorid aufgrund seiner Inertheit als Tracer für die Betrachtung rein strömungsbedingter Abhängigkeiten an. Gleichmaßen erfolgte ebenfalls eine Untersuchung von Nährstoffen, die bekanntlich erheblichen Wechselwirkungen im Aquiferbereich unterliegen. Durch die hohen Wasserstände (HQ-Bereich) der Oder werden Änderungen in der Beschaffenheit des Grundwassers (Temperatur, Chlorid) in Abhängigkeit von der Entfernung zum Fluss mit einer Verzögerung von 3–4 Wochen registriert. Beim Parameter Phosphor zeigten nur die flusnahen Grundwasserpegel einen Beschaffenheitszusammenhang. Schlussfolgernd kann die Aussage getroffen werden, dass weniger die hohen Konzentrationen in der Oder (im jahreszeitlich üblichen Schwankungsbereich), sondern nur die Staudruckbedingungen wesentlich für einen Transport von Schadstoffen aus der Oder in den Grundwasserbereich verantwortlich sind. Bei der Beurteilung entsprechender Situationen bildet neben der stömungstechnischen Seite die Wechselwirkung Schadstoff-Aquifer einen weiteren signifikanten Faktor. Insoweit stellen die Betrachtungen zum Parameter Chlorid den ungünstigsten Fall für eine Havariesituation bzw. Stoffausbreitung im Grundwasser dar.

– Empfehlungen für die Praxis

Eine weitere Zielstellung des Vorhabens besteht darin, Empfehlungen für die routinemäßige Umweltüberwachung abzuleiten. Dabei spielt neben der Kenntnis über rein physikalisch-chemische Zusammenhänge die der Kenntnisse „vor Ort“ bei der Auswertung und Interpretation eine bedeutende Rolle. Aus den im Vorhaben gewonnen Ergebnissen lassen sich für den Aufbau und die Einrichtung von Messnetzen folgende Richtlinien ableiten:

- Die bisherigen, sehr umfangreichen Messprogramme konzentrierten sich schwerpunktmäßig auf die Wasserphase. Damit sind umfassende Beschreibungen eines Flusses als ökologisches System nur sehr eingeschränkt möglich.
- Zur Festlegung von charakteristischen, routinemäßig beprobten Messpunkten und analysierten Parametern im

Gewässer sollten detaillierte, einmalige Monitorings zur Erkenntnisgewinnung vorgeschaltet sein.

- Der Schadstoffeintrag über Abwässer sollte ebenfalls einer routinemäßigen Analyse unterzogen werden, da hier Änderungen der Schadstofflast am ehesten zu erfassen sind.
- In die Erweiterung von Messnetzen sollten zukünftig alle Kompartimente der Hydrosphäre, insbesondere aber Wasser-Schwebstoff-Sediment-Biota in der Oder sowie Punktbelastungsquellen eingebunden werden. Insoweit werden folgende Randbedingungen für die Erweiterung und den Aufbau von einheitlichen Messnetzen an der Oder empfohlen:
 - Schwermetalle und lipophile organische Stoffe im Schwebstoff (mind. 13 x pro Jahr),
 - hydrophile Stoffe im Wasser/gesamt (mind. 13 x pro Jahr),
 - Schwermetalle und lipophile organische Stoffe im Sediment (alle 5 Jahre, Längsprofil, uferbeidseitig),
 - Muscheln an exponierten Standorten (mind. 13 x pro Jahr).
- Das Parameterspektrum in der einzelnen Kompartimenten sollte schwerpunktmäßig anhand der Schadstoffrelevanz und der Verteilungskoeffizienten festgelegt werden. Zur Aufwandsreduzierung ist eine detaillierte Betrachtung und Analyse von Erfahrungen aus anderen Flusseinzugsgebieten besonders für Schadstoffe im Spurenbereich sinnvoll. Durch den Vergleich der erhobenen Schadstoffgehalte mit in Deutschland angewandten Zielvorgaben und Bewertungssystemen können folgende Stoffe bzw. Summenparameter als prioritär für Mess- und Sanierungsprogramme an der Oder herausgearbeitet werden:
 - alle untersuchten Schwermetalle (Zn, Cd, Hg, Cu, As, Pb, Cr und Ni),
 - die Nährstoffparameter Ammonium-N, Gesamt-N und -P sowie Chlorophyll-a als Kenngrößen für Eutrophierungsfolgen,
 - PCB mit hohen sowie AOX und EDTA mit erhöhten Belastungen, ebenfalls PAK.
- Die Einbindung der Ergebnisse anderer Kompartimentmessprogramme, so der Nassdeposition, sind für die Erklärung von Schadstoffbefunden im Fluss wichtig. Gewässerseitige Betrachtungen sind auf ökologische Aspekte auszuweiten.
- Bewertungs- und Klassifizierungssysteme sind weitergehend zu vervollkommen, um gewonnene Ergebnisse und kompartimentübergreifende Belastungen plausibel darzustellen.

6.2 Summary

Within the framework of a research project promoted by the Federal Environmental Agency (UBA) the Brandenburg State Office for Environment investigated 8 river and fluvial alluvium compartments in the region of the river Oder from the river km 542.4–704.1 and of Western Oder river km 0–17.1 in the measuring year 1996. The monitoring project concentrated on the registration of the composition of suspended solids and sediment. Because of the fact that the quality of these two compartments depends on a number of factors of pollution and influences further parts of the river, further river elements were analysed (e. g. biota/fish-mussel, water meadow soils) in order to get a comprehensive presentation of the relation.

When dealing with this subject it was given priority to an investigation comparable as regards testing time and composition of the individual fields and parts of the river. The project was supplemented by investigations in an area which is affected by the sub-surface runoff of the river Oder (river → aquifer → surface water at the lowland area of Oderbruch). Knowledge should be gained about the relation between variations in concentration in the river and their distribution in the groundwater runoff. It was not possible to analyse all influences because the river Oder forms the state border between the Federal Republic of Germany and the Polish Republic in this area of investigation. That's why it is important that the investigations will be supplemented under the guidance of the International Commission on the Protection of the River Oder (IKSO).

The pollution of the river Oder can be shown on average, assessed according to LAWA-recommendations (Inter-State Working Group on Water Management) as well as organic substances in the sediments according to ARGE Elbe/UBA as follows:

Apart from the analysis of the partial regions of the river itself standards were given for the other compartments from the point of view of water protection. These standards mainly referred to the parameter spectrum, the testing plots as well as the observation of the aquiferous phases of the river. The results of the partial subjects were assessed in a comprehensive manner regarding the compartments. It was interesting to see that there was a different composition of the compartments according to dimension and location of the sources of pollution, the runoff, to mobility and immission behaviour of the investigated phase. The interpretation of the results would have been only incomplete without the local knowledge on the river Oder in the bordering region, partially gained during a practical work of many years. The existing results could not be assessed comprehensively within the project. It is to expect that country-crossing research projects will be initiated and that the activities of the water monitoring, e. g. the parameter spectrum, can be made more efficient.

The analysis of the partial compartments of the river Oder at the area of investigation, especially regarding heavy metals and organic micro-contaminants have led to the following:

– Sediment

Concerning the elements mercury, cadmium and zinc the Oder shows a high up to very high pollution. The content of the heavy metals copper, lead and arsenic shows an increased pollution. Sewage discharge was the source of pollution in the investigated part of the river, for instance copper and arsenic from the wastewater treatment plants of the region of Eisenhüttenstadt and sources from the catchment areas of the inflows, e. g. cadmium and chromium from sources at the catchment area of Warta.

The PCB-content shows high up to very high pollution among the organic micro-contaminants at the lower part of the river (Groß Neuendorf-Schwedt). Sources in the region of Warta

Tab. 6.2.-1: Classification of the composition of compartments according to LAWA-recommendations as well as organic substances according to ARGE/UBA, bordering part of Oder, measuring year 1996

Element/ group of medium	Sediment (< 20 µm-fraction)	Suspended matter (centrifuge)	Suspended matter (storage basin)	Compound/ Group of medium	Water
Copper	III	III	III	Ammonium-N	III-IV
Nickel	II-III	II-III	II-III	Nitrate-N	II-III
Cadmium	III-IV	III-IV	III-IV	Nitrite-N	I-II
Lead	III	II-III	II-III to III	Total-N	II-III
Chromium	II-III	II-III	II-III	o-phosphat	II-III
Zinc	IV	III-IV	III-IV	Total-P	II-III
Mercury	III-IV	III	III	TOC	II-III
Arsen	III	III	III	Chlorophyll	III-IV to IV
PCB	(II-III) III to IV	III-IV to IV	III-IV to IV	AOX	II-III
DDT	I-II to II	I-II to II	I-II to II		
Σ-HCH	I-II to II (II-III)	I-II	I-II to II (II-III)		
AOX	II to II-III (III)	II-III (III)	(II) II-III (III)		

might be the reason for this. The sums of the HCH-isomers and DDT-metabolites, however, show that the Oder is a river that is only less up to moderately polluted. Nitrogen-phosphorus-pesticides could not be analysed or only as individual findings. The pollution with PAH has to be considered to be partially heavy and it is mainly of pyrolytic origin.

Further tested classes of compounds like phthalic ester, dioxins/furans and selected organo-metallic compounds showed a higher pollution of the Oder at Eisenhüttenstadt-Frankfurt/O. It is difficult to assess the content of organo-metallic compounds because there is no comparative data. The compounds mono-, di and tributyl tin compound were analysed. There were occasionally findings of monomethyl tin and methyl mercury. The investigated region of the Oder-Spree-Channel can be considered to be a real pool of pollutants. This region has been regarded as an extremely high polluted area according to other studies. Regarding the groups of the dioxins and furans there is a greater amount of sources in the region of the Oder. The analysed dioxin and furan toxicity equivalents ranged from 2.7 up to 2.5 ng TE/kg dry mass, the highest values were measured at Eisenhüttenstadt and Frankfurt(O), what leads to certain restrictions when dealing with the Oder sediment. The dioxin compounds form the main part.

The sediment samples were investigated for their toxic effects with the help of the bioassay test. There was one sample (Schwedt/German side) that showed a moderate up to strongly toxic effect. This corresponds to the analysed high vales of pollutants of chemical analysis and indicated their toxicological availability.

– Suspended solids

– *suspended solids (generation with the help of a centrifuge)*

The concentration of heavy metals at suspended solids shows nearly the same pollution like in the sediment. A high degree of pollution only occurs at the elements zinc and cadmium; arsenic, mercury and copper are to classify at a higher quality class. If one discusses the longitudinal cuts of the river it becomes obvious that situations caused by runoffs have a sustainable influence.

The organic pollution of the cumulative parameter of the absorbable organic halogens (AOX) shows an increased pollution of suspended particles. The distribution coefficient between the solid and the liquid phase of the river plays an important role when assessing the individual classes of compounds/substances. Analogous to the sediment, the suspended solids are highly up to very highly polluted by PCB. This mainly becomes obvious at times with a high runoff (remobilisation of the polluted sediment). The pollution by chlorine pesticides (HCH, DDT/metabolite) is low up to moderate. The ascertained PAH-concentrations show clearly the runoff dominating behaviour. Very high PAH-levels mainly occur during a period of an increasing phase of a flood. More individual compounds and higher levels have been found at the

compound classes of phthalic esters and the N-P-pesticides than in deposited suspended solids (collector) and sediments because of the high portion of fine grains in the suspended solids of the centrifuge.

– *suspended solids or fresh sediment generated by suspended solids (generation via collector)*

The generation of the sampling material from collecting basins of the measuring stations forms an alternative because of the high demand of staff members and technical facilities at taking samples of suspended solids with the help of a centrifuge. In comparison, it is disadvantageous to store the suspended solids very long in the basin; this is connected with the danger of a possible modification of the deposited suspended solids. The different vertical-horizontal sampling point (centrifuge → surface region, sampling point, collector → below the NNQ level (level of lowest low-water flow)) with different portions of fine grain is also a disadvantage. It is an advantage of the suspended matter collector that is possible to take mixed samples of suspended solids at the same time.

