

Bachelorarbeit

zum Thema

**Analyse ökotoxikologischer Testergebnisse von Hamburger
Elbsedimenten in Beziehung zu Schadstoffgehalten und weite-
ren sedimentbezogenen Parametern**

von

Nele Martens

(Matrikel-Nr.: 1959099)
im Rahmen des Studiengangs
Umwelttechnik



HAW - Hochschule für Angewandte
Wissenschaften Hamburg - Fakultät
Life Sciences

Ulmenliet 20
21033 Hamburg

Erstgutachterin
Prof. Dr. C. Floeter

HPA - Hamburg Port Authority AöR -
WI23 Umweltservice Baggergut

Neuer Wandrahm 4
20457 Hamburg

Zweitgutachterin
Dr. Maja Karrasch

ABSTRACT

The aim of the current study was to figure out how far ecotoxicological test results correlate with sediment parameters (e.g. content of contaminants and nutrients) and whether a causal based correlation seems plausible regarding literature data. A further purpose of this study was to identify those parameters, which potentially influence the results of the bioassays particularly and therefore should be regarded in further statistics and laboratory tests.

In the present study a database of chemical, physico-chemical and ecotoxicological results of sediment samples taken from the Elbe in Hamburg ($n = 606$), quantified from 2005 – 2016, have been analysed statistically. Hence, a correlation analyses according to *Spearman* has been performed to review the relationship between ecotoxicological test results (% effect of whole sediment bioassay with *Arthrobacter globiformis* and *Corophium volutator* (DIN EN ISO 16712) as well as pT-value and % effect in dilution stage G1 of bioassays in pore water (PW) and eluate (EL) performed with *Vibrio fischeri* (DIN EN ISO 11348-2), *Desmodesmus subspicatus* (DIN 38 412-33), *Daphnia magna* (DIN 38 412-30) and *Phaeodactylum tricornutum* (DIN EN ISO 10253)) and the contaminant content in sediments (heavy metals in whole fraction and fraction $< 20 \mu\text{m}$, organic contaminants in whole fraction and fraction $< 63 \mu\text{m}$) and associated parameters in sediment (e.g. grain size) and in PW and EL (e.g. ammonia, conductivity). The number of values included into the correlation analyses varied from 34 to 757 (majority > 400) due to different numbers of determination for each test and parameter. Because of the huge amount of sample results, low absolute correlation coefficients $|r|$ are considered statistically significant. Due to ties, the calculation of significance is furthermore not totally accurate. That is why the focus of the analyses was on the correlation coefficients.

The results show that both relations between the whole sediment bioassays and parameters on the one hand and the associated parameters determined in sediment samples and the ecotoxicological results on the other hand are *weak* ($|r| < 0,50$ in all cases). Though, regarding the tests performed in the water phase *V. fischeri* correlated with $r = 0,68$ (% inhibition G1) and $r = 0,58$ (pT-value) with the content of DOC (Dissolved Organic Carbon) in EL. *P. tricornutum* (% inhibition G1) in EL correlated with arsenic ($r = 0,52$), chrome ($r = 0,52$), nickel ($r = 0,52$), zinc ($r = 0,50$) and PCDD/ PCDF (Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins/ -Furans) ($r = 0,55$) in the whole fraction. Performed in PW *P. tricornutum* (pT-value) correlated with the conductivity ($r = 0,53$). The majority of $|r| \geq 0,50$ has been observed in the tests with *D. magna* and *D. subspicatus* in relation to the content of contaminants and associated parameters. *D. subspicatus* (% inhibition G1) in PW e.g. correlated with the conductivity ($r = 0,67$) and the ammonia content ($r = 0,80$). In EL it correlated with the DOC content ($r = 0,75$) and the content of cadmium (whole fraction; $r = 0,59$). *D. magna* (% mobility G1) in PW correlated with the content of ammonia ($r = -0,70$), cadmium (fine fraction; $r = -0,61$), zinc (fine fraction; $r = -0,59$) and TeBT (Tetrabutyltin) (whole fraction; $r = -0,58$). In EL it is furthermore correlated with DOC ($r = -0,63$) and PCDD/ PCDF (whole fraction; $r = -0,62$). While the pT-value of *Daphnia* in PW correlated with the ammonia content ($r = 0,70$), it shows in EL a comparable correlation with the content of PCDD/ PCDF (whole fraction; $r = 0,67$). In addition to the shown examples, metabolites of DDT (Dichloro-Diphenyl-Trichloroethane) in whole and fine fraction correlated with the results of the bioassays of *D. magna* and *D. subspicatus*. Furthermore *D. magna* in PW correlated with the content of copper (fine fraction; pT-value: $r = 0,51$; % mobility G1: $r = -0,57$).

Because of the strong correlation in case of *D. magna* and *D. subspicatus* with the ammonia content it could be concluded, that – regarding relevant values from former laboratory tests

published in the literature – the ammonia content in the present PW and EL has likely influenced the results of the bioassays both regarding G1 effects and pT-values. However, the potential effects of toxic substances correlated with the ammonia content, which have not been measured in the samples, should be considered. Regarding the height of the correlation coefficients and the detected content of contaminants in the present samples compared to the Effects Range-Median described by Long et al. (1995) and the upper threshold value by FGG Elbe (2014) further analysis – e.g. laboratory tests for sediment based ecotoxicological values for *D. magna* and *D. subspicatus* – should especially be performed for zinc, cadmium, p,p'-DDD (Dichloro-Diphenyl-Dichloroethane), PCDD/ PCDF and TeBT. It has to be considered that all samples contain several substances – including many contaminants that have not been analysed – which may influence the ecotoxicological test results. The correlation coefficients do not represent the effect of a single substance on the test organism. Also the bioavailability of toxic substances might vary depending on other parameters.

ZUSAMMENFASSUNG

Ziel der vorliegenden Arbeit war herauszustellen, inwieweit die ökotoxikologischen Analyseergebnisse mit einzelnen sedimentbezogenen Parametern (z.B. Schad- und Nährstoffgehalten) korreliert sind und ob dies auf Basis vorliegender Literaturdaten kausal begründbar erscheint. Dabei sollten potentiell einflussstarke Parameter herauskristallisiert werden, deren Untersuchung im Rahmen weiterer Analysen lohnenswert erscheint.

Hierfür wurde ein Datensatz an chemischen, chemisch-physikalischen und ökotoxikologischen Analyseergebnissen von Hamburger Elbsedimentproben (n = 606) aus den Jahren 2005 – 2016 statistisch analysiert. Es wurde geprüft, inwieweit die ökotoxikologischen Testergebnisse (% Effekt der Sedimentkontakttests mit *Arthrobacter globiformis* und *Corophium volutator* (DIN EN ISO 16712) sowie pT-Werte und % Effekt in Verdünnungsstufe G1 der Verfahren in Porenwasser (PW) und Eluat (EL) mit *Vibrio fischeri* (DIN EN ISO 11348-2), *Desmodesmus subspicatus* (DIN 38 412-33), *Daphnia magna* (DIN 38 412-30) sowie *Phaeodactylum tricornutum* (DIN EN ISO 10253)) mit Schadstoffgehalten im Sediment (Schwermetalle in Gesamtfraktion und Fraktion < 20 µm, organische Schadstoffe in Gesamtfraktion und Fraktion < 63 µm) sowie Begleitparametern in Sediment (z.B. Körnung) und in PW und EL (z.B. Ammonium, Leitfähigkeit) nach Spearman korreliert sind. Die Anzahl der geprüften Wertepaare beträgt 34 – 757 (mehrheitlich > 400). Da wegen des Probenumfangs schon niedrige betragsmäßige Korrelationskoeffizienten $|r|$ signifikant sind und die Signifikanzberechnung aufgrund von Bindungen ungenau ist, wurde v.a. die Höhe der Korrelationskoeffizienten betrachtet.