If one compares the suspended solids and the sediment generated by suspended matter, then there are no significant differences in concentration. This means that at least the sedimentation basins seem to be a useful alternative of the centrifuge. The correlation with the runoff behaviour of the river Oder can clearly be shown with the help of the hydrograph curves of concentration for elements and compounds having a high distribution coefficient (> 100 l/g) for the measuring year 1996. The statistic standard values on the composition of the sediment generated by suspended matter show a useful correspondence with the suspended solids generated in the centrifuge.

– Water quality

The assessment of the water quality of the river at the area of investigation was based on data collected within the framework of water monitoring in the state of Brandenburg.

The nutrient parameters of nitrogen and phosphorus show a clear pollution in the measuring year. This often leads to a high up to a very high content of chlorophyll. The level of the cumulative parameters of the absorbable organic halogens (AOX) indicates a moderate pollution of the river Oder. Although the procedure of the determination of total metal content in a river sample is still common, the assessment of water quality can only be considered to be a rough approximation because of the strong dependence on the content of suspended solids of the sample. The interpretation of the sediments and the suspended solids is more detailed.

It is interesting to have a look at the annual graph of the readily soluble compounds. Chlorine pesticides show clearly the seasonal dependence of this substance group that leads to considerable values at Lausitzer Neiße and Oder, Hohenwutzen because of an increased discharge in spring. Not any or only some positive results could be found for the group of the semivolatile chlorinated hydrocarbons as well as the BTEX-

aromatic compounds. As far as EDTA is concerned the target value of 10 µg/l was exceeded. The pollution with NTA is low. EDTA and NTA have become known especially because of their ability to reduce heavy metals into water-soluble compounds.

– Sewage discharge

The analysis of the individual parts of a river requires also a discussion of the punctual sources of pollution, mainly the discharge of cleaned sewage. On the one hand, it also forms the source for many pollutants and on the other hand the influence of individual plants on the quality of a river like the Oder is overestimated.

The composition of the sewage mainly depends on the technical state of the plants. Some sewage treatment plants were reconstructed during the year of investigation. The thus resulting reduction of the amount of entered pollutants was especially sustainable in the region of Eisenhüttenstadt and Frankfurt (O). Regarding the nutrients (N- and P-compounds) that have a high potential of eutrophication in the investigated Oder there is a number of opportunities to reduce the entry by activities of the neighbouring countries. This is also true for a group of organic halogens. As expected, the entry of heavy metal compounds depends on the sources in the catchment area. The industrial location of EKO Stahl AG is just asking to be discussed. The sewage treatment plant of this source contributes to the pollution by cadmium, mercury and lead.

A reduction of the entry of copper could be noticed at the reconstructed local sewage treatment plants of the towns of Eisenhüttenstadt and Frankfurt (O) in the year of investigation. This is probably connected with a reduced amount of suspended particles in the sewage. The collective discharge in the region of Schwedt showed increased values of chromium, copper and nickel. The group of the polycyclic, aromatic hydrocarbons was the only group of the organic micro-contaminants that was investigated. The main entry was realised at the local sewage treatment plants, whereas Eisenhüttenstadt showed the highest value with up to 6 µg/l. The pyrolytic compounds phenanthrene, fluoroanthene and partially pyrene form the main part as regards the individual compounds.

– Biota (fish and mussel)

Within the framework of the project the field of biota was considered to be the final point of the transport of pollutants because of its accumulation behaviour. Selected representatives of the group of the fishes and mussels were investigated. Their differentiated accumulation of pollutants should mainly result from the different kinds of active and passive ingestion. The areas of Ratzdorf (Oder), Frankfurt (O), Hohenwutzen and Schwedt at the bordering region of Oder formed the main places of investigation. The sampling at different times of the year did not result in a general statement on the tendency.

A systematic dependence of the heavy metals on the catching location could not be realised. There was an obvious accumulation of cadmium and chromium in the liver of the fishes, which exceeded the standard values which were included for the purpose of comparison (applicable for fillet). Compared to a control sample (Oder-Spree-Channel), a decisive increase of the content of lead, mercury and cadmium could be shown in the mussels at the sampling points of Eisenhüttenstadt, Frankfurt (O) and Hohenwutzen.

Regarding the organic micro-contaminants there is only a weak correlation between the catching place and time for the chlorine pesticides in fishes. As it is also the case for other compartments that there are higher levels at the beginning of summer (May/July) what can be considered to be a result of a wash-out (thaw) and thus an entry into the water. Furthermore, the levels are slightly higher downstream the confluence of Lausitzer Neiße and at the lower part of the river. Limit values were only occasionally reached or exceeded. As regards the analysed mussel samples it was also not possible to determine a clear dependence on the catching place, although some compounds indicated a more heavily polluted part of the river near Frankfurt (O).

The PCB-content in the fresh mass of fishes and in the zebra mussel reached higher values in the lower part at Hohenwutzen and Schwedt – in correspondence with the content at the sediment – than in the upper part. Especially the mussels show an increasing pollution in streaming direction. Apart from possible PCB-sources it should be pointed out to the modified composition of the suspended particles at the lower part of the river Oder, i. e. the portion of fine grain and thus the PCB-content are decisively higher. The content in the mussels at Schwedter Querfahrt demonstrates this fact very clearly. There is only a low flow at this place, connected with an increased deposition rate.

The group of the organo-metallic compounds was also analysed, but only mono- di- and tributyl tin compounds could be detected. In comparison with the river Elbe the pollution of the Oder can be classified clearly lower as regards this group of compounds. The analysed levels of the compounds of the polychlorinated dibenzo-p-dioxin (PCDD) and -furans (PCDF) show a low pollution. When eating the fishes no standard values will be exceeded.

– Wet deposition

Polluted substances caused by sources of emission can reach waters by the transport chain atmosphere-surface wash-out and thus they can be a decisive source. It is interesting to mention that even areas remote from emitting sources can also show a respective qualitative and quantitative entry.

Trace metals and metalloids during rain and dustfall occur in higher concentrations in the conurbations of Eisenhüttenstadt-Aurith, Frankfurt (O) and Schwedt than at the measuring points of Lebus and the customs office near Schwedt. The

high nickel portion in the wet deposition is also conspicuous at the measuring point of Schwedt (in a weakened form also at the measuring point customs office near Schwedt) that is concurring with the also comparably low nickel concentrations because of the quality of the sewage of the sewage treatment plant of the PCK AG Schwedt. Concerning arsenic and lead the industrial location of Eisenhüttenstadt is the biggest source.

There is a steadily high pollution by semivolatile chlorinated hydrocarbons over the whole part of the river mainly referring to the compounds chloroform, tetrachloromethane, trichloroethane and tetrachloroethene. Only tri- and tetrachlorethene could be detected more often in the Oder. Only some positive results could be analysed from the group of the PCB and triazine compounds. On the contrary, the chlorine pesticides, especially DDT and Lindan, show especially high levels at the measuring point of Aurith during the summer months. The PAH-content of the wet depositions shows the expected behaviour mainly during the winter months. In summer, the photo-oxidative decomposition is a reason for the lower masses apart from the insignificant anthropogenic entry (heating).

The precipitation water and the pollutant which are included there are subject to several material transformations on and in the soil. Thus, a direct link to the composition of the river Oder can not be established. The direct deposition to the water surface can be neglected compared to the material transport in the Oder.

– Fluvial alluvium

Fluvial alluvium are a compartment that is directly linked up with the river. Annual flooding of certain parts, connected with a deposition of suspended particles lead to a pollution of areas of fluvial alluvium. This partial topic started with the idea that there must be differences in composition between areas of fluvial alluvium which are not (Lunow 1), more often (Gatow) and frequently (Lunow 2) flooded. At the river part of the National Park „Unteres Odertal“ all three kinds of soil exist as regards the flooding frequency. Comparable conditions were found on the basis of a pedologic determination concerning the substrate and horizon sequences.

The heavy metal levels are decisively increased in the area Lunow 2 (frequently flooded) because of the floods compared to the other two locations. This refers to nearly all heavy metals. If one compares this with the testing values for the decontamination of polluted soils then a decisive exceeding will become obvious for the elements mercury and arsenic at some soil horizons. Furthermore, standard values for fluvial alluvium of Elbe and Rhine were included as well. The values of the soil part Lunow 2 are significantly higher than the heavy metal values that were measured on average there.

There is a similar situation for the compounds of the organic micro-contaminants. Also in this case, the frequently flooded location Lunow 2 shows the highest values, especially in the both upper soil horizons. This refers permanently to the con-

tent of the compounds of the absorbable halogens, the hydrocarbons (MKW), the PAHs, PCBs, the chlorine pesticides and the dienes. For example, no PCB-content was detected in the horizons of the locations of Lunow 1 and Gatow, in contrast, the soil at the location of Lunow 2 is polluted by up to 208 µg/kg dry mass.

It is possible to investigate the availability and the thus connected accumulation of the pollutants in living organisms with the help of bioassay test procedures. The significant differences in composition that were found out by chemical analytic between the locations could not be confirmed by the applied bioassay test procedure (testing organisms – luminescent bacteria, daphnia). The luminescent bacteria test only facilitated a vertical differentiation. One has to assume that the bio-availability of the pollutants is very low or heavily reduced because of the soil properties (e. g. humus, coarse clay, clay).

– Groundwater

The water levels of the Oder have even been above the upper ground level of the polders since their artificial transfer to the higher right edge of the geological unit. There is therefore an inflow from the Oder into Oderbruch in contrast to many other rivers. This underground inflow is finally fed into the river Oder by the waters there right below the waterway of Hohensaaten-Friedrichsthal. This problem of rushing-out water was tremendously aggravated by complex measures of hydro-melioration in the Oderbruch in the 70s and 80s. Besides this area there are some other hollows in the German-Polish bordering water region (Ziltendorf and Neuzeller areas). The amount of inflow as well as the period of the groundwater passage are interesting for the assessment of the runoff of pollutants from the Oder into the Bruch, especially under extreme conditions (e.g. flood). The dominating influence on streaming dynamics can be seen by the variations of the groundwater levels.

When considering the concentration behaviour of selected parameters in the aquifer and in the Oder a relation between variations could be seen in the river and aquifer. The chloride, for example, is an ideal tracer for the discussion of dependencies purely caused by flows because of its inertia. Nutrients were also investigated which are subject to heavy interactions in the aquifer. Changes of the composition of the groundwater (temperature, chloride) could be realised by the high water levels of the Oder (floodflow) in dependence on the distance to the river with a delay of 3–4 weeks. As far as the parameter phosphorous was concerned, only the groundwater levels close to the river show a link to the composition. Consequently, it can be stated that the dynamic pressure conditions are mainly responsible for a transport of pollutants from the Oder into the groundwater instead of the high concentrations in the Oder (the usual field of variation according to the season). When assessing the respective situation the interaction pollutant-aquifer forms a further decisive factor apart from the flowing aspect. In this respect, the contempla-

tion of the parameter chloride is the most unfavourable case for an emergency case or a spreading of substances in the groundwater.

– Recommendations for the practice

It is a further target of the project to derive recommendations for the routine monitoring of the environment. The „on-site“ knowledge plays an important role for the assessment and the interpretation apart from the knowledge about pure physico-chemical relations. The following guidelines can be derived from results of the project for the installation and the establishment of measuring networks:

- The present, very comprehensive measuring programmes concentrate on the water phase. It is therefore only possible to describe a river as an ecological system in a very limited manner.

Detailed, single monitoring measures for the purpose of obtaining information shall be carried out before the determination of characteristic measuring points for taking samples.

The entry of pollutants through sewage shall be also analysed as a routine, because changes of the amount of pollutants are to register very quickly here.

All compartments of hydrosphere, but especially water-suspended particle-sediment-biota in the Oder as well as punctual sources of pollution are to integrate in the expansion of measuring networks. The following marginal conditions are therefore recommended for the extension and the establishment of uniform measuring networks at the river Oder:

- heavy metals and lipophilic organic substances in the suspended solids (at least 13 x per year),

- hydrophilic substances in the water/total (at least 13 x per year),
- heavy metals and lipophilic organic substances in the sediment (every 5 years, longitudinal profile, both sides of the bank),
- mussels at exposed locations (at least 13 x per year)
- The parameter spectrum within the individual compartments is to determine by the relevance of pollutants and the distribution coefficients. In order to reduce the required work, detailed discussion and analysis of experiences from other river catchment areas are useful, especially for pollutants in the field of micro-contaminants. The following substances and cumulative parameters can be considered to have priority for measuring and reconstruction programmes at the river Oder if one compares the ascertained levels of pollutants with target values and assessment systems used in Germany:
 - all investigated heavy metals (Zn, Cd, Hg, Cu, Pb, Cr and Ni)
 - the nutrient parameters ammonium-N, total N and P as well as chlorophyll-a as standard values for eutrophication consequences,
 - PCB with high amount of pollutants as well as AOX and EDTA, also PAH
 - The integration of the results of other measuring programmes regarding compartments, like wet deposition is important to explain findings on pollutants in the river. Discussions on waters are to extend to ecological aspects.
 - Assessment and classification systems are to complete as far as possible in order to explain clearly the gained results and the compartment-crossing pollution.

6.2 Podsumowanie

Krajowy Urząd Środowiska Brandenburgii przeprowadził w roku pomiarowym 1996, w ramach projektu badawczego wspieranego przez Federalny Urząd Środowiska, badanie obejmujące osiem kompartymentów rzeki i jej rozlewisk dla Odry (km biegu rzeki 542,4 - 704,1) i Odry Zachodniej (km biegu rzeki 0 - 17,1). Głównym punktem projektu monitorowania wód było ustalenie jakości zawiesiny i osadu. Ponieważ stan tych dwóch kompartymentów zależy od wielu czynników obciążenia i oddziałuje na dalsze odcinki rzeki, w celu uzupełnienia obszernej prezentacji występujących powiązań analizie poddano również inne elementy rzeki (np. biota/ryby-małże, gleby rozlewisk). Opracowując temat skoncentrowano się głównie na porównywalnych pod względem czasu i jakości badaniach poszczególnych zakresów i odcinków rzeki. Uzupełnieniem projektu były badania w strefie odpływu wód gruntowych Odry (rzeka --> formacja wodonośna --> wody powierzchniowe na nizinym odcinku Łęgów Nadodrzańskich), w celu uzyskania danych o zależnościach między wahaniami stężenia substancji w rzece i ich rozchodzeniem się w strefie odpływu wód gruntowych. Ponieważ na rozpatrywanym odcinku Odra stanowi granicę między Rzeczpospolitą Polską a Republiką Federalną Niemiec, nie można było przeanalizować wszystkich oddziałujących czynników. Dlatego też za pilne zadanie uznaje się uzupełnienie badań pod auspicjami Międzynarodowej Komisji Ochrony Odry (MKOO).

Średnie zanieczyszczenie Odry, ocenione zgodnie z zaleceniami LAWA oraz ARGE Elbe/UBA dla substancji organicznych w osadach, przedstawia się następująco:

Pierwiastek Grupa substancji	Osad (frakcja <20 µm)	Zawiesina (wirówka)	Zawiesina (kolektor)	Związek/ Grupa substancji	Woda
Miedź	III	III	III	azot amonowy	III-IV
Nikiel	II-III	II-III	II-III	azot azotanowy	II-III
Kadm	III-IV	III-IV	III-IV	azot azotynowy	I-II
Ołów	III	II-III	II-III do III	azot ogólny	II-III
Chrom	II-III	II-III	II-III	fosfor orto- fosforanowy	II-III
Cynk	IV	III-IV	III-IV	fosfor ogólny	II-III
Rtęć	III-IV	III	III	TOC	II-III
Arsen	III	III	III	chlorofil	III-IV bis IV
PCB	(II-III) III do IV	III-IV do IV	III-IV do IV	AOX	II-III
DDT	I-II do II	I-II do II	I-II do II		
S-HCH	I-II do II (II-III)	I-II	I-II do II (II-III)		
AOX	II do II-III (III)	II-III (III)	(II) II-III (III)		

Tab. 6.2.-1: Klasyfikacja jakości kompartymentów zgodnie z zaleceniami LAWA oraz ARGE Elbe/UBA dla substancji organicznych, odcinek Odry granicznej, rok pomiarowy 1996

Niezależnie od analizy kompartmentów składowych samej rzeki sformułowano z punktu widzenia ochrony wód założenia dla innych elementów, które dotyczyły głównie spektrum parametrów, miejsc pobierania prób oraz uwzględnienia faz wodności rzeki. Wyniki tematów składowych zostały poddane sumarycznej ocenie. Interesujące jest, że zależnie od rozmiarów i umiejscowienia źródeł zanieczyszczeń, przepływu, mobilności i cech imisyjnych rozpatrywanych faz występowała zróżnicowana jakość kompartmentów. Bez lokalnej wiedzy na temat odcinka granicznego Odry, uzyskanej po części w czasie wielu lat pracy praktycznej, interpretacja wyników byłaby niepełna. W ramach projektu nie było możliwe przeanalizowanie uzyskanego materiału pod każdym względem. Pozostaje mieć nadzieję, że możliwe będzie zainicjowanie projektów badawczych w skali nie tylko jednego kraju oraz zwiększenie efektywności działań w zakresie monitoringu wód, na przykład spektrum parametrów.

Analiza elementów składowych Odry na badanym odcinku, a zwłaszcza problematyki metali ciężkich i organicznych substancji śladowych, przyniosła następujące wyniki:

* Osad

Odra charakteryzuje się wysokim lub bardzo wysokim zanieczyszczeniem pierwiastkami takimi, jak rtęć, kadm i cynk. Zawartości metali ciężkich, jak miedź, ołów i arsen, wskazują na podwyższone zanieczyszczenie. Źródłami zanieczyszczeń na rozpatrywanym odcinku rzeki są ścieki wprowadzane do Odry, np. miedź i arsen z oczyszczalni ścieków w rejonie Eisenhüttenstadt i ze źródeł zanieczyszczeń w dorzeczu dopływów, np. kadm i chrom ze źródeł w dorzeczu Warty.

Wśród organicznych substancji śladowych wysoka do bardzo wysokiej jest zawartość PCB w dolnym odcinku rzeki (Groß Neuendorf-Schwedt). Źródeł należy prawdopodobnie poszukiwać w Warcie. Natomiast sumy izomerów HCH i metabolitów DDT pozwalają traktować Odrę jako rzekę zanieczyszczoną w stopniu nieznacznym do umiarkowanego. Analizy nie wykazały wcale lub wykazały tylko w pojedynczych przypadkach obecność pestycydów azotowo-fosforowych. Zanieczyszczenie substancjami PAK, zasadniczo pochodzenia pirolitycznego, należy po części uznać za znaczne. Inne klasy związków objęte analizą, a więc ester kwasu ftalowego, dioksyny i furany oraz wybrane związki metaloorganiczne, wskazują na wyższe zanieczyszczenie odcinka Odry Eisenhüttenstadt-Frankfurt n. Odrą. Ocena zawartości związków metaloorganicznych jest trudna ze względu na brak danych porównawczych. Analizowano związki takie, jak jedno-, dwu- i trójbutylcyana, w pojedynczych przypadkach stwierdzono również obecność jednometylocyny i rtęci metylowej. Za prawdziwy zbiornik substancji szkodliwych należy uznać objęty próbami obszar kanału Odra-Sprewa, który również w świetle innych badań uchodzi za bardzo zanieczyszczony. W odniesieniu do grup dioksyn i furanów na odcinku Odry istnieje większa liczba źródeł. Analizowane równoważniki toksyczności dioksyn i furanów mieszczą się w przedziale 2,7-25 ng/kg suchej masy. Najwyższe wartości wystąpiły koło Eisenhüttenstadt i Frankfurtu n. Odrą, co dyktuje pewną ostrożność przy analizowaniu osadów Odry. Główną część stanowią związki dioksyn.

Próby osadu zbadano za pomocą biotestu pod kątem ich działania toksycznego. W przypadku jednej z prób (Schwedt po stronie niemieckiej) stwierdzono działanie od umiarkowane do silnie toksycznego. Jest to zgodne z wartościami substancji szkodliwych stwierdzonymi w ramach analiz chemicznych i wskazuje na ich dyspozycyjność toksykologiczną.

* Zawiesina

- Zawiesina (uzyskiwana za pomocą wirówki)

Stężenie metali ciężkich w zawieszynie jest prawie takie samo, jak w osadzie. Duży potencjał obciążenia występuje jeszcze tylko w przypadku pierwiastków cynk i kadm. Arsen, rtęć i miedź należy zaliczyć do podwyższonej klasy jakości. Przy interpretowaniu rzecznych profili wzdłużnych stwierdzono trwałe oddziaływanie czynników uwarunkowanych odpływem.

Udział szkodliwych substancji organicznych, określony na podstawie parametru sumarycznego związków chloroorganicznych (AOX), wskazuje na podwyższone zanieczyszczenie zawieszin. Przy dokonywaniu oceny poszczególnych klas związków oraz substancji ważną rolę odgrywa współczynnik podziału między stałą a płynną fazę rzeki. Podobnie jak osad zawiesina jest wysoko lub bardzo wysoko zanieczyszczona PCB. Uwidacznia się to szczególnie w okresie wysokiego przepływu (remobilizacja zanieczyszczonego osadu). Zanieczyszczenie chloropestycydami (HCH, metabolity DDT) jest nieznaczne do umiarkowanego. Oznaczone stężenia PAH świadczą wyraźnie o przebiegu uwarunkowanym przepływem. Bardzo wysokie zawartości PAH występują zwłaszcza w fazie wzrostowej wezbrania. W klasie związków takich, jak estery kwasu ftalowego i pestycydy N-P stwierdza się ze względu na wysoki udział składników drobnociarnistych w zawieszynie pobranej za pomocą wirówki więcej pojedynczych związków i wyższe zawartości niż w osadzonej zawieszynie (kolektor) i w osadzie.

- Zawiesina i świeży osad mogący przejść do zawiesziny (uzyskane za pomocą kolektora)

Ze względu na wysokie koszty osobowe i techniczne ponoszone przy uzyskiwaniu prób zawiesziny za pomocą wirówki, alternatywnym rozwiązaniem może być uzyskiwanie materiału próbnego z kolektorów stacji pomiarowych. Czynnikiem ujemnym stanowią przy porównaniu długie okresy pozostawiania zawiesziny w kolektorze, w połączeniu z niebezpieczeństwem ewentualnych zmian w osadzonej zawieszynie, a także różne pionowo-poziome miejsce pobrania próby (wirówka --> warstwa powierzchniowa, pobranie z kolektora --> poniżej stanu wody NNQ) z innymi udziałami składników drobnociarnistych. Zaleta kolektora zawiesziny polega na tym, że umożliwia on bezproblemowe, zintegrowane w czasie pobieranie próbek zawiesziny.

Z porównania zawiesziny i osadu mogącego przejść do zawiesziny nie wynikają żadne znaczne różnice w stężeniu, co w każdym razie świadczy o tym, że zbiorniki sedymentacyjne można potraktować jako przydatne rozwiązanie alternatywne w stosunku do wirówki. Przebieg krzywych stężenia pierwiastków i związków z wysokim współczynnikiem podziału (> 100 l/g) dla roku pomiarowego 1996 wyraźnie oddaje związek ze zjawiskami przepływu w Odrze. Wartości statystyczne dotyczące jakości osadu mogącego przejść do zawiesziny wykazują dobrą zbieżność z zawiesziną uzyskaną za pomocą wirówki.