Es zeigte sich, dass die beiden Sedimentkontakttests zu *keinem* Parameter sowie die im Sediment bestimmten Begleitparameter zu *keinem* ökotoxikologischen Verfahren $|r| \geq 0,50$ aufwiesen. Bei den Testverfahren in der Wasserphase war *V. fischeri* mit $r = 0,68$ (% Hemmung G1) und $r = 0,58$ (pT-Wert) mit dem Gehalt an DOC (Dissolved Organic Carbon) im EL korreliert. *P. tricornutum* (% Hemmung G1) korrelierte in EL mit Arsen ($r = 0,52$), Chrom ($r = 0,52$), Nickel ($r = 0,52$), Zink ($r = 0,50$) und PCDD/ PCDF (Polychlorierte Dibenzo-p-Dioxine/ -Furane) ($r = 0,55$) in der Gesamtfraktion sowie im PW (pT-Wert) mit der Leitfähigkeit ($r = 0,53$). Die meisten $|r| \geq 0,50$ der vorliegenden Korrelationsanalyse traten bei *D. magna* und *D. subspicatus* in Beziehung zu Schadstoffen sowie zu Begleitparametern auf. *D. subspicatus* (% Hemmung G1) korrelierte z.B. im PW mit der Leitfähigkeit ($r = 0,67$) und mit dem Ammoniumgehalt ($r = 0,80$) sowie im EL mit dem DOC-Gehalt ($r = 0,75$) und mit dem Cadmiumgehalt (Gesamtfraktion; $r = 0,59$). *D. magna* (% Schwimmfähigkeit G1) ist im PW mit

Ammonium ($r = -0,70$), Cadmium (Feinfraktion; $r = -0,61$), Zink (Feinfraktion; $r = -0,59$) und TeBT (Tetrabutylzinn) (Gesamtfraktion; $r = -0,58$) sowie im EL mit DOC ($r = -0,63$) und PCDD/ PCDF (Gesamtfraktion; $r = -0,62$) korreliert. Der pT-Wert von *D. magna* ist u.a. im PW mit Ammonium ($r = 0,70$) und im EL mit PCDD/ PCDF (Gesamtfraktion; $r = 0,67$) korreliert. Neben den exemplarisch genannten Beziehungen, waren auch Metabolite des DDT (Dichlordiphenyltrichlorethan) in Gesamt- und Feinfraktion z.T. mit $|r| \geq 0,50$ mit den Ergebnissen von *D. magna* und *D. subspicatus* korreliert. *D. magna* war weiterhin im PW mit dem Kupfergehalt (Feinfraktion) korreliert (pT-Wert: $r = 0,51$; % Schwimmfähigkeit G1: $r = -0,57$).

Aufgrund der starken Korrelation von *D. magna* und *D. subspicatus* zum Ammonium ist unter Einbeziehung von Literaturdaten aus Laboruntersuchungen anzunehmen, dass der Gehalt am Ammonium bzw. am daraus resultierenden Ammoniak im vorliegenden PW und EL Einfluss auf die G1-Effekte und die pT-Werte der Sedimentproben haben kann. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass auch mit dem Ammonium assoziierte Schadstoffe für die vorliegenden Korrelationen mitverantwortlich sein können. Aufgrund der vorliegenden Korrelationen und dem Vergleich der Messwerten mit dem Effects Range-Median nach Long et al. (1995) und mit dem oberen Schwellenwert nach FGG Elbe (2014) erscheinen weitere Analysen – beispielsweise hinsichtlich sedimentbezogener ökotoxikologischer Effektwerte für *D. magna* und *D. subspicatus* – v.a. für Zink, Cadmium, p,p-DDD (Dichlordiphenyldichlorethan), PCDD/ PCDF und TeBT erstrebenswert. Es bleibt zu berücksichtigen, dass die Proben diverse Substanzen – darunter auch viele nicht analysierte Schadstoffe - enthalten, die auf die ökotoxikologischen Testergebnisse einwirken können. In den Korrelationskoeffizienten spiegelt sich also keinesfalls die Wirkung eines isolierten Einzelstoffs auf einen Testorganismus wider. Auch die Bioverfügbarkeit der Schadstoffe kann von weiteren Parametern abhängig sein.

DANKSAGUNGEN

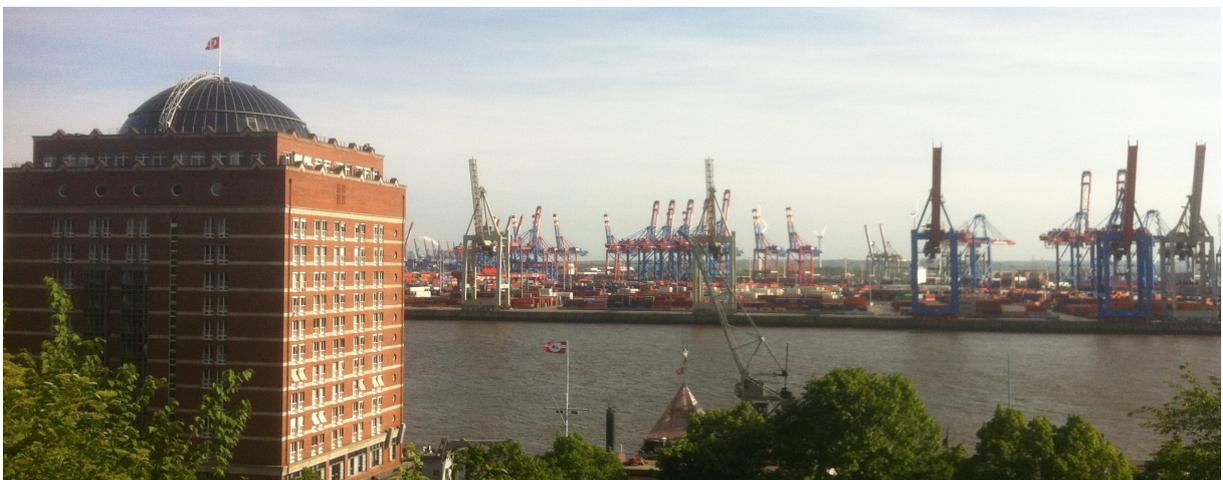
An dieser Stelle möchte ich mich bei Frau Dr. Maja Karrasch und bei Frau Dr. Carolin Floeter für die fachliche Betreuung und Unterstützung bei meiner Bachelorarbeit bedanken.



Weiterhin gilt mein Dank insbesondere Frau Dr. Annette Kramer für die organisatorische Betreuung im Vorfeld sowie dem gesamten Team WI23 für die zahlreichen Einblicke und die Einarbeitung in das Thema Baggergut.



Zuletzt möchte ich mich bei meinen Eltern für die wiederkehrende Unterstützung während meines Studiums bedanken.



INHALTSVERZEICHNIS

Abkürzungsverzeichnis	7
Abbildungsverzeichnis	8
Tabellenverzeichnis	8
1. Einleitung	9
1.1 Umgang mit Baggergut	9
1.2 Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung	10
1.3 Zielsetzung, Fragestellung und Erwartungen	11
1.4 Stand der Wissenschaft zur Korrelation von ökotoxikologischen Testergebnissen und Schadstoffgehalten sowie weiteren Parametern in Sedimenten	12
2. Material und Methoden	16
2.1 Datenbasis und Parameter	16
2.2 Theoretischer Hintergrund zu Korrelationsanalysen	20
2.3 Vorgehensweise	22
3. Ergebnisse	23
3.1 Korrelationstabelle, Ergebnisübersicht und Parameterauswahl	23
3.2 pH-Wert	37
3.3 Leitfähigkeit	37
3.4 Ammonium	38
3.5 DOC	39
3.6 Zink	39
3.7 Cadmium	40
3.8 p,p'-DDE	40
3.9 PCDD/ PCDF	41
3.10 TeBT	41
4. Diskussion	42
4.1 pH-Wert	42
4.2 Leitfähigkeit	45
4.3 Ammonium	47
4.4 DOC	51
4.5 Schadstoffe	52
4.5.1 Hinweise zu den ausgewählten Literaturvergleichswerten	52
4.5.2 Vorliegende Schadstoffgehalte und Literaturvergleichswerte	54
4.5.3 Relative Sensitivität der Testorganismen	63
4.5.4 Vergleich der vorliegenden Schadstoffgehalte mit den sedimentbezogenen Literaturvergleichswerten	64
4.5.5 Räumliche Verteilung der Schadstoffe am Beispiel von Zink	71
4.5.6 Korrelation der Schadstoffgehalte mit Begleitparametern in PW und EL sowie mit de Gehalten weiterer Schadstoffe	73
4.5.7 Einfluss auf den pT-Wert	75
5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	76
Literaturverzeichnis	80
Eidesstattliche Erklärung	83