* Jakość wody

Podstawą oceny jakości wody rzecznej na rozpatrywanym odcinku są dane, które uzyskano w ramach monitoringu wód w kraju związkowym Brandenburgia.

Parametry substancji biogenych azot i fosfor wskazują na duże zanieczyszczenie w roku pomiarowym. Skutkiem są wysokie i bardzo wysokie zawartości chlorofilu. Zawartości parametru sumarycznego związków chloroorganicznych (AOX) mieszczą się w przedziale umiarkowanego

zanieczyszczenia Odry. Choć metoda oznaczania metali ogólnych w próbie wody rzecznej jest jeszcze szeroko stosowana, to ocenę jakości wody według tych wyników należy traktować - wskutek dużej zależności od zawartości zawiesiny w próbie - jako duże przybliżenie. Znacznie dokładniejszą metodą jest analiza osadu i zawiesiny. Za interesujący można uznać przebieg roczny krzywej związków łatwo rozpuszczalnych. W przypadku chloropestycydów widać wyraźnie sezonowe zależności tej grupy substancji, których wzmożony spływ na wiosnę prowadzi do ich znacznego stwierdzenia w Nysie Łużyckiej i Odrze (Hohenwutzen). W okresie badawczym nie stwierdzono żadnych lub tylko pojedyncze substancje z grupy łatwo lotnych węglowodorów chlorowcowanych (LHKW) oraz związków aromatycznych BTEX. W grupie EDTA przekroczona została wartość 10 µg/l wyznaczona przez Międzynarodową Komisję Ochrony Łąby. Za nieznaczne należy uznać zanieczyszczenia NTA. Grupy EDTA i NTA są znane przede wszystkim ze względu na ich właściwość przeprowadzania metali ciężkich w związki rozpuszczalne w wodzie.

*** Wprowadzanie ścieków**

Analiza jakości poszczególnych elementów rzeki wymaga również uwzględnienia punktowych źródeł zanieczyszczenia, którymi są zwłaszcza miejsca wprowadzania oczyszczonych ścieków. Z jednej strony stanowią one źródło wielu szkodliwych substancji, z drugiej strony przecenia się jednak wpływ poszczególnych oczyszczalni ścieków na jakość wód rzeki takiej, jak Odra. Jakość ścieków zależy w dużym stopniu od stanu technicznego oczyszczalni. W roku badawczym zmodernizowano kilka oczyszczalni. Szczególnie trwałe charakter miało związane z tym zmniejszenie wprowadzanej ładunku substancji szkodliwych w rejonie miast Eisenhüttenstadt i Frankfurt n. Odrą. W zakresie substancji biogenych (związki N i P), które stanowią istotną przyczynę eutrofizacji na badanym odcinku Odry, istnieją jeszcze liczne możliwości podjęcia działań przez państwa leżące nad tą rzeką w celu zmniejszenia ilości wprowadzanych substancji. Stwierdzenie to odnosi się również do grupy związków chloroorganicznych. Wprowadzanie związków metali ciężkich wiąże się, jak można było oczekiwać, ze źródłami zlokalizowanymi w dorzeczu. W tym kontekście wypada się przyjrzeć zakładowi przemysłowemu EKO Stahl AG. Oczyszczalnia tego zakładu przyczynia się do wzrostu zanieczyszczenia kadmem, rtęcią i ołowiem. W związku z modernizacją komunalnych oczyszczalni ścieków miast Eisenhüttenstadt i Frankfurt n. Odrą w roku badawczym odnotowano zmniejszenie ilości wprowadzanej miedzi, co prawdopodobnie wiąże się ze zmniejszeniem zawartości zawiesiny w ściekach. Zwiększone występowanie chromu, miedzi i niklu odnotowano dla zbiorczego odprowadzania ścieków w rejonie Schwedt. Jako jedyną grupę związków wśród organicznych substancji śladowych zbadano wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne. Głównym ich źródłem były oczyszczalnie komunalne miast, przy czym miasto Eisenhüttenstadt miało najwyższy udział sięgający do 6 µg/l. Wśród pojedynczych związków główny udział mają związki pyrolityczne, a mianowicie fenantren, fluoranten i częściowo piren.

*** Biota (ryby i małże)**

W ramach projektu materiał biologiczny potraktowano ze względu na jego zdolność akumulacji jako jeden z punktów końcowych transportu substancji szkodliwych. Analizą objęto przy tym wybranych przedstawicieli grupy ryb i małży, których różnicowana akumulacja substancji szkodliwych jest prawdopodobnie głównie wynikiem różnych form aktywnego i pasywnego przyjmowania pokarmu. Główne punkty badań tworzyły odcinki Ratzdorf, Frankfurt n. Odrą,

Hohenwutzen i Schwedt na obszarze Odry granicznej. Z prób pobieranych w różnych porach roku nie wynika żadna tendencja. Nie można dostrzec systematycznej zależności metali ciężkich od miejsca połowu. W wątrobie ryb występuje wyraźne nagromadzenie pierwiastków kadm i chrom, które przekracza wskaźniki zastosowane przy porównaniu (dotyczące filetu!). Dla małż odnotowano wyraźnie podwyższone zawartości ołowiu, rtęci i kadmu w miejscach poboru Eisenhüttenstadt, Frankfurt n. Odrą i Hohenwutzen w stosunku do próby kontrolnej (kanał Odra-Sprewa).

Jeżeli chodzi o organiczne substancje śladowe, istnieją tylko bardzo słabe związki między miejscem i czasem połowu dla chloropestycydów występujących w rybach. Podobnie jak w przypadku innych badanych elementów wyższe zawartości występują na początku lata (maj-lipiec), co należy uznać za skutek splukiwania (topnienie śniegu), a tym samym wprowadzania zanieczyszczeń do wód. Ponadto nieco wyższe są zawartości poniżej ujścia Nysy Łużyckiej i w dolnym odcinku rzeki. Wartości graniczne są osiągane lub przekraczane tylko bardzo sporadycznie. Również w przypadku analizowanych prób małż nie można było ustalić żadnej wyraźnej zależności od miejsca połowu, chociaż niektóre związki wskazują na bardziej zanieczyszczony odcinek rzeki koło Frankfurtu n. Odrą. Zawartości PCB w wadze świeżej ryb i w małżach pasiastych osiągają w dolnym odcinku koło Hohenwutzen i Schwedt, co jest zbieżne z zawartościami w osadzie, wyższe wartości niż w górnym odcinku. Zwłaszcza w przypadku małż obciążenie substancjami szkodliwymi wzrasta w kierunku biegu rzeki. Obok możliwych źródeł PCB należy jednak w dolnym odcinku Odry wskazać na zmieniony skład zawiesiny, tzn. znacznie wyższy jest udział elementów drobnoziarnistych, a tym samym zawartość PCB. Fakt ten wyraźnie stwierdzono badając zawartość w małżach z odnogi Odry Querfahrt pod Schwedt. W tym miejscu prąd jest słaby, co łączy się z podwyższoną sedymentacją. Przeanalizowano również grupę związków metaloorganicznych, stwierdzono zaledwie jedno-, dwu- i trójbutylocynę. Na podstawie porównania z Łabą zanieczyszczenie Odry w tej grupie związków można sklasyfikować jako znacznie niższe. Niewielkie obciążenie stanowią również przeanalizowane zawartości polichlorowanych dwubenzodioksyn i dwubenzofuranów, które nie przekraczają wartości wyznaczonych dla spożycia ryb.

* Odkładanie w środowisku wilgotnym

Zanieczyszczenia pochodzące z emisji mogą przedostawać się do wód drogą atmosferyczną - wymywanie powierzchniowe i stanowić znaczne źródło zanieczyszczeń. Za interesujący należy uznać fakt, że nawet tereny oddalone od źródeł emisji mogą wykazywać odpowiednie zanieczyszczenia jakościowe i ilościowe.

Metale rzadkie i półmetale w deszczu i opadzie pyłu występują w aglomeracjach Eisenhüttenstadt-Aurith, Frankfurt n. Odrą i Schwedt w większych stężeniach niż na punktach pomiarowych w Lebus i na posterunku celnym koło Schwedt. Zwłaszcza dla punktu pomiarowego na posterunku celnym koło Schwedt należało oczekiwać większego zanieczyszczenia pochodzącego z pobliskich źródeł przemysłowych. Zwraca również uwagę wysoki udział niklu w zanieczyszczeniach opadowych w punkcie pomiarowym Schwedt (w słabszej formie również w punkcie pomiarowym na posterunku celnym koło Schwedt), co odpowiada również podwyższonemu stężeniu niklu w ściekach pochodzących z oczyszczalni PCK AG Schwedt. Ilościowo największe źródło arsenu i ołowiu stanowi ośrodek przemysłowy Eisenhüttenstadt.

Równomiernie wysokie na całym odcinku rzeki zanieczyszczenie łatwo lotnymi substancjami organicznymi dotyczy przede wszystkim takich związków, jak trójchlorometan,

czterochlorometan, trójchloroetan i czterochloroetan. Wśród nich w Odrze częściej stwierdza się tylko obecność trójchloroetanu i czterochloroetanu. Stwierdzono niewielką obecność substancji z grupy związków PCB i triazyny. Chloropestycydy, zwłaszcza DDT i lindan, wykazują natomiast szczególnie wysoką zawartość w miesiącach letnich na stacji pomiarowej w Aurith. Zawartość PAH w zanieczyszczeniach opadowych wykazuje, jak można było oczekiwać, najwyższy poziom w miesiącach zimowych. Przyczyną niższych ładunków w miesiącach letnich są, obok nieznacznych zanieczyszczeń pochodzenia antropogenicznego (ogrzewanie), procesy fotooksydacji.

Wody opadowe i zawarte w nich substancje szkodliwe poddawane są różnym przemianom na powierzchni ziemi i w ziemi. Dlatego też nie można stwierdzić bezpośredniego związku z jakością wód Odry. Bezpośrednie wprowadzanie zanieczyszczeń przez powierzchnię wód jest bardzo niewielkie w porównaniu z transportem substancji w samej Odrze.

* Gleby rozlewisk

Gleby rozlewisk to kompartment wykazujący bezpośredni związek z rzeką. Coroczne zalewanie poszczególnych odcinków, połączone z sedymentacją zawieszin, prowadzi do zanieczyszczenia gleb rozlewisk. Punkt wyjściowy dla tej części zagadnienia stanowiło założenie, że muszą występować różnice jakościowe między obszarami nie zalewanymi (Lunow 1), niekiedy zalewanymi (Gatow) i często zalewanymi (Lunow 2). Na odcinku rzeki w parku narodowym "Dolna Odra" występują wszystkie trzy rodzaje gleb wyodrębnione ze względu na częstotliwość zalewania. W drodze charakterystyki gleboznawczej określono porównywalne warunki w zakresie rozkładu substratu i jego poziomów.

Zawartość metali ciężkich w strefie Lunow 2 (często zalewanej) jest wskutek zalewania wyraźnie większa niż na pozostałych obu obszarach, co odnosi się do prawie wszystkich metali ciężkich. Prowadząc porównania z wartościami probierczymi w kontekście rekultywacji zanieczyszczonych gleb stwierdzono w niektórych poziomach glebowych wyraźne przekroczenie tych wartości, co dotyczy szczególnie rtęci i arsenu. Ponadto w analizie wykorzystano wskaźniki dla obszarów rozlewiskowych Łaby i Renu. Wartości w profilu glebowym Lunow 2 wykraczają znacznie poza przeciętną, zmierzoną na tych obszarach zawartość metali ciężkich.