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

r	Betragsmäßiger Korrelationskoeffizient (<i>Spearman</i>)
<i>A. globiformis</i>	<i>Arthrobacter globiformis</i>
ASW	Artificial Seawater
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BG	Bestimmungsgrenze
<i>C. colo</i>	<i>Corophium colo</i>
<i>C. volutator</i>	<i>Corophium volutator</i>
<i>D. magna</i>	<i>Daphnie magna</i>
<i>D. subspicatus</i>	<i>Desmodesmus subspicatus</i>
DBT	Dibutylzinn
DDD	Dichlordiphenyldichlorethan
DDE	Dichlordiphenyldichlorethen
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DOC	Dissolved Organic Carbon
<i>E. cordatum</i>	<i>Echinocardium cordatum</i>
EC	Effect Concentration
EL	Eluat
ERL	Effects Range-Low
ERM	Effects Range-Median
FGG Elbe	Flussgebietsgemeinschaft Elbe
G1	Verdünnungsstufe G1 in PW/ EL (Originalprobe)
GÜBAK	Gemeinsame Übereinstimmung zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan
HPA	Hamburg Port Authority
HSDB	Hazardous Substances Data Base
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
LC	Lethal Concentration
MBT	Monobutylzinn
OSW	Oberer Schwellenwert
OZV	Organozinnverbindungen
<i>P. tricorutum</i>	<i>Phaeodactylum tricorutum</i>
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/ PCDF	Polychlorierte Dibenzo-p-Dioxine/ -Furane
PeCB	Pentachlorbenzol
PW	Porenwasser
r	Korrelationskoeffizient (<i>Spearman</i>)
R	Statistiksoftware R
TBT	Tributylzinn
TeBT	Tetrabutylzinn
TOC	Total Organic Carbon
TS	Trockensubstanz
USW	Unterer Schwellenwert
<i>V. fischeri</i>	<i>Vibrio fischeri</i>

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1: Probenahmestellen	16
Abb. 2: Methodisches Vorgehen	22
Abb. 3: Korrelationsdiagramme für die Beziehung zwischen den genannten Testorganismen und Begleitparametern	35
Abb. 4: Korrelationsdiagramme für die Beziehung zwischen den genannten Testorganismen und Schadstoffen	36
Abb. 5: Korrelationsdiagramme für <i>D. subspicatus</i> in Beziehung zum Ammoniumgehalt im PW (Datensatz der vorliegenden Arbeit) und EC ₂₀ - und EC ₅₀ -Werte nach Wahrendorf et al. (2005) im Testgut	49
Abb. 6: Schwermetallgehalte der Sedimentproben und Literaturvergleichswerte (ERL, ERM, USW, OSW)	65
Abb. 7: Gehalte organischer Schadstoffe der Sedimentproben und Literaturvergleichswerte (ERL, ERM, USW, OSW) – Teil 1.	66
Abb. 8: Gehalte organischer Schadstoffe der Sedimentproben und Literaturvergleichswerte (ERL, ERM, USW, OSW) – Teil 2.	67
Abb. 9: : Zinkgehalte in der Feinfraktion von Oberflächensedimenten an verschiedenen Hamburger Probenahmestellen sowie in oberstromigen Schwebstoffen und Oberflächensedimenten	72

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1: Auswahl von Studienergebnissen zur Korrelation von Schadstoffgehalten u.a. Sedimentparametern und ökotoxikologischen Effekten.	13
Tab. 2: Relevante ökotoxikologischer Sedimentuntersuchungs- und bewertungsverfahren bzw. -ergebnisse der vorliegenden Arbeit.	17
Tab. 3: Betrachtete Parameter der vorliegenden Arbeit.	19
Tab. 4: Programmtext und Erläuterungen zur Korrelationsanalyse mit <i>rcorr()</i> in <i>R</i> .	22
Tab. 5: Korrelationskoeffizienten, Signifikanz und Anzahl der verglichenen Wertepaare hinsichtlich der Korrelation zwischen Schadstoff- und Begleitparametern und den Ergebnissen ökotoxikologischer Untersuchungen nach <i>Spearman</i> .	24
Tab. 6: pH-Werte in den Testmedien und Literaturvergleichswerte.	42
Tab. 7: Leitfähigkeitswerte in den Testmedien und Literaturvergleichswerte.	45
Tab. 8: Ammoniumgehalte in den Testmedien und Literaturvergleichswerte.	46
Tab. 9: DOC-Gehalte in den Testmedien.	51
Tab. 10: Schadstoffgehalte und Literaturvergleichswerte.	55
Tab. 11: Korrelationskoeffizienten der Schadstoffgehalte im Sediment in Beziehung zum Ammoniumgehalt sowie in Beziehung zu den Testergebnissen von <i>D. magna</i> und <i>D. subspicatus</i> .	74

1. Einleitung

1.1 Umgang mit Baggergut

Im tidegeprägten Elbstrom werden Schwebstoffe sowohl aus dem Oberlauf als auch aus dem Unterlauf eingetragen. Die Sedimentation des eingetragenen Materials in strömungsarmen Bereichen wie den Hafenbecken erfordert die Durchführung regelmäßiger Unterhaltungsbaggerungen zur Gewährleistung der wasserseitigen Infrastruktur, welche in den Aufgabenbereich der Hamburg Port Authority AöR (HPA) fällt (HPA und WSV, 2008; HPA und BSU, 2012). Bei frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten wird eine wasserseitige Verbringung im Gegensatz zu einer landseitigen Deposition bzw. Behandlung bevorzugt (HPA und BSU, 2012; HPA und WSV, 2008). Im Jahr 2016 wurden rd. 7,41 Mio. m³ Sediment bei Neßsand an der Hamburger Landesgrenze sowie 3,68 Mio. m³ in der Nordsee bei der Tonne E3 verklappt. Darüber hinaus wurden Wasserinjektionsbaggerungen durchgeführt, bei denen das Sediment durch Aufwirbelung in Bereiche größerer Tiefe oder turbulente Strömungszonen eingetragen wird (HPA, 2017).

Die wasserseitige Verbringung von Baggergut stellt einen Eingriff in das bestehende - insbesondere benthische - Gewässerökosystem dar und birgt weiterhin die Gefahr der Schadstofffreisetzung in die Wasserphase (HPA und BSU, 2012). Sie darf dem Ziel der Erreichung eines guten Zustands bzw. guten Potentials der Gewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000/60/EG, 2014) und Meeresstrategierahmenrichtlinie (MSRL 2008/56/EG, 2008) nicht entgegenstehen. Um die Risiken der Baggervorhaben zu kontrollieren wurden auf Länderebene bzw. als länderübergreifende Übereinkünfte detailliertere Kriterien und Bedingungen festgelegt (GÜBAK, 2009; HPA und BSU 2012; Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein, 2016).

Neben dem Klappstellenmonitoring (GÜBAK, 2009) und der Beachtung von Risikominierungsmaßnahmen – z.B. des Umlagerungsstopps innerhalb Hamburgs während der Sommermonate aufgrund der niedrigen Sauerstoffgehalte (HPA und BSU, 2012; GÜBAK, 2009) - gehört zu den Kontrollmaßnahmen v.a. die Untersuchung des Baggerguts vor einer geplanten Verbringung. Diese beinhaltet physikalisch-chemische Analysen (z.B. der Körnung), chemische Analysen (d.h. Messungen von Schadstoffgehalten) sowie ökotoxikologische Baggergutuntersuchungen (GÜBAK, 2009; HPA und BSU, 2012; ARGE Elbe 1996; BfG, 2000). Die Ergebnisse der Untersuchungen fließen entweder direkt durch Nicht-Umlagerungsfähigkeit bei Grenzwertüberschreitung oder indirekt durch Berücksichtigung im Rahmen von Auswirkprognosen in die Entscheidung über eine wasserseitige Umlagerung von Baggergut sowie über die Notwendigkeit weiterer Maßnahmen zum Schutz der Klappstellen ein (GÜBAK, 2009; HPA und BSU, 2012; ARGE Elbe, 1996; BfG, 2000; Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein, 2016). Die Ergebnisse dieser Baggergutuntersuchungen stellen die Datenbasis für die vorliegende Arbeit dar (2.1).

1.2 Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung

Ökotoxikologische Baggergutuntersuchungen geben – im Gegensatz zur chemischen Analytik - Aufschluss über die summierte *Wirkung* der in den Proben enthaltenen Substanzen und der weiteren Probenparameter auf ausgewählte Testorganismen. Sie sollen ergänzend zu den Schadstoffanalysen Risiken aufdecken, die durch eine chemische Analyse unberücksichtigt bleiben. Dies schließt z.B. Risiken ein, die von Stoffen ausgehen, die nicht Bestandteil der in Hinblick auf die existierende Molekülvielfalt stark limitierten chemischen Testpalette sind. Gleichzeitig werden in Bezug auf den gemessenen Endpunkt des Testverfahrens wirksame Biotransformationsprodukte von Schadstoffen sowie synergetische Effekte von Schadstoffgemischen berücksichtigt, die bei einer rein chemischen Analyse u.U. nicht erfasst werden (Feiler et al., 2009).

Für die ökotoxikologische Baggergutbewertung wird der Stellvertreteransatz angewandt, d.h. dass die Wirkung auf eine begrenzte Anzahl an Spezies überprüft wird, welche die Organismen – in diesem Fall jene an der Klappstelle – ökotoxikologisch repräsentieren sollen. Die diesbezüglich für die vorliegende Arbeit relevanten Verfahren sind in Abschnitt 2.1 genannt. Da die Sensitivität ökotoxikologischer Testverfahren gegenüber Schadstoffen sowie weiteren Parametern grundsätzlich vom Testorganismus - z.B. von dessen Entwicklungsstadium, Art und Trophiestufe – und vom Testdesign – z.B. akut oder chronisch - abhängig ist, wird in der Praxis durch die parallele Anwendung verschiedener Tests versucht, ein möglichst breites Spektrum an Risiken abzudecken (Feiler et al., 2009; BfG, 2011). Ökotoxikologische Baggergutanalysen können entweder durch direkte Exposition der Testorganismen gegenüber Baggergutproben im Sedimentkontakttest oder durch die Exposition der Testorganismen gegenüber den gemäß BfG (2011) aus dem Sediment gewonnenen bzw. eluierten wässrigen Lösungen – dem Porenwasser (PW) und dem Eluat (EL) - erfolgen. Bei diesen wässrigen Proben erfolgt die Sedimentbewertung nach der pT-Wert-Methode gemäß BfG (2011). Der pT-Wert gibt an, wie häufig die Probe im Verhältnis 1:2 verdünnt werden muss, um auf den Testorganismus nicht mehr signifikant toxisch zu wirken. Unter einer signifikanten toxischen Wirkung wird ein Effekt von $\geq 20\%$ in Bezug auf den jeweiligen Endpunkt des Verfahrens verstanden, d.h. dass in jeder Verdünnungsstufe ein prozentualer Effektwert ermittelt wird. Ein pT-Wert von 0 zeigt auf, dass weder die als G1 bezeichnete Verdünnungsstufe (Originalprobe) – noch die verdünnten Proben – auf den Organismus signifikant toxisch wirken, während ein pT-Wert von 5 angibt, dass die Probe fünf Mal im Verhältnis 1:2 – respektive im Verhältnis $1:2^{-5}$ verdünnt werden muss, um nicht mehr signifikant toxisch zu wirken. Die pT-Werte werden als Werte von 0 bis ≥ 6 angegeben. Bei den Sedimentkontakttests werden ausschließlich die prozentualen Effektwerte angegeben. Im Sinne des geringsten Risikos wird der höchste ermittelte pT-Wert eines Testsets in Bezug auf die Baggergutprobe als Bewertungsmaßstab für die Baggergutklassifizierung verwendet (BfG, 2011). Da die Ergebnisse der Sedimentkontakttests nicht mit der pT-Wert-Methode bewertet werden, können diese nur in Form einer Einzelfallbetrachtung in die Ergebnisse der Baggergutbewertung einbezogen werden.

1.3 Zielsetzung, Fragestellung und Erwartungen

Ziel der vorliegenden Arbeit ist herauszustellen, inwieweit die ökotoxikologischen Analyseergebnisse mit einzelnen sedimentbezogenen Parametern korreliert sind und ob diese Korrelationen auf Basis vorliegender Literaturdaten kausal begründbar erscheinen. Hierbei sollen insbesondere potentiell einflussstarke Parameter herauskristallisiert werden, deren Untersuchung im Rahmen weiterer Analysen besonders lohnenswert erscheint. Zu den betrachteten Parametern zählen neben Schadstoffen auch die als *Confounding Factors* bezeichneten Parameter wie z.B. pH-Wert und Leitfähigkeit (Postma et al., 2002; Wahrendorf et al., 2005; BfG, 2011). Auf den Ergebnissen der vorliegenden statistischen Analysen können sowohl weitergehende statistische Untersuchungen als auch Laboranalysen aufgebaut werden. Das Ausfindig machen besonders einflussreicher Faktoren ist u.a. insofern erstrebenswert, als dass hierauf Maßnahmen zur Quellenfindung und –beseitigung aufgebaut werden können, die dem Gewässerökosystem zugutekämen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird folglich für einen Datensatz von 606 in den Jahren 2005 – 2016 untersuchten Hamburger Elbsedimentproben eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Zu den betrachteten Parametern zählen gemäß Abschnitt 2.1 neben sedimentbezogenen Gehalten an Schwermetallen und organischen Schadstoffen und den im PW und EL der ökotoxikologischen Testansätze analysierten potentiellen *Confounding Factors* wie Ammoniumgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit einige weitere physikalisch-chemische Begleitparameter (z.B. Körnung), die u.a. in Zusammenhang mit der Schadstofffracht der Sedimentprobe gesehen werden. Die ökotoxikologischen Analysen umfassen Testverfahren in PW und EL (Algentest, Daphnientest, Leuchtbakterientest) sowie Sedimentkontakttests (Amphipodentest, Bakterienkontakttest), welche in Abschnitt 2.1 genauer beschrieben werden.

Statistische Beziehungen können keine Ursache-Wirkungs-Beziehung nachweisen. In erster Näherung bietet es sich daher an, die vorliegenden Ergebnisse der Korrelation sowie die Messwerte der Probenparameter mit insbesondere auf ökotoxikologischen Laboranalysen basierenden Daten zu vergleichen, um abzuschätzen, ob eine kausale Beziehung mehr oder weniger wahrscheinlich erscheint. Aufgrund der komplexen Zusammensetzung der Proben lässt sich – auch bei vorliegen entsprechender Vergleichswerte aus der Literatur – nicht abschließend nachvollziehen, ob eine korrelative Beziehung zwischen einem Parameter und einem ökotoxikologischen Effekt auf einer Ursache-Wirkungs-Beziehung beruht. So kann z.B. die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen in Abhängigkeit von anderen Probenparametern mehr oder weniger ausgeprägt sein. Weiterhin kann die Hemmwirkung eines Schadstoffs durch die Fördereffekte anwesender Nährstoffe überdeckt oder durch antagonistische Effekte in Wechselwirkung zu anderen Schadstoffen reduziert werden. Vorliegende Schadstoffe können außerdem im Gemisch additive oder synergetische Wirkung auf den Testorganismus ausüben. Insbesondere bei ähnlichen ökotoxikologischen Wirkmechanismen und Wirkorten können parallel vorliegende Schadstoffe somit bereits bei geringeren Gehalten schädlich wirken, als es die meist einzelstoffbasierten Studienergebnisse (z.B. NOEC) vermuten lassen (Fent, 2013). Es ist folglich davon auszuge-

hen, dass Korrelationskoeffizienten zwischen ökotoxikologischen Analyseverfahren und Schadstoff- sowie anderen Parametern in einer komplexen Umweltprobe nie die Ursache-Wirkungs-Beziehung zwischen genau *einem einzelnen* Stoff oder Parameter und dem Testergebnis repräsentieren, sondern stets auf einer Mischung verschiedener Einflussfaktoren basieren. Eine Vielzahl der Probenparameter – z.B. weitere Schadstoffgehalte – wurden nicht bestimmt und können daher nicht in die Korrelationsanalysen einbezogen werden. Auch diese unbestimmten Parameter beeinflussen möglicherweise die Ergebnisse der vorliegenden Korrelationsanalyse.

1.4 Stand der Wissenschaft zur Korrelation von ökotoxikologischen Testergebnissen und Schadstoffgehalten sowie weiteren Parametern in Sedimenten

Die Korrelation zwischen Schadstoffgehalten im Sediment und anderen Sedimentparametern und den Ergebnissen verschiedener ökotoxikologischer Verfahren zur Sedimentbewertung wurde bereits in einigen Studien untersucht (Thompson et al., 1999; Stronkhorst et al., 2003; McCready et al., 2006). Obgleich die Ergebnisse von den jeweiligen Testorganismen und –verfahren sowie den Schadstoffgehalten und weiteren Probenparametern der jeweiligen Studien abhängen, können sie erste Anhaltspunkte hinsichtlich der Erwartungen an eine Korrelationsanalyse sowie Hinweise zur Interpretierbarkeit der Ergebnisse bieten. Eine exemplarische Auswahl an Studienergebnissen ist vereinfacht in Tab. 1 dargestellt. Felder mit signifikanten Korrelationsergebnissen bzw. relevanten Deskriptoren in Bezug auf das jeweilige ökotoxikologische Testverfahren sind grün hinterlegt. Für die Studie von Thompson et al. (1999) ist - sofern vorliegend - jeweils exemplarisch ein signifikanter Korrelationskoeffizient je Parameter und Testverfahren aufgeführt, obgleich anzumerken ist, dass es für jeden Parameter Probenahmestandorte gab, für welche die Beziehungen zwischen Schadstoffen und ökotoxikologischen Untersuchungsergebnissen nicht signifikant waren, während jedoch vereinzelt auch an mehreren Standorten gleichzeitig eine signifikante Korrelation nachgewiesen werden konnte. In den Studien von Thompson et al. (1999) und McCready et al. (2006) wurden jeweils positive Endpunkte betrachtet, beispielsweise die Anzahl der überlebenden Organismen. Negative Korrelationskoeffizienten bedeuten folglich, dass bei höheren Parameterwerten – z.B. Schadstoffgehalten – stärkere ökotoxikologische Effekte auftraten. In der übergreifenden Betrachtung zeigt sich, dass die verschiedenen ökotoxikologischen Verfahren mit zahlreichen Schadstoffen – insbesondere Schwermetallen - signifikant korrelierten. Auch zu den anderen Parametern gab es z.T. statistisch relevante Beziehungen. Darüber hinaus ist anzumerken, dass sich die Ergebnisse für die einzelnen Probensätze, Studien, Organismen und Testverfahren z.T. stark unterscheiden. So erwies sich z.B. die Beziehung zwischen *Corophium volutator* und sämtlichen Parametern als nicht signifikant, während *Corophium colo* in einem ähnlichen Verfahren v.a. mit vielen Schwermetallen korrelierte. Weiterhin zeigte sich bei Stronkhorst et al. (2003) und Thompson et al. (1999), dass die Parameter an verschiedenen Probenahmestandorten mehr oder weniger enge statistische Beziehungen zu den ökotoxikologischen Analyseergebnissen aufwiesen. Bei Stronkhorst et al. (2003) beeinflusste außerdem der Einbezug von Nicht-Schadstoff-Parametern die Ergebnisse der multivariaten Analyse. So war Blei bei *Vibrio fischeri* und Mineralöl bei *Echinocardium*