Podobne zjawisko zaobserwowano w przypadku organicznych związków pierwiastków śladowych. Również i w tym zakresie najwyższe wartości wykazuje strefa często zalewana Lunow 2, zwłaszcza w obydwóch najwyższych poziomach glebowych. Dotyczy to zawartości wszystkich związków halogenków adsorbowanych, węglowodorów (MKW), PAH, dwufenylów polichlorowanych (PCB), chloropestycydów i dienów. Na przykład w profilach strefy Lunow 1 i Gatow nie stwierdzono zawartości PCB, natomiast gleba w strefie Lunow 2 zanieczyszczona jest w ilości do 208 µg/kg masy suchej.

Za pomocą testów biologicznych zbadać można dyspozycyjność względnie związaną z tym akumulację substancji szkodliwych w organizmach żywych. Wyraźne różnice jakościowe, stwierdzone w poszczególnych strefach w drodze analiz chemicznych, nie znalazły potwierdzenia w zastosowanych testach biologicznych (badane organizmy -

bakterie fluoryzujące, dafnie). Test na bakteriach fluoryzujących umożliwił jedynie wykazanie zróżnicowania pionowego. Należy przyjąć, że dyspozycyjność biologiczna substancji szkodliwych jest znikoma lub silnie ograniczona poprzez właściwości gleby (np. humus, mułki, itp.).

* Woda gruntowa

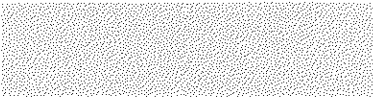
Po skierowaniu biegu Odry do sztucznego koryta na wyższym, prawym brzegu jednostki geologicznej stan wody rzeki wykracza już przy zwykłych stosunkach odpływu poza górną krawędź terenu polderów. W efekcie prowadzi to - w przeciwieństwie do wielu innych rzek - do występowania napływu z Odry do strefy Łęgów Nadodrzańskich. Występujące tu wody powierzchniowe sprawiają, że ten gruntowy przepływ doprowadzany jest ponownie do Odry w znacznym oddaleniu, drogą wodną Hohensaaten-Friedrichsthal. Kompleksowe prace hydromelioracyjne na obszarze Łęgów Nadodrzańskich, prowadzone w latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych, zaostrzyły ten problem drenażu wody. Na polsko-niemieckim odcinku wód granicznych występuje poza Łęgami szereg innych obniżeń terenu (obniżenie pod miejscowościami Ziltendorf i Neuzelle). Przy rozpatrywaniu problematyki odpływu substancji szkodliwych z Odry do Łęgów Nadodrzańskich - zwłaszcza w warunkach ekstremalnych (np. przy występowaniu wysokiej wody) - znaczenie ma ilość dopływu i czas pasażu wody gruntowej. Dominujący wpływ Odry na dynamikę przepływu przejawia się zwłaszcza w wahaniach stanu wód gruntowych.

Również przy analizowaniu rozkładu stężenia wybranych parametrów w warstwie wodonośnej i w Odrze można było zaobserwować związek pomiędzy wahaniami stanu wody w rzece i formacji wodonośnej. Jako wskaźnik przy analizowaniu zależności uwarunkowanych przepływem służyć może np. chlorek, dzięki swym obojętnym właściwościom. W podobnym zakresie przeprowadzono badania substancji odżywczych, które - jak wiadomo - podlegają znacznym wzajemnym oddziaływaniom w formacji wodonośnej. Wysokie stany wody Odry (strefa HQ) prowadzą do zmian stanu wód gruntowych (temperatura, chlorek) zależnych od odległości od koryta rzeki, rejestrowanych z 3-4-tygodniowym opóźnieniem. W przypadku parametru fosfor stwierdzono zależności jedynie w przypadku wód gruntowych w pobliżu rzeki. Reasumując można wyciągnąć wniosek, że za transport substancji szkodliwych z Odry do strefy wód gruntowych odpowiedzialne jest w istotnej mierze nie tyle stężenie substancji w Odrze (w zakresie wahań typowym dla danej pory roku), lecz wyłącznie ciśnienie spiętrzania wody. Innym miarodajnym czynnikiem przy ocenie stosownej sytuacji - oprócz technicznego aspektu przepływu - jest wzajemne oddziaływanie substancja szkodliwa-formacja wodonośna. Analizy parametru chlorek odzwierciedlają w tym kontekście najbardziej niekorzystny przypadek sytuacji awaryjnej względnie rozprzestrzeniania się substancji w wodzie gruntowej.

- Zalecenia dla potrzeb praktyki

Kolejny cel zamierzenia polega na zdefiniowaniu zaleceń dla rutynowego monitoringu ekologicznego. Znaczącą rolę przy analizie i interpretacji wyników odgrywa nie tylko znajomość zależności czysto fizyczno-chemicznych, ale również i warunków panujących "na miejscu". Wyniki uzyskane w ramach tego przedsięwzięcia pozwalają na określenie poniższych wytycznych, przydatnych przy tworzeniu i instalowaniu sieci pomiarowych:

- Dotychczasowe, zakrojone na szeroką skalę programy pomiarów koncentrowały się w swej istocie na fazie wodnej. Z tego też względu obszerny opis rzeki jako systemu ekologicznego możliwy jest jedynie w bardzo ograniczonym zakresie.
- Przy wyznaczaniu charakterystycznych, próbkowanych rutynowo punktów pomiarowych i analizowanych parametrów w wodzie gruntowej należy w celach rozpoznawczych wstępnie wykonywać jednorazowy, szczegółowy monitoring.
- Również rutynowej analizie należy poddać doprowadzanie substancji szkodliwych w ściekach, gdyż w tym przypadku najłatwiej można rejestrować zmiany w obciążeniu substancjami szkodliwymi.
- W ramach rozbudowy sieci pomiarowych należy w przyszłości uwzględniać wszystkie kompartymenty, zwłaszcza biota woda-zawiesina-sedyment w Odrze oraz źródła obciążenia punktowego. Dlatego też zaleca się dotrzymywanie poniższych warunków brzegowych przy tworzeniu i rozbudowie jednolitych sieci pomiarowych na Odrze:
 - * metale ciężkie i lipofilowe substancje organiczne w zawiesinie (co najmniej 13 x w roku)
 - * substancje hydrofilowe w wodzie / łącznie (co najmniej 13 x w roku)
 - * metale ciężkie i lipofilowe substancje organiczne w sedymencie (co 5 lat, profil wzdłużny, po obu stronach rzeki)
 - * muszle w wyeksponowanych miejscach (co najmniej 13 x w roku)
- Spektrum parametrów w przypadku poszczególnych kompartymentów należy określić priorytetowo w oparciu o znaczenie substancji szkodliwych i współczynniki ich rozkładu. Dla ograniczenia nakładów celowe jest szczegółowe rozpatrzenie i analiza wyników z innych zlewni rzek, zwłaszcza w zakresie substancji szkodliwych w postaci pierwiastków śladowych. Dzięki porównaniu zawartości substancji szkodliwych, zarejestrowanych w oparciu o przyjęte w Niemczech założenia i systemy analityczne, można było zdefiniować następujące substancje względnie parametry sumaryczne, mające priorytetowe znaczenie dla programów pomiarów i dekontaminacji dla rzeki Odry:
 - * wszystkie badane metale ciężkie (Zn, Cd, Hg, Cu, As, Pb, Cr i Ni)
 - * parametry substancje odżywcze azot amonowy, całkowity N i P oraz chlorofil a jako parametry następstw eutrofizacji

- 
- * dwufenyle polichlorowane (PCB) z dużym potencjałem obciążenia oraz organiczne halogenki adsorbowane (AOX) i EDTA z podwyższonym potencjałem obciążenia, a także PAH
 - Uwzględnienie wyników programów dotyczących innych kompartmentów - na przykład odkładania w środowisku wilgotnym - jest ważne dla interpretacji substancji szkodliwych występujących w rzece. Analizę hydrologiczną należy poszerzyć o aspekty ekologiczne.
 - W dalszym ciągu należy udoskonalać systemy analityczne i klasyfikacyjne z myślą o przejrzystym przedstawianiu uzyskanych wyników i potencjałów obciążenia wykraczających poza jeden kompartment.

7 Literaturverzeichnis

- ACKERMANN, F.; BERGMANN, H.; SCHLEICHERT, U. Monitoring of heavy metals in coastal and estuarine sediments – a question of grain-size: <20 µm versus <60 µm; – Environmental Technology Letters, Vol. 4, 1983
- AG W2 Oder Untersuchung und Einschätzung der Wasserbeschaffenheit der Grenzgewässer 1996; – Arbeitsgruppe W2 der deutsch-polnischen Grenzgewässerkommission, Teil I und II, 1997
unveröffentlichte Arbeitsmaterialien
- ALBRECHT, D. R. et al. Summenparameter für Kohlenstoffverbindungen und sauerstoffverbrauchende Substanzen, Mineralstoffe, Organische Schadstoffe, Hygienische Kennwerte. – DVVWK Merkblätter 228/1996 Essen 1995
- ANEJA, V. P. Organic compounds in cloud water and their deposition at a remote continental site; – J. Air Waste Manage. Assoc.: 43 (1993); 1239-1244
- ANONYM M/2 Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen; – Technische Regeln der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, 1994
- ANONYM M/3 Vorschlag für die fachlichen Inhalte einer Verordnung zur Durchführung des Bundesbodenschutzgesetzes (Bodenschutz- und Altlastenverordnung, BodSchV) auf der Grundlage der Ergebnisse der Beratung in der Projektgruppe Untergesetzliches Regelwerk; – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 27. März 1997
- ANONYM M/4 Bodenkundliche Kartieranleitung. – AG Bodenkunde, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 3 (KA3) Auflage, Stuttgart, 1982
- ANONYM M/5 Die Brandenburger Liste; – Brandenburger Umweltjournal, S. 17–18, Dezember 1993
- ANONYM M/6 Klärschlammverordnung (AbfKlÄV) vom 15.04.1992; – Bundesgesetzblatt, Teil 1, S. 912-916, Jahrgang 1992
- ARGE ELBE Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See. – Zahlentafel 1995
- ARGE ELBE (1994/95) Schadstoffe in Elbefischen, Belastung und Vermarktungsfähigkeit von der Grenze bis zur See; – Gaumert, T., Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Juli 1996
- ARGE ELBE (1995) Untersuchungen zur Vergleichbarkeit von Analyseergebnissen im Rahmen der Bestimmung von Metallen und chlororganischen Einzelstoffen in schwebstoffbühigen Sedimenten der Elbe; – European Commission Brussels, Forschungsbericht B 4 - 3040 - 93 - 000675, 1995
- ARGE ELBE (1996) Entwicklung der Metallgehalte in Sedimenten der Tidelbe 1979–1994; – Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, 1996
- ATV ATV-Arbeitsbericht. – 1/94, Jahrgang 41, 1994
- BAC92 Bacher R., Ballschmiter K., Separation of Polychlorodibenzo-p-dioxins and -dibenzofurans on the new Polar Stationary Phase DB DIOXIN; – Chromatographia, 34(3/4), 137, 1992
- BEC96 Beck H., Heinrich-Hirsch B., Koss G., Neubert D., Rosskamp E., Schrenk D., Schuster J., Woelfle D., Wuthe J.; Anwendbarkeit von 2,3,7,8-TCDD-TEF fuer PCB fuer Risikobewertungen; – Bundesgesundheitsblatt, 04/96, 141–147, 1996
- BEYER, J.; STEIN, A.; TEICHMANN, H. Weitergehende Abwasserreinigung; – 2. Auflage, Oldenbourg Verlag, München Wien 1993
- BfG 97 Das Oderhochwasser 1997 – Bericht für die Arbeitsgruppe „Aktionsplan Oder“ der IKSO; – Oppermann, R. et al., Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz* Berlin, BfG-1084, 1997
- BIDLEMAN Environ. Sci. Technol. Vol 22; 4, 1988, S. 361
- BJØRSETH, A. Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons; – Marcel Dekker, Inc. New York a. Basel 1983
- BLIEFERT, C. Umweltchemie; – VCH Weinheim
- BLUHM, T.L.; DESLANDES, Y.; MARCHESSAULT, R. H.; PEREZ, S.; RINAUDO, M. Solid state and solution conformation of scleroglucan; – Carbohydrate Res., 100, 117–130, 1982
- BREITUNG, V.; BERGMANN, H. Spurenschadstoffe in Schwebstoffen der Mosel und der Saar; – IKSMS Trier, 1993
- BÜCHEN, M.; BENDER, M.; HANEWALD K.; LIEBL, K. Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt; – Wiesbaden Heft 151, 1993
- CALMANO, W.; FÖRSTNER, U.; SCHOER, J. Verteilung von Spurenmetallen zwischen Lösung und Feststoffen – aktuelle Fragen der Gewässergüte-Praxis an die Sedimentforschung; – Vom Wasser 64, S. 1–16, 1985
- CAM94 Camusso M., Balestrini R., Muriano F., Mariani M., Use of freshwater mussel Dreissena polymorpha to assess trace metal pollution in the lower river Po (Italy), Chemosphere, 29(4), 729–745, 1994
- CHARACKLIS, W.G.; MARSHALL, K.C. Biofilms; – John Wiley, New York, 523 S., 1990
- CHE96 Chevreuil M., Blanchard M., Teil MJ., Carru AM., Testard P. Chesterkoff A., Evaluation of the pollution by organochlorinated compounds (polychlorobiphenyls and pesticides) and metals (Cd, Cr, Cu, and Pb in the water and in the zebra mussel (Dreissena polymorpha) of the river Seine; – Water, Air and Soil Pollution, 88, 371–381, 1996
- CHENU, C.; JAUNET, A.M. Cryoscanning Electron Microscopy of Microbial Extracellular Polysaccharides and their Association with Minerals; – Scanning 14, 360–364, 1992
- DAU90 Dauderer M., Umweltgifte; Kompendium der klinischen Toxikologie; – Teil 3, Band 13, ecomed Verlagsgesellschaft München, 1990
- DÄMMGEN, U.; KÜSTERS, A.; MAX, W. Depositions-Wandermeßstelle Meßprogramm Elm, Entwicklung (Aufbau und Erprobung eines Niederschlags-Sammelsystems zur Erfassung von Stoffeinträgen aus sedimentierenden Depositionen); – Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim (1995)
- DEGENS, E. Molecular mechanisms on Carbonate, Phosphate and silica deposition in the living cell; – Topics in Current Chemistry, Springer-Verlag, 64, 1–111, 1979
- DRIESCHER, E. GELBRECHT, J. STELLMACHER, R. Phosphat im unterirdischen Wasser – 2. Mitteilung: Zum Verhalten von Phosphat bei der Uferfiltration; – Acta hydrophys., Berlin 33 (1989) 2/3, 75–101
- DWD (1993) Amtliches meteorologische Gutachten Nr. 82–93; – Zentralstelle für hydrometeorologische Entwicklung und Anwendung Berlin-Buch, 1993
- DWD (1995) Amtliches meteorologisches Gutachten; – Wetteramt, Potsdam, 1995
- EIDAM, J.; LEHMANN, J.; PUFF, T.; FIETZ, J. Einfluß des Phasenbestandes von Schwebstoffen und Sedimenten auf die Bildung und Mobilisierung von Schwermetallen; – in: LAMPE, R. (Ed.): Greifswalder Bodden und Oderästuar-Austauschprozesse (GOAP), Zwischenbericht 1993/94, 1994
- EISMA, D. Suspended matter in the aquatic environment; – Springer-Verlag Berlin New York, 315 S., 1993
- EYRICH, A. Isopachenkarte des Auechms einschließlich organogener Sedimente; – VEB Geologische Forschung und Erkundung, Berlin, 1971
- FIETZ, J. Die Schwebstoffe des Odermündungsgebietes; – Diss. Univ. Greifswald, 139 S., 5 Anl., 1996

- FLEMMING, H.C. Biofilme und Wassertechnologie. Teil I: Entstehung, Aufbau, Zusammensetzung und Eigenschaften von Biofilmen. – Gas Wasser Fach, 132, 197–207, 1991
- FOKEN, TH.; DLUGI, R.; KRAMM, G. On the determination of dry deposition and emission of compounds at the biosphere-atmosphere interface; – Meteorol.Zeitschrift, N.F. 4, 91–118, 1995
- FÖRSTNER, U.; MÜLLER, G. Schwermetalle in Flüssen und Seen. – Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 1974
- FOWLER Removal of sulfur and nitrogen compounds from the atmosphere in rain and dry deposition; – 1980
- FURTMANN, K. Phthalate in der aquatischen Umwelt; – LWA-Materialien Nr. 6/93;
- GEY87 Geyer H.-J., Scheunert I., Korte F.; Bioakkumulation von 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (TCDD) und anderer polychlorierter Dibenzop-dioxine (PCDDs) in aquatischen und terrestrischen Organismen sowie im Menschen, VDI-Berichte, 634,317,1987
- GIEBEL,H. Qualitative Beziehung zur Wechselbeziehung zwischen Rheinwasser und Grundwasser im Meißprofil Urmitz; – Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz 1993
- GIEBEL, H.; GÖLZ, E.; THEIS, H.-J.; UBELLB, K. Hydrogeologie und Grundwasserhaushalt im Neuwieder Becken; – Bes.Mitt.z.Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr. 54, Koblenz, 1990
- GRASSBAUER, M.; PALECZEK, S.; RENDL, J.; KASPER, A.; PUXBAUM, H. Inorganic constituents in aerosol, cloud water and precipitation collected at the high alpine measurement station Sonnblick: Sampling, analysis and exemplary results; – Fresenius ,J.Anal.Chem (1994) 350; 431–439
- GREGOR, H. D. Grenzen der Belastbarkeit von Ökosystemen gegenüber Depositionen; – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 3/95, 1995, Internationales Symposium: Grundwasserunsauerung durch atmosphärische Deposition (1995)
- GREGORY, J. Effect of polymers on colloid stability. – in: IVES, K.J.: The scientific basis of flocculation. – Siithoff and Nordhoff, Alphen aan de Rijn, The Netherlands, 89–99, 1978
- HANNAPPEL, S.; LAUTERBACH, D.; VOGELT, H.-J.: Basisbericht zur Grundwassergüte des Landes Brandenburg; – Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Titelfreihe Nr.15, Potsdam 1996
- HANNAPPEL, S.; TIEMER, K.; LAUTERBACH, D.; VOIGT, H.-J. Konzept zum Grundwasser-Monitoring für das Land Brandenburg, T.Grundwasserstand; – UWG und GFI, Berlin und Dresden, 1997
- HEEMKEN, O.; STACHIEL, B. Zeitliche und örtliche Variabilität von organischen Stoffen in Schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe bei Hamburg-Blankenese und der Mulde bei Dessau. – Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Dezember 1996
- HEINISCH, E.; WENZEL, S. Gewässerzustand des Spree-Oder-Systems zur Prüfung der Oderwasserüberleitung; – 1994
- HELLMANN, H. Umweltanalytik von Kohlenwasserstoffen; – Georg Thieme Verlag, 1995
- HOCK, B.; ELSTNER, E. Schadwirkungen auf Pflanzen; – 1987
- HÖLSCHER, J. et. al. Untersuchung von Niederschlagswasser 1988 bis 1992; – NLÖ (1992), Schriftenreihe Berichte (Eigenverlag)
- HUTZINGER, O. FIEDLER, H.: From source to exposure: Some open questions; – Chemosphere 27 , 121–129; 1993
- IKSO Das Sofortprogramm zum Schutz der Oder gegen Verunreinigungen. – unveröffentlichter 1. Entwurf der Arbeitsgruppe W1, Internationale Kommission zum Schutz der Oder, Wroclaw 1998
- IKSE Ergebnisse der Elbeforschung 1991–1995. – 1997
- IKSE (1997) Bewertung der Ergebnisse aus der Elbeschadstoffforschung – Empfehlung für die Praxis; – Braun, M (IKSR), IKSE-Workshop April 1997 GKSS Geesthacht
- IKSMS/CIPMS Spurenschadstoffe in Schwebstoffen der Mosel und der Saar; – Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, 1993, Trier
- IKSR (1996) Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Rheinwassers und des Schwebstoffes 1994; – Koblenz 1996
- IKSR (1994) Aktionsprogramm Rhein – Stoffdatenblätter für die Zielvorgaben; – 1994
- IKSR (1995) Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Rheinwassers und des Schwebstoffes 1993; – IKSR 95/310, 1995
- JONAS, G. (1991) Die Diatomeen aus Oder und Kleinem Haff und ihre Indikatoreigenschaften für bestimmte Zustandsbedingungen des Wassers. – Diplomarbeit Univ. Greifswald, 66 S.
- KAHNT, D.; STEINN, B.; Historische Hochwässer der Oder bis zum Ende des 19. Jahrhunderts; – LUA Brandenburg, Frankfurt(Oder), (unveröffentlicht), 1996
- SCHMIDT, E.; HODDE, H. KAUSCH, H. Schwebstoffe und ihre Bedeutung für die Ökologie der Ästure. – Proc. 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Budweis 1996, 25–30, 1996
- KÄHLER, W.M. Statistische Datenanalyse mit SPSS/PC; – Vieweg Verlag Braunschweig, 1992
- KIRCHNER, H.-E. Zur Mineralogie und Geochemie von von Sedimenten der Oder. – Diplomarbeit Univ. Greifswald, 58 S., 1994
- KLEIN, W.; KÖRDEL, W.; KRAUSE, G.H.M.; WIESNER, J. Dioxine und Phthalate im Boden – eine kritische und vergleichende Bewertung; – 1995
- KNAPP, D. R. Handbook of Analytical Derivatization Reactions; – John Wiley & Sons, New York 1979
- KNAUTH, H.-D. UBA Berichte 8/93; Vorkommen und Verhalten organischer und anorganischer Mikroverunreinigungen in der mittleren und unteren Elbe, Erich Schmidt Verlag, 1993
- KOCH, R.; WAGNER, B. O. Umweltchemikalien; – VCH Verlagsgesellschaft, 2. Auflage 1991
- KOOPS, H.-P.; KARBE, L. Bakterielle Stoffumsetzungen in der Tide-Elbe. – in: Tätigkeitsbericht des SFB 327, Universität Hamburg, 285–328 S., 1994
- KRAUSE, F. Phasenanalytische und chemische Untersuchungen an Schwebstoffen und Sedimenten der Oder, des Oderhaffes und angrenzender Gewässer. – Diplomarbeit Univ. Greifswald, 88 S.; 1992
- KREUTZMANN, J.; HOLZ, J.; JANDL, G. Untersuchung des atmosphärischen Stoffeintrages in Nord- und Ostsee; – UBA, 1995, FKZ 10402667
- LAHMANN, E. Schwermetallniederschläge in der Bundesrepublik Deutschland; – VDI-Berichte Nr. 837 (1990) 78
- LANDTAG BRANDENBURG Bericht über Zielplanung und Förderkonzepte für den Abwasserbereich im Land Brandenburg, Abwasserzielplanung; – Drucksache 1/3113, Anlage 7, 1994
- LANGKUTSCH, U. Hydrogeologisches Teilgutachten „Melioration Oderbruch“, – VEB Hydrogeologie Nordhausen, Berlin, 1971
- LANGKUTSCH, U. Hydrogeologischer Ergebnisbericht „Batztow“; – VEB Hydrogeologie Nordhausen, Berlin, 1973
- LAWA (1976) Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. – 1976
- LAWA (1993) Atmosphärische Deposition – Grundsatzpapier; – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1993
- LAWA (1996) Atmosphärische Deposition – Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit; – 1996
- LAWA-AK „ZV“ (1996) Strategiepapier Gewässergüteklassifizierung Chemie (Entwurf/Stand: 26.04.96)