Tab. 1: Auswahl von Studienergebnissen zur Korrelation von Schadstoffgehalten u.a. Sedimentparametern und ökotoxikologischen Effekten. Gezeigt sind signifikante Korrelationskoeffizienten ($\alpha < 0,05$, *) nach *Pearson/ Spearman* bzw. relevante Deskriptoren (D) der multivariaten Analyse (jeweils grün hinterlegt). (n.s. = nicht signifikant, k.D. = kein relevanter Deskriptor, - = nicht bestimmt, Sed = Sediment, DCM = Dichlormethanextrakt) (Abkürzungen der Parameter siehe Anmerkungen zu Tab. 3)

Testorganismus	<i>Eohaustorius estuarius</i>	<i>Crassostrea gigas</i> ^{a)}	<i>Corophium colo</i>		<i>Heliocidaris tuberculata</i>		<i>Vibrio fischeri</i>		<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Corophium volutator</i>		
Endpunkt	Überleben	Larvenentwickl.	Überleben	Eingrabung	Befruchtung	Larvenentwickl.	Lumineszenz		Lumineszenzhemm.	Mortalität	Mortalität	
Testmedium / Testdauer	Sed 10 d	EL 48 h	Sed 10 d	Kontroll-Sed/ 24 h	PW 20 min	PW 70 h	PW	DCM	k.A.	Sed 14 d	Sed 10 d	
Referenz (Methode)	Thompson et al. 1999 (Pearson Korrelation)		McCreedy et al., 2006 (Spearman Korrelation)				Stronkhorst et al., 2003 (Multivariate PLSR – Partial Least Square Regression)					
n	6 - 25 ^{b)}	6 - 10 ^{b)}	103	33	103	91	95	103	275	275	275	
Schwermetalle ^{e)}	Arsen	n.s.	-0,73*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	k.D.	k.D.	n.s.	
	Blei	-0,88*	n.s.	-0,33*	-0,54*	-0,25*	n.s.	n.s.	-0,29* ^{k)}	D* ^{j), l)}	k.D.	n.s.
	Cadmium	-0,77*	n.s.	n.s.	-0,56*	n.s.	-0,29* ^{k)}	-0,22*	-0,39* ^{k)}	k.D.	k.D.	n.s.
	Chrom	-0,85*	-0,64*	n.s.	n.s.	-0,37* ^{k)}	-0,40* ^{k)}	n.s.	n.s.	k.D.	D* ^{c), f), g)}	n.s.
	Kupfer	-0,74*	n.s.	-0,33*	-0,55*	-0,33*	n.s.	n.s.	-0,25* ^{k)}	k.D.	k.D.	n.s.
	Nickel	-0,94*	n.s.	-0,34*	-0,57*	-0,24* ^{k)}	-0,27* ^{k)}	n.s.	-0,39* ^{k)}	D* ^{c), g)}	D* ^{c), f), g)}	n.s.
	Quecksilber	-0,64*	-0,63*	-0,32*	-0,55*	-0,25*	n.s.	n.s.	n.s.	D* ^{c), g)}	k.D.	n.s.
	Zink	-0,92*	n.s.	-0,35*	-0,66*	-0,26*	-0,23*	n.s.	-0,36* ^{k)}	k.D.	k.D.	n.s.
Org. Schadstoffe ^{e)}	DDX	-0,84*	n.s.	n.s.	n.s.	-0,36* ^{k)}	-0,43* ^{k)}	n.s.	0,21* ^{k)}	-	-	-
	HCB	-	-	n.s.	n.s.	-0,30* ^{k)}	-0,47* ^{k)}	-0,25* ^{k)}	n.s.	-	-	-
	∑ 4 HCH	n.s.	n.s.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	∑ 13 PAK	-	-	-0,21* ^{k)}	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	D* ^{c), h)}	k.D.	n.s.
	∑ PCB ^{d)}	-0,54*	n.s.	n.s.	-0,36* ^{k)}	n.s.	-0,29* ^{k)}	n.s.	-0,28* ^{k)}	-	-	-
	Mineralöl	-	-	-	-	-	-	-	-	k.D.	D* ^{j), l)}	n.s.
	TBT	-	-	-	-	-	-	-	-	D* ^{c), f), h), i)}	k.D.	n.s.

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 1 -

Testorganismus	<i>Eohaustorius estuarius</i>	<i>Crassostrea gigas</i> ^{a)}	<i>Corophium colo</i>		<i>Heliocidaris tuberculata</i>		<i>Vibrio fischeri</i>		<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Corophium volutator</i>			
Endpunkt	Überleben	Larvenentwickl.	Überleben	Eingrabung	Befruchtung	Larvenentwickl.	Lumineszenz		Lumineszenzhemm.	Mortalität	Mortalität		
Testmedium / Testdauer	Sed 10 d	EL 48 h	Sed 10 d	Kontroll-Sed/ 24 h	PW 20 min	PW 70 h	PW 30 min	DCM	k.A. k.A.	Sed 14 d	Sed 10 d		
Referenz (Methode)	Thompson et al. 1999 (Pearson Korrelation)			McCready et al., 2006 (Spearman Korrelation)				Stronkhorst et al., 2003 (Multivariate PLSR – Partial Least Square Regression)					
n	6 - 25 ^{b)}	6 - 10 ^{b)}	103	33	103	91	95	103	275	275	275		
Andere Sedimentparameter	TS	-	-	-	-	-	-	-	k.D.	k.D.	n.s.		
	TOC ^{e)}	-0,87*	n.s.	n.s.	n.s.	0,21* ^{k)}	n.s.	n.s.	-0,58* ^{k)}	k.D.	k.D.	n.s.	
	Körnung	Fraktion < 63 µm	-0,92*	n.s.	-	-	-	-	-	D* ^{c), g), i)}		D* ^{c), f), g)}	n.s.
		Schlick	-	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,23* ^{k)}				
		Sand	-	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,20* ^{k)}				
		Kies	-	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,23* ⁱ⁾				
	Ammoniak ^{e)}	-	-	-	-0,43*	n.s.	n.s.	n.s.	-0,33* ^{k)}	-	-	-	

a) Analog kommt *Mytilus* spp. zum Einsatz komplementär in Abhängigkeit von der saisonalen Verfügbarkeit.

b) Exemplarisch je ein signifikanter Korrelationskoeffizient. Bei *E. estuarius* gilt diesbezüglich n = 25 ausgen. DDX (n = 10). Larventest: Arsen/ Chrom n = 10, Quecksilber n = 9. Bei jedem Parameter gab es Standorte ohne signifikante Korrelation.

c) Bei kombinierter Einbeziehung von Schadstoffen (Arsen, Blei, Kupfer, Chrom, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Zink, Σ 13 PAK, TBT, Mineralöl) und anderen Parametern (Körnung, organischer Kohlenstoff, TS). *V. fischeri*: r² = 0,61 (alle Gebiete), 0,74 (Rijnmond), 0,57 (Niederländische Küste), 0,45 (Wattenmeer). *E. cordatum*: r² = 0,39 (alle Gebiete), 0,47 (Rijnmond); Für Schadstoffe (isoliert betrachtet): r² = 0,52 (*V. fischeri*) und r² = 0,29 (*E. cordatum*).

d) Thompson et al., 1999: 72 Kongenere. McCready et al., 2006: Gesamt PCB

e) Bezogen auf Trockensubstanz, ausgenommen Thompson et al. (1999): Organisch Schad-

stoffe normiert auf organischen Kohlenstoff. Stronkhorst et al. (2003): Normalisiert auf 5,8 % organischen Kohlenstoff/ 25 % Körnung < 2 µm

f) Alle Regionen

g) Rijnmond (Rhein-Estuar)

h) Niederländische Küste

i) Wattenmeer

j) Unter ausschließlicher Berücksichtigung der Schadstoffe (siehe c)), r² der Schadstoffe = 0,52 für *V. fischeri* und 0,29 für *E. cordatum*

k) Beziehung gemäß McCready et al. (2006) wegen der Korrelationsdiagramme nicht plausibel.