- LAWA-AK „ZV“ (1998) Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation – ; – LAWA-Arbeitskreis „Zielvorgaben“ 1998
- LEHMANN, J.; FIETZ, J.; EIDAM, J.; PUFF, Th. Veränderungen der Spurenelementgehalte von Schwebstoffen im Mündungsbereich der Oder. – Zbl.Geol.Paläont. Teil I, 1995, H.1/2, 217–228, 1996
- LEVSEN, K. et. al. Organische Schadstoffe im Regenwasser; – Fraunhoferinstitut für Toxikologie und Aerosolforschung, Abschlußbericht 1990
- LUA (1996) Luftqualität in Brandenburg – Jahresbericht 1995; – (Hrsg.): Landesumweltamt Brandenburg 1996
- LUA (1997) Das Sommerhochwasser an der Oder 1997; – Studien und Tagungsberichte Band 16 (Hrsg.): Landesumweltamt Brandenburg 1998 (ISSN 0949-0838)
- MAL95 Malisch R., Dioxine, CLUA Freiburg, Jahresbericht 1995, 198–218
- MATZNER,E.; ALEWELL, C. Zur Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der Grundwasserversauerung; – Inf. des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 3/95, 1995, Internationales Symposium: Grundwasserversauerung durch atmosphärische Deposition (1995)
- MERIAN, E. Metals and their compounds in the environment; – VCH Weinheim, New York Basel, 1991
- MONSE, M.; HIEROLD, W. Bodenkundliche Kennzeichnung ausgewählter Auestandorte der Oder. – Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF e.V.), Forschungsstation Eberswalde, Ergebnisbericht (unveröffentlicht) 1997
- MOR95 Morrison H., Yankovich T., Lazar R., Haffner GD.; Eliminationrate constants of 36 PCBs in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and exposure dynamics in the Lake St. Clair – Lake Erie corridor; – Can J Fish Aquat Sci, 52,2574–2582,1995
- MUDRACK, K. KUNST, S. Biologie der Abwasserreinigung; – Gustav Fischer Verlag, 3. Auflage, Stuttgart 1919
- MÜLLER, G. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins – Veränderungen seit 1971; – Umschau 79, S. 778–783, 1979
- MÜLLER, G. Reihung gewässerrelevanter, gefährlicher Stoffe aufgrund ihrer Exposition und Wirkung für 993/94; – UBA-Texte 40/97
- MÜLLER, G.; YAHYA, A. Schadstoffbelastung in Böden von Hochwasserüberflutungsflächen des Rheins – Literaturstudie und Zusammenstellung vorhandener Untersuchungen; – Institut für Sedimentforschung der Universität Heidelberg im Auftrag des Landesamtes für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, 1992
- MÜLLER, D.; Anorganische Schadstoffbelastung der Böden des Überflutungsgebietes Oberes Elbetal; – Wasser & Boden 49, S. 15–20, 1997
- NAGEL,H. D.; SMIAATEK, G.; WERNER, B. Das Konzept der kritischen Eintragsraten als eine Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und Qualitätskriterien; – Sachverständigenrat für Umweltfragen (Hrsg.), Bd. 20, 1994
- NIEDERSÄCHSISCHES UMWELT-MINISTERIUM Bericht Weseruntersuchungsfahrt 1992; – in Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung der Weser 1992; – Hannover
- NOACK, U.; SCHEERBAUM, D. Ökotoxikologische Beurteilung von Sedimenten aus Schleusen – Kanälen der Mittelweser; – Wasser und Boden 44(3) 1992, Sonderdruck
- OKRUSZKO, H.; DIRKSEN, W. Investigations on the quantity of diffuse entries in the rivers of the catchment area of the Odra and the Pomerian Bay to develop decision facilities for an integrated approach on water protection; – UBA, 1997
- OOS96 van der Oost R., Opperhuizen A., Satumalay K., Heida H., Vermeulen N.P.E., Biomonitoring aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*) – I, Bioaccumulation biota-sediment ratios of PCBs, OCPs, PCDDs and PCDFs; – Aquatic Toxicology 35, 21–46, 1996
- OXY95 Oxyinos K., Schramm K. W., Marth P., Schmitzer J., Kettrup A., Chlorinated hydrocarbons- (CHC) and PCDD/F-levels in sediments and breams (*Abramis abramis*) from the river Elbe (contribution to the German Environmental Specimen Banking); – Fresenius J Anal Chem, 353,98–100,1995
- PAUS, L. Ausbreitungsverhalten von CKW in der ungesättigten ungesättigten Bodenzone; – 12. DEHEMA-Fachgespräch Umweltschutz, Leipzig, 8. – 10. Oktober 1996
- PHI95 Phillips D.H., The chemistries and environmental fates of trace metals and organochlorines in aquatic ecosystems; – Marine Pollution Bulletin, 31(4–12),193–200,1995
- QUAST, J. Drängewasserberechnung „Oderbruch“; – IfW Berlin und TU Dresden, 1972
- QUENTIN, K. E.; BALLSCHMITTER, K.; HALTRICH, W.; KÜHN, W.; NIEMITZ, W. Halogenorganische Verbindungen in Wässern; – UBA (1987), FKZ 102 04 323
- RAHMEN-ABWASSER-VwV Allgemeine Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderung an das Einleiten an Abwasser in Gewässer v. 31.07.1996; – BGBl.: I Jahrgang 1997, Nr.19, S. 566 ff.
- RAI96 Rainbow PS, Heavy Metals in Aquatic Invertebrates;– Environmental Contaminants in Wildlife, Lewis Publ. Boca Raton, 1996, 405–426
- RÄDLEIN, N.; HEUMANN, K. G. Size fractionated impactor sampling of aerosol particles over the Atlantic Ocean from Europe to Arctica as a methodology for source identification of Cd, Pb, Ti, Ni, Cr and Fe; – Fresenius J.Anal.Chem. (1995) 352; 748–755
- RICHTER, D. Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann Niederschlagsmessers; – Berichte des DWD, 194, 1995
- RIESS, M. H.; WEFERS, H.; Ökotoxikologische Bewertung von Sedimentschadstoffen – Ableitung von Orientierungswerten und Klassifizierung unter Bodenschutzaspekten; – 1997 Roemp, Chemielexikon Georg Thieme Verlag 1993
- WEIGEL, H.-P.: Beeinflussung der Grundwasserqualität durch luftgetragene organische Schadstoffe; – UBA-Forschungsvorhaben BE 1991
- RUPRECHT; RENNER; MÜHLHAUSEN
- SCH94 Scharenberg W., Gramann P., Pfeiffer W. H.; Bioaccumulation of heavy metals and organochlorines in a lake ecosystem with special reference to bream (*Abramis brama* L.); – The Science of the Total Environment, 155,187–197,1994
- SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. Lehrbuch der Bodenkunde;– 13. Auflage, Enke Verlag, Stuttgart, 1989
- SCHLEYER, R.; RENNER, I.; MÜHLHAUSEN, D. Immissionsbelastungen – Konsequenzen für die Grundwasserqualität; – UBA (1991), FKZ 102 02 608
- SCHMIDT, E. Anwendungsbeschreibung des Programmes STYX zur statistischen Analyse von Grundwasserdaten; – Fachbeiträge des LUA Brandenburg, Potsdam., 1995
- SCHMIDT, R.; DIEMANN, R. (Hrsg.) Erläuterungen zur Mittelmäßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK); – i.A. des Forschungszentrums für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR – Bereich Bodenkunde/Fernerkundung Eberswalde, 1981
- SCHOLZ, E. Die naturräumliche Gliederung Brandenburg; – Pädagogisches Bezirkskabinett Potsdam, 1962
- SCHÖTTLER, U.; SCHULTER-EBBERT, U. Schadstoffe im Grundwasser; – Deutsche Forschungsgemeinschaft, Band 3, VCH mbH Weinheim 1995

- SCHULTZE, J. Die Naturbedingten Landschaften der Deutschen Demokratischen Republik; – VEB Geographischkartographische Anstalt Gotha, 1955
- SCHÜTZE, H. et al. Bodennormwerte für das Land Brandenburg; Schadstoffe und Schwermetalle – 1995; – Abschlußbericht, AUA GmbH Jena im Auftrag des Ministeriums für Umweltschutz, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Dezember 1995
- SU96 Sijm DTHM., Opperhuizen A., Dioxins: An Environmental Risk for Fish; – Environmental Contaminants in Wildlife, Lewis Publ. Boca Raton, 1996, 209–s228
- SONNENBURG, F. Eine Zusammenfassung, Auswertung und Bewertung des vorhandenen Informationsmaterials über die Oder und ihre deutschen Nebenflüsse. – Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Frankfurt(O) 1993 (1994)
- SONNENBURG, F.; HABERLAU, U. ENGELKE, M. HENTSCHEL, H. Auswertung des Untersuchungsprogrammes 1993 zur Oder und ihrer deutschen Zuflüsse unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle und organischer Spurenstoffe in der Wasserphase. – Berichte aus der Arbeit 1994, S. 132–s140, (Hrsg.): Landesumweltamt Brandenburg
- STA96 Stachel B., Reincke H., Kuballa J., Jantzen E., Hempel M.; Bioakkumulation von Organozinnspezies in Elbe-Brassen, Posterbeitrag zum 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar in Budweis, 1996
- STACHEL, B. Untersuchungen zur Vergleichbarkeit von Analyseergebnissen im Rahmen der Bestimmung von Metallen und chlororganischen Einzelstoffen in schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe; – ARGE Elbe, 1995
- STACHEL, B.; HEEMKEN, O. Zeitliche und örtliche Variabilität von organischen Stoffen in schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe bei Hamburg-Blankenese und der Mulde bei Dessau; – ARGE Elbe, 1996
- STEFFEN, D. Richtwerte zur Beurteilung von Schwermetallen in Flußsedimenten; – Wasser und Boden 41, Heft 4, 1989, S. 240–242
- STEINBACH, G. Weitere Überlegungen zur Perzentilproblematik; – Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz 1993
- STURM, R.; GANDRAß, J.; KNAUTH, H.-D.; BEHLING, R.-D. Schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe im Flußmündungsgebiet von Weser und Elbe; – Sonderdruck aus GKSS Jahresbericht 1989, S.21–35
- SUZ92 Suzuki T., Matsuda R., Saito Y., Molecular Species of Tri-n-butyltin Compounds in Marine Products, J Agric Food Chem, 40, 1437–1443, 1992
- TERYTYZE, K. (1993) Anreicherung und Verteilung von Schwermetallen und anderen Elementen in Oberflächensedimenten der Berliner Gewässer und ihres Umlands; – Acta hydrochim. hydrobiol. 21, S. 8–20, 1993
- TJUTJUNOWA, F. I. Physiko-chemische Prozesse in Grundwässern; – VEB deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1980
- TOBIES, S. Phasenanalytische Untersuchungen an Schwebstoffen der Oder. – Diplomarbeit Univ. Greifswald, 51 S., 1990
- TUREKIAN, K.; WEDEPOHL, K. H. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. – Bull. Geol. Soc. Am., 72, 175–192, 1961
- UBA (1993) UN ECE Convention on long range transboundary air pollution; – UBA Texte 25/93 – aktualisierte Fassung 1994
- UBA (1994) Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und -Standards; – UBA Texte 64/94
- VDI (1972) Bestimmung des partikelförmigen Niederschlags mit dem Bergerhoff-Gerät (Standardverfahren); – VDI-Richtlinie 2119 Blatt 2, 1972
- WALDER, CH.; GIEßL, H.; IRION, L.; KIRCHOFF, J.; HURLE, K. Pflanzenschutzmittel im Niederschlagswasser; – Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. 43 (1991), 185–191
- WERNER, L.; UHLMANN, W.; STEYER, D.; SCHULZ, F. Einschätzung der Niederschlagsbeschaffenheit an ausgewählten Standorten der DDR unter besonderer Berücksichtigung der Versauerungskapazität; – WWD Obere Elbe/Neiße; Forschungsbericht Teil 3, Dresden-Lauchhammer, April 1989
- WES96 Wesp H. F., Rippen G.; Aktualisierung von Verzehrsdaten und Aufnahme Polychlorierter Dibenzo-p-dioxine und Dibenzo-furane durch den Menschen; – Deutsche Lebensmittel-Rundschau, 92,375–381,1996
- WILLME, U.; BAHRIG, B.; KAZCMARCYK, B. Entwicklung und Anwendung einer AAS/Voltametrischen Speziesdifferenzierung von Schwermetallen im Grundwasser; – Vom Wasser 74, S. 107–118, 1990
- WOLF, P. H. Informationen zur Dioxin-Problematik; – GIT Fachz. Lab. 6/92 1992
- ZETSCH; BECKER VDI Berichte Nr. 745, 1989, S. 97
- ZGI Hydrogeologisches Kartenwerk der DDR im Maßstab 1:50 000; – Zentrales Geologisches Institut, Berlin, 1984