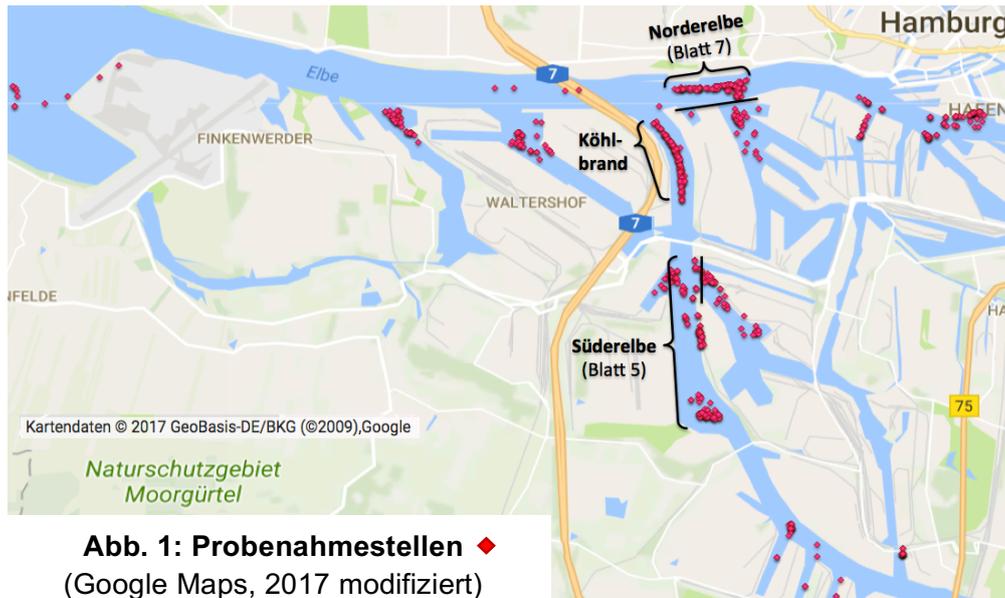
l) Parameter gemäß Stronkhorst et al. (2003) nur unter Vernachlässigung physikalisch-chemischer Parameter relevanter Deskriptor

cordatum nur bei Vernachlässigung der physikalisch-chemischen Parameter relevanter Deskriptor. Obgleich die Literaturquellen mehrheitlich mit Testverfahren durchgeführt wurden, die nicht jenen der vorliegenden Analyse entsprechen, lassen die Ergebnisse im Allgemeinen den Schluss zu, dass statistisch signifikante Beziehungen zwischen einzelnen Schadstoff- und anderen Sedimentparametern und den Ergebnissen der ökotoxikologischen Verfahren zu erwarten sind, jedoch gleichzeitig hinsichtlich der Relevanz einzelner Parameter in Bezug auf die Testorganismen starke Unterschiede auftreten werden. Der auch in der vorliegenden Analyse geprüfte Hemmtest mit *V. fischeri* - durchgeführt in PW - war bei McCready et al. (2006) nur mit wenigen Parametern – darunter Cadmium, HCB und Körnung - signifikant korreliert. Der ebenfalls in der vorliegenden Arbeit betrachtete Amphipodentest mit *C. volutator* wies bei Stronkhorst et al. (2003) keine signifikanten Beziehungen zu Schadstoffgehalten und physikalisch-chemischen Parametern auf. Darüber hinaus wird im Rahmen der Interpretation der Ergebnisse z.T. darauf hingewiesen, dass die statistischen Resultate kausal nicht begründbar sind. Dies gilt z.B. für die Beziehung von *V. fischeri* zu einigen Schwermetallen in Dichlormethanextrakt, da gemäß McCready et al. (2006) Schwermetalle nicht im Extrakt gelöst werden können. Trotz fehlender kausaler Begründbarkeit liegen für diese Beziehungen z.T. höhere Korrelationskoeffizienten von rd. 0,4 bei 103 Proben vor. Hierbei ist zu bedenken, dass in den gezeigten Studien jeweils nur ausgewählte Schadstoffe betrachtet wurden. Die Beziehung zu weiteren in den Proben enthaltenen Schadstoffen sowie die kombinierte Wirkungsweise der Schadstoffe – respektive die Gemischttoxizität – bleiben unberücksichtigt.

2. Material und Methoden

2.1 Datenbasis und Parameter

Aufgrund der in 1.1. genannten Baggergutuntersuchungsanforderungen liegt der HPA eine umfangreiche Anzahl an Charakterisierungs- und Bewertungsergebnissen in Bezug auf Sedimentproben aus dem Bereich der Hamburger Tideelbe vor, die im Vorfeld in einer *Excel*-Datenbank mit Microsoft Excel 2013 zusammengetragen wurden. Die Datenbank umfasst die Ergebnisse der Untersuchung von 606 Proben aus den Jahren 2005 – 2016. Die Probenahmestellen sind in der Karte in Abb. 1 eingezeichnet.



Etwa die Hälfte der Proben wurde an den drei Hauptprobenahmestellen Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5 gezogen. Es handelt sich um Proben unterschiedlicher Tiefenschichten, die jedoch mehrheitlich aus frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten und lediglich in 7 Fällen aus Altsedimentschichten entnommen wurden. Die Beprobungen fanden zu unterschiedlichen Zeitpunkten im Jahr statt. Die Analyse der Proben erfolgte durch verschiedene Labore. Da nicht jede Probe hinsichtlich jeden Parameters und ökotoxikologischen Verfahrens analysiert wurde und einige Proben im Rahmen von Doppelbestimmungen und parallelen Laboranalysen untersucht wurden, weicht die Anzahl der Korrelationswertepaare in den einzelnen Gegenüberstellungen von Parametern und ökotoxikologischen Testergebnissen i.d.R. voneinander ab und ist im Rahmen der Korrelationstabelle in Abschnitt 3.1 explizit für alle Vergleiche einzeln aufgeführt.

Von den 606 Proben wurden bezüglich der ökotoxikologischen Analysen 45 als verdeckte Doppelbestimmung und 143 parallel in verschiedenen Laboren untersucht. Diese Doppelbestimmungen werden in der statistischen Analyse wie eigene Proben betrachtet, sodass sich unter Berücksichtigung der Schnittmenge der verdeckten Doppelbestimmungen und der Labordoppelbestimmungen insgesamt 779 relevante Proben für die vorliegende Arbeit ergeben. Da die Sedimentparameter wie z.B. Schadstoffgehalte für die ökotoxikologischen Doppelbestimmungen nicht immer pa-

parallel doppelt bestimmt wurden, werden die vorliegenden chemischen Sedimentdaten parallel den ökotoxikologischen Daten der Doppelbestimmungen zugeordnet, d.h. dass diese Werte mehrfach in die statistische Analyse einbezogen werden.

Die wesentlichen Grundlagen der ökotoxikologischen Baggergutbewertung sind in Abschnitt 1.2 beschrieben. Die für die vorliegende Arbeit relevanten ökotoxikologischen Untersuchungen umfassen gemäß Tab. 2 insgesamt vier limnische und zwei marine Testverfahren. Dabei sind zwei Sedimentkontakttests und vier Testverfahren in PW und EL vertreten.

Tab. 2: Relevante ökotoxikologischer Sedimentuntersuchungs- und bewertungsverfahren bzw. -ergebnisse der vorliegenden Arbeit. (BfG, 2011)

Ökotoxikologische Untersuchungsverfahren	Bezugsmedium		Relevantes Ergebnis für die Korrelation	
Lumineszenzhemmung von <i>Vibrio fischeri</i> (Leuchtbakterien) in 30 min (DIN EN ISO 11348-2, 2009)	Limnisch	PW	EL	% Hemmung in G1, pT-Wert
Wachstumshemmung von <i>Desmodesmus subspicatus</i> (Alge) in 72 h (DIN 38 412 Teil 33, 1991)		PW	EL	% Hemmung in G1, pT-Wert
Anzahl schwimmfähiger Organismen von <i>Daphnia magna</i> nach 24 h (DIN 38 412 Teil 30, 1989)		PW	EL	% Schwimmfähigkeit in G1, pT-Wert
Hemmung der Dehydrogenaseaktivität von <i>Arthro-bacter globiformis</i> in 30 min abgeleitet nach Feiler et al. (2009) aus der DIN 38412 Teil 48 (Testansatz mit 3 g Probenfrischgewicht)		Sediment (mit PW)		% Hemmung
Wachstumshemmung von <i>Phaeodactylum tricornutum</i> (Alge) in 72 h (DIN EN ISO 10253, 2006)	Marin	PW	EL	% Hemmung in G1, pT-Wert
Mortalität von <i>Corophium volutator</i> (Amphipode) in 10 Tagen (DIN EN ISO 16712, 2007)		Sediment (mit PW)		% Mortalität

Sedimentkontakttests. Bei den Sedimentkontakttests werden die prozentualen Ergebnisse in Hinblick auf den jeweiligen Endpunkt gemäß Tab. 2 – also die prozentuale Mortalität von *C. volutator* und die prozentuale Dehydrogenasehemmung von *A. globiformis* - in die Korrelationsanalyse einbezogen. Hinsichtlich der Begleitparameter im wässrigen Medium (Tab. 3) werden die Daten des marinen PW bei *C. volutator* bzw. des limnischen PW bei *A. globiformis* mit den ökotoxikologischen Testergebnissen in Beziehung gesetzt, da die Organismen im Sedimentkontakttest grundsätzlich auch den im PW enthaltenen Substanzen wie z.B. Ammonium ausgesetzt sind. Bei der Interpretation ist zu berücksichtigen, dass im Testverfahren mit *C. volutator* eine Überschichtung mit ASW (Artificial Seawater) stattfindet, sodass die Eigenschaften des PW stark verändert werden. Da hierfür keine Daten vorliegen werden die Daten des ursprünglichen PW dennoch im Rahmen der Korrelationsanalyse genutzt. Für *A. globiformis* werden die vorliegenden Testergebnisse für den Testansatz mit 3 g Probenfrischgewicht verwendet, da dieser im Vergleich zu niedrigeren Probenfrischgewichten die größten Hemmwerte erzielt und somit für eine Korrelationsanalyse am relevantesten erscheint (Martens, 2017).

Bei den ökotoxikologischen Verfahren in wässriger Lösung werden je Verfahren bzw. Testorganismus vier Testergebnisse in die Korrelationsanalyse einbezogen. Dies sind zum einen die beiden pT-Werte, die sich für die Testansätze in PW und EL gemäß Abschnitt 1.2 im Rahmen des Baggergutbewertungsverfahrens ergeben. In seltenen Ausnahmefällen auftretende pT-Werte, die nicht abschließend bestimmt sind - z.B. $pT \geq 6$ - werden den maximalen bestimmten Werten – im Beispiel 6 – gleichgesetzt, um zu vermeiden, dass höhere pT-Werte von der Analyse ausgeschlossen werden. Weiterhin werden je Testverfahren in Bezug auf die Testansätze in PW und EL auch 2 prozentuale Effektwerte in Hinblick auf den jeweiligen Endpunkt gemäß Tab. 2 einbezogen. Diese Effektwerte beziehen sich auf die Verdünnungsstufe G1, welche im Rahmen des pT-Wert-Systems im Grunde die unverdünnte Originalprobe repräsentieren soll, welche jedoch durch Zugabe von Nähr- und Impflösung bzw. Inokulum bei den Algentests und beim Leuchtbakterientest einer Verdünnung von 1:1,25 unterzogen wird (BfG, 2011; DIN 38 412 Teil 33, 1991; DIN EN ISO 10253, 2006; DIN EN ISO 11348-2, 2009). Für den Leuchtbakterientest gab es zwischenzeitlich unterschiedliche Vorgaben hinsichtlich der Farbkorrektur. Mittlerweile werden nur noch farbkorrigierte Werte in die Baggergutbewertung einbezogen. Für die Mehrzahl der Daten des vorliegenden Datensatzes liegen sowohl farbkorrigierte als auch nicht farbkorrigierte Werte oder ausschließlich farbkorrigierte Werte vor. Einige wenige Werte wurden abweichend von dieser Vorgabe ohne Farbkorrektur bestimmt. Dies ist zu erwähnen, da die Hemmwerte ohne Farbkorrektur und damit die pT-Werte höher sind. Die Begleitparameter in wässriger Lösung (Tab. 3) werden in der Korrelationsanalyse ausschließlich den zugehörigen Testansätzen der ökotoxikologischen Verfahren gegenübergestellt, d.h. dass z.B. der pH-Wert im limnischen EL auch lediglich den Ergebnissen der limnischen ökotoxikologischen Analysen im EL gegenübergestellt wird. Hierzu ist anzumerken, dass in der vorliegenden Arbeit nur die vor der Testdurchführung im unverdünnten PW und EL gemessenen Begleitparameter einbezogen werden. Veränderungen z.B. durch Zugabe von Nährlösung, durch Aufsalzung und durch Stoffwechselprozesse der Testorganismen während der Testdurchführung sowie durch die Verdünnung im Rahmen der pT-Wert-Bestimmung werden somit durch die für die vorliegende Korrelation verwendeten Daten nicht erfasst.

Tab. 3 enthält jene Parameter, deren statistischer Zusammenhang zu den Ergebnissen der ökotoxikologischen Verfahren im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersucht wird. Hierbei wird zwischen Schadstoffen – also Schwermetallen und organischen Schadstoffen - und weiteren Parametern unterschieden, die in der vorliegenden Arbeit zusammenfassend als Begleitparameter bezeichnet werden. Dazu gehören zum einen Parameter die in Zusammenhang mit der Schadstofffracht der Sedimentprobe gesehen werden - z.B. die Körnung der Proben - zum anderen die sogenannten potentiellen *Confounding Factors* wie z.B. pH-Wert, Leitfähigkeit und Nährstoffkonzentrationen (Postma et al., 2002). Die Schadstoff- und Begleitparameter wurden im Wesentlichen auf Basis der GÜBAK-Vorgaben (GÜBAK, 2009) analysiert. Die im PW und EL bestimmten Parameter wurden zusätzlich im Rahmen der ökotoxikologischen Analysen bestimmt.

Tab. 3: Betrachtete Parameter der vorliegenden Arbeit. Reine Stoffangaben beziehen sich auf den Gehalt im jeweiligen Bezugsmedium.

	Parameter/ Parametergruppen			Bezugsmedium
Begleitparameter	pH-Wert	Nitrat ^{b)}	DOC ^{d)}	PW und EL jeweils limnisch und marin ^{e)}
	Leitfähigkeit	Sauerstoff	Siliziumdioxid	
	Ammonium ^{a)}	Phosphat ^{c)}		
Begleitparameter	TS ^{f)} (Gesamtfraktion)	TOC ^{g)}	Schwefel	Gesamtfraktion des Sediments ⁱ⁾
	Fraktion < 20 µm	Stickstoff	Sauerstoffzehrung ^{h)}	
	Fraktion < 63 µm	Phosphor		
Schwermetalle				
Schadstoffe	Arsen	Chrom	Quecksilber	Gesamtfraktion des Sediments und Fraktion < 20 µm
	Blei	Kupfer	Zink	
	Cadmium	Nickel		
Organische Schadstoffe				
Schadstoffe	Kohlenwasserstoffe	PCDD/ PCDF ^{l)}	PCB ^{o)}	Gesamtfraktion des Sediments und Fraktion < 63 µm ^{r)}
	OZV ^{j)}	HCH ^{m)}	PeCB ^{p)}	
	DDX-Parameter ^{k)}	PAK ⁿ⁾	HCB ^{q)}	

a) NH₄⁺-N

b) NO₃⁻-N

c) PO₄³⁻-P

d) *Dissolved Organic Carbon*

e) Siliziumdioxid wird nur in Bezug auf marine Testverfahren berücksichtigt.

f) Trockensubstanz < 2 mm Korngröße

g) *Total Organic Carbon*

h) 180 min

i) TS als Anteil der Originalsubstanz

j) Organozinnverbindungen: MBT (Monobutylzinn), DBT (Dibutylzinn), TBT (Tributylzinn) und TeBT (Tetrabutylzinn)

k) p,p'-DDE (Dichlordiphenyldichlorethen), o,p'-DDD/ p,p'-DDD (Dichlordiphenyldichlorethan), p,p'-DDT (Dichlordiphenyltrichlorethan) und ∑ 6 DDX (DDT+DDD+DDE, je 2 Isomere)

l) Polychlorierte Dibenzo-p-Dioxine/-Furane

m) Hexachlorcyclohexan: α-HCH, β-HCH, γ-HCH, δ-HCH

n) Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe: Naphthalin, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Benz(a)anthracen, Chrysen, Benzo(b)-fluoranthren, Benzo(k)-fluoranthren, Benzo(a)pyren, Benzo(g,h,i)-perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyren, ∑ 16 PAK (Genannte PAK + Acenaphthen, Anthracen, Dibenzo(a,h)anthracen)

o) Polychlorierte Biphenyle mit den Nummern 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 sowie der ∑ der 7 genannten PCB

p) Pentachlorbenzol

q) Hexachlorbenzol

r) OZV und PCDD/PCDF werden nicht auf die Feinfraktion normiert.