Danksagung

Für die Förderung des Vorhabens möchten wir uns beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, vertreten durch das Umweltbundesamt bedanken. Insbesondere gilt dieser Dank dem fachlichen Betreuer des Vorhabens, Herrn Dr. Volker Mohaupt, der neben kritischen, aber fachlich wertvollen Hinweisen ein hohes Maß an zeitlicher Geduld für die Bearbeitung der komplizierten Problematik aufbringen musste.

Besonderen Dank gilt auch Herrn Dr. Lothar Kalbe, Abteilungsleiter Ökologie und Umweltanalytik im Landesumweltamt Brandenburg, der neben seinem richtungsweisenden, ökologischen Wirken zu den Initiatoren des Vorhabens gehörte.

Aus dem Kreis der mitwirkenden Fachkolleginnen und -kollegen fällt es schwer, einzelne Personen zu nennen. Ohne zusätzliche, über das normale Maß hinausgehende Arbeiten und Initiativen wäre dieser Bericht nicht in der Form und Vielfalt entstanden.

Ein ganz besonderes Dankeschön gehört der im Rahmen des Vorhabens beschäftigten Mitarbeiterin Frau Diplom-Chemikerin Hania Borhardt, deren hoher Motivation auch noch so schlechte Witterungsbedingungen bei der Probenahme oder zu nehmende verwaltungstechnische Hürden nichts anhaben konnten.

Berichtskennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 99 - 004	2.	3.
4. Titel des Berichtes Untersuchung der Oder zur Belastung der Schwebstoff- bzw. Sedimentphase und angrenzender Bereiche		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Sonnenburg, Frank Borchardt, Hania et. al.	8. Abschlußdatum 31. Dezember 98	
	9. Veröffentlichung April 99	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Landesumweltamt Brandenburg Berliner Straße 21-25 14467 Potsdam	10. UFAPLAN-Nr. 294 24 393	
	11. Seitenzahl 283	
	12. Literaturangaben 150	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt Bismarckplatz 1 1000 Berlin 33	13. Tabellen 94	
	14. Abbildungen 193	
15. Zusätzliche Angaben		
<p>16. Kurzfassung</p> <p>Der Bericht enthält</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ eine Darstellung der Hydrologie des Odereinzugsgebietes (speziell des deutschen Teiles) ■ eine Charakterisierung der mineralogischen und geochemischen Zusammensetzung der Schwebstoffe der Oder ■ Bei der Auswertung von Untersuchungen der Sedimente, der Schwebstoffe und der Wasserphase in der Oder auf Standard- und Summenparameter, Schwermetalle sowie organische Schadstoffe aus dem Jahr 1996 wurden als prioritäre Stoffe herausgearbeitet <ul style="list-style-type: none"> – in Schwebstoffen: Zn, Cd, Hg, Cu, As, Pb, Cr, Ni, PCB, PAK – in der Wasserphase: Nährstoffe, Chl-a, AOX EDTA ■ eine Kurzcharakteristik wichtiger Abwassereinleiter ■ eine Auswertung der Untersuchung von Brassen und Dreikantmuscheln in der Oder auf organische Schadstoffe und Schwermetalle, bei der nur in wenigen Fällen eine Überschreitung der Rückstandhöchstmengen festgestellt wurden ■ Darstellung der Ergebnisse ergänzender Untersuchungen der Schadstoffe in der atmosphärischen Deposition sowie in Aueböden und im Grundwasserabstrom aus der Oder in das Oderbruch <p>Es wird empfohlen, hydrophile Stoffe im Wasser, Schwermetalle und lipophile organische Stoffe in Schwebstoffen und exponierten Dreikantmuscheln jeweils 13 mal pro Jahr zu untersuchen. Speziell ist o.g. Liste prioritärer Stoffe zu beachten. Ergänzend sollte alle 5 Jahre uferseitige Längsprofil der Sedimente auf Schwermetalle und lipophile organische Stoffe untersucht werden.</p>		
<p>17. Schlagwörter</p> <p>Oder, Beschaffenheit der Sediment-, Schwebstoff-, Wasserphase, Abwasser, Biota (Fische, Muscheln), Auböden, atmosphärische Deposition, Grundwassertransport, Grundwasserbeschaffenheit</p>		
18. Preis	19.	20.

REPORT COVER SHEET

1. Report No. UBA-FB 99 - 004	2.	3.
4. Report title Untersuchung der Oder zur Belastung der Schwebstoff- bzw. Sedimentphase und angrenzender Bereiche		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) Sonnenburg, Frank Borchardt, Hania et. al.		8. Report Date 31. Dezember 98
		9. Publication Date April 99
6. Performing Organisation (Name, Address) Landesumweltamt Brandenburg Berliner Straße 21–25 14467 Potsdam		10. UFOPLAN-Ref. No. 294 24 393
		11. No. Of Pages 283
		12. No. Of References 150
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt Bismarckplatz 1 1000 Berlin 33		13. No. of tables 94
		14. No. of Figures 193
15. Supplementary Notes		
<p>16. Abstract</p> <p>The report contains</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ a characterisation of the hydrology of the River Oder catchment (esp. of the German part) ■ a characterisation of the mineralogical and geochemical composition of suspended matter in the River Oder ■ an analysis of investigations of the sediments, the suspended solids and the water in the Oder from 1996, containing measurements on standard and sum parameters, heavy metals and organic hazardous substances. It worked out a priority of substances <ul style="list-style-type: none"> – in suspended matter: Zn, Cd, Hg, Cu, As, Pb, Cr, Ni, PCB, PAK – in water: nutrients, Chl-a, AOX, EDTA ■ a short characteristic of important waste water sources ■ an analysis of organic hazardous substances and heavy metals investigations in fishes (Brassen) and mussels (Dreikantmuschel) with crossing of limits ■ results of supplementary investigations of hazardous substances in atmospheric deposition, wetland soils and groundwater infiltrations from the Oder into the Oderbruch <p>It is to recommend, 13 x per year to analyse</p> <ul style="list-style-type: none"> – the water-soluble compounds in water; – the heavy metals and fat-soluble organic compounds in suspended solids and in mussels. <p>Complementary analyses of bottom sediments of heavy metals and fat-soluble compounds with a 5-year interval along the riverbanks are recommend too. The list of priority compounds is to observe.</p>		
<p>17. Keywords</p> <p>river Oder, quality of bottom sediment and suspended matter, quality of water, sewage, Biota (fishes, mussels), wetland soils, bulk depositions and deposition of organic compounds, transport in groundwater, quality of groundwater</p>		
18. Price	19.	20.

Schriftenreihe „Studien und Tagungsberichte“ (ISSN 0949-0838)

- Band 1 **Geotechnik im Deponiebau**
Ausgewählte Beiträge aus den Geotechnischen Seminaren des Landesumweltamtes Brandenburg 1992/94 (1994)
- Band 2 **Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg**
Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg – dezentrale Lösungen – Tagungsbericht über das Abwassersymposium am 21.10.1992 (1993)
- Band 3 **Das Trockenjahr 1992 im Land Brandenburg**
Eine Modellbetrachtung aus wasserwirtschaftlicher Sicht – Studie (1994)
- Band 4 **Abfallwirtschaft und Bergbau**
Beiträge der Fachtagung „Abfallwirtschaft/Kreislaufwirtschaft – Herausforderung für die Region Cottbus und die Braunkohlenindustrie“ am 05./06.04.1995 (1995)
- Band 5 **Luftqualität 1975 bis 1990**
Ein Rückblick für das Gebiet des heutigen Landes Brandenburg – Studie (1995)
- Band 6 **Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen**
Bergbaubedingte Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen – Analyse, Bewertung und Prognose – Untersuchungen im Lausitzer Braunkohlenrevier – Studie (1995)
- Band 7 **Rüstungsaltpasten**
Beiträge des Fachseminars „Rüstungsaltpasten“ am 22.06.1995 in Potsdam (1995)
- Band 8 **Die Havel**
Naturwissenschaftliche Grundlagen und ausgewählte Untersuchungsergebnisse – Studie (1995)
- Band 9 **Rieselfelder Brandenburg-Berlin**
– Fachtagung „Rieselfelder Brandenburg-Berlin“ im Februar 1995
– Bericht des Wissenschaftlich-technischen Beirates Rieselfelder (WTB) vom Dezember 1995 (1995)
- Band 10 **Ausweisung von Gewässerrandstreifen**
Studie zur Erarbeitung von Grundlagen für die Ausweisung von Gewässerrandstreifen – Studie (1996)
- Band 11 **Ökologietage Brandenburg I**
– Natur- und Ressourcenschutz durch nachhaltige Landnutzung – Fachtagung des Landesumweltamtes am 06.11.1996 – Tagungsbericht (1996)
- Band 12 **Radioaktive Altlasten auf WGT-Flächen**
Erfassung und Sanierung radioaktiver Belastungen auf ehemaligen WGT-Liegenschaften im Land Brandenburg – Studie (1996)
- Band 13/14 **Rieselfelder südlich Berlins**
– Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer – Gemeinsamer Abschlußbericht 1996 (1997)
- Band 15 **Die sensiblen Fließgewässer und das Fließgewässerschutzsystem im Land Brandenburg** – Studie (1998)
- Band 16 **Das Sommerhochwasser an der Oder 1997** – Fachbeiträge anlässlich der Brandenburger Ökologietage II – Studie (1998)
- Band 17 **Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft – Leitbildentwicklung** – Studie (1998)
- Band 18 **Landschaftsökologische Untersuchungen an einem wiedervernässten Niedermoor in der Nuthe-Nieplitz-Niederung** – Studie (1998)
- Band 19 **Umweltradioaktivität** – Bericht 1998 für das Land Brandenburg (1999)
- Band 20/21 **Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- bzw. Sedimentphase und angrenzender Bereiche**
– Forschungsbericht 1998 (Anlagenband gesondert) (1999)
- Band 22 **Schadstoffbelastung von Böden im Nationalpark „Unteres Odertal“ vor und nach dem Oderhochwasser 1997**
– Studie 1999

Herausgeber:

Landesumweltamt Brandenburg (LUA)
Berliner Str. 21–25
14467 Potsdam
FON: 0331/23 23 259 FAX: 0331/29 21 08
e-mail: infoline@munr-lua-p-b.brandenburg.de

Schutzgebühr je Band 15 DM; Doppelband 20 DM