Gemäß GÜBAK (2009) werden die Schwermetalle in der Feinfraktion < 20 µm bestimmt und die organischen Schadstoffe mit Ausnahme von TBT auf die Feinfraktion < 63 µm normiert. Zusätzlich zu diesen GÜBAK-relevanten Werten werden bei den Schwermetallen und den organischen Schadstoffen auch die Messwerte der Schadstoffe in der Gesamtfraktion in die Korrelation einbezogen, da aufgrund unterschiedlicher Betrachtungsweisen die Relevanz der beiden Ansätze – also der Bestimmung in der Feinfraktion und in der Gesamtfraktion – für die potentielle Wirkung auf die ökotoxikologischen Testergebnisse unterschiedlich eingeschätzt werden kann. Neben den GÜBAK-Schadstoffen werden weitere Schadstoffe, für die Messdaten vorliegen – beispielsweise PCDD/ PCDF – berücksichtigt. Für die Korrelationsanalyse werden Stoffgehalte, die unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) liegen, der BG gleichgesetzt, um zu vermeiden, dass niedrige Werte von der Analyse ausgeschlossen

sen werden. Da die BG in den verschiedenen Jahren und Laboren teilweise unterschiedlich waren, kann dies die Ergebnisse der Korrelation in einem gewissen Maße beeinflussen. Für die Korrelationsanalyse wurden Parameter ausgewählt, bei denen nicht mehr als rd. 20 % der Werte unterhalb BG liegen. Ausnahme stellt Phosphat im PW der limnischen Testverfahren dar, das einen Anteil von ca. 30 % < BG aufweist und mit einbezogen wird, um Daten für alle 4 wässrigen Medien – also PW und EL jeweils für limnische und marine Verfahren – vollständig einbeziehen zu können. Weiterhin gibt es in der Datenbank vereinzelt Parameter, bei denen die PW-bezogenen Werte aus dem limnischen Testverfahren für das marine Testverfahren übernommen – d.h. nicht gesondert bestimmt – wurden, da es sich bei den verwendeten PW in beiden Testverfahren um das gleiche Medium handelt.

2.2 Theoretischer Hintergrund zu Korrelationsanalysen

Die gängige Statistik bietet ein breites Spektrum unterschiedlicher Ansätze zur Beschreibung und Identifizierung statistischer Beziehung zwischen Messreihen. Die Auswahl eines geeigneten Verfahrens hängt grundsätzlich von der zu beantwortenden Fragestellung, den Eigenschaften des Datensatzes, dem Vorliegen pragmatischer Softwareanwendungen sowie dem Vorhandensein vergleichbarer Literaturdaten ab. Im Rahmen einer Voruntersuchung wurden zwei Korrelationsverfahren – die lineare Korrelation nach *Pearson* und die Rangkorrelation nach *Spearman* – auf den Datensatz angewendet. Die Ergebnisse zeigen, dass die *spearman'sche* Rangkorrelation für den vorliegenden Datensatz i.d.R. etwas höhere Korrelationskoeffizienten berechnet als die lineare Korrelation. Darüber hinaus zeigen sich keine wesentlichen Unterschiede in den Ergebnissen, sodass aus Gründen der Übersichtlichkeit auf eine parallele Darstellung der Ergebnisse verzichtet und die vorliegende Arbeit auf ein Verfahren begrenzt wird. Hierbei wurde die Rangkorrelation nach *Spearman* ausgewählt, da diese sich robust gegenüber Ausreißern verhält und die Berechnung der Signifikanz nicht darauf angewiesen ist, dass die jeweils gegeneinander aufgestellten Variablen zweidimensional normalverteilt sind (Hedderich und Sachs, 2016). Darüber hinaus erscheint die Rangkorrelation geeigneter als die lineare Korrelation, da zu erwarten ist, dass sich die Ergebnisse in der Praxis asymptotisch einem maximalen Wert - z.B. der Hemmung von 100 % - annähern und somit nur in einem sehr begrenzten Bereich einen linearen Verlauf aufweisen können.

Anschaulich lässt sich die Rangkorrelation als lineare Korrelation der Ränge beschreiben. Dabei wird jedem Messwert der einzelnen Datenreihe ein Rang entsprechend seiner Größe zugeordnet. Mehrfach vorkommende Messwerte der Datenreihe – sogenannte Bindungen - erhalten den gleichen gemittelten Rangwert. Die Berechnung des Rangkorrelationskoeffizienten erfolgt nach *Spearman* unter Korrektur des Bindungseinflusses (Hedderich und Sachs, 2016):

$$r = 1 - \frac{6 \cdot \sum_{i=1}^n D^2}{(n^3 - n) - K}$$

Dabei stellt D die Differenz dar, die zwischen den jeweils zusammengehörigen Rängen der beiden Variablen – z.B. eines Schadstoffgehalts und eines ökotoxikologischen Effektwertes - innerhalb der jeweiligen Messreihe - gebildet wird. K ist der Korrekturfaktor, der dem Einfluss der Bindungen auf den Rangkorrelationskoeffizienten entgegenwirken soll (Hedderich und Sachs, 2016):

$$K = \frac{1}{2} \cdot \sum_{i=1}^m (k^3 - k)$$

Hierbei steht k für die jeweilige Anzahl der Wiederholungen der m Bindungswerte der Variablen x und y . Der Korrelationskoeffizient r kann Werte von -1 bis 1 annehmen. Bei $r = 0$ wird eine korrelative Beziehung der Messreihen ausgeschlossen. Werte nahe 1 und -1 sprechen für eine starke positive bzw. negative Korrelation. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass beim Verfahren mit *D. magna* der inverse Endpunkt – respektive die Schwimmfähigkeit und nicht die Schwimmunfähigkeit – in der Datenbank eingetragen ist. Hier wird also im Grunde nicht der ökotoxikologische Effekt, sondern der Anteil ohne Effekt berücksichtigt. Ein negativer Korrelationskoeffizient hinsichtlich der Schwimmfähigkeit von *D. magna* in der Verdünnungsstufe G1 ist folglich analog zu einem positiven Korrelationskoeffizienten der anderen ökotoxikologischen Ergebnisse zu verstehen, d.h. dass bei Proben mit einem höheren Parameterwert – z.B. Schadstoffgehalt – stärkere ökotoxikologische Effekte zu beobachten sind.

Der Korrelationskoeffizient beschreibt zunächst den vorliegenden Zusammenhang innerhalb der Stichprobe. Durch Feststellung der Signifikanz soll gezeigt werden, ob die Ergebnisse auf eine Grundgesamtheit übertragbar sind. Dies ist der Fall, wenn die Irrtumswahrscheinlichkeit einen festgelegten Wert – i.d.R. und auch in der vorliegenden Arbeit $\alpha < 0,05$ – unterschreitet (Hedderich und Sachs, 2016). Die Signifikanz einer Korrelation hängt von der Größe des Korrelationskoeffizienten und der Anzahl der Wertepaare ab, d.h. dass bei einer großen Anzahl gegenübergestellter Werte bereits niedrige Korrelationskoeffizienten als statistisch signifikant gelten, während bei einem geringen Wertebereich die Korrelationskoeffizienten höhere Werte annehmen müssen, um statistisch signifikant zu sein. Es ist anzumerken, dass beim *spearman'schen* Rangkorrelationskoeffizienten die berechnete Signifikanz nur eingeschränkte Aussagekraft hat, da sie bei wiederholt auftretenden Messwerten einer Messreihe – welche im vorliegenden Datensatz sehr häufig auftreten – nicht korrekt ausgegeben werden kann. Das Herausrechnen der Bindungswerte ist nicht realisierbar, da diese teilweise einen erheblichen Anteil der Messwerte der jeweiligen Parameter betreffen und zum Teil – z.B. beim pT-Wert-System gemäß Abschnitt 1.2 – erwünscht sind. Der Bindungseinfluss auf die Signifikanzberechnung ist allerdings insofern unproblematisch, als dass aufgrund des umfassenden Probenumfangs für viele Beziehungen bereits sehr niedrige betragsmäßige Korrelationskoeffizienten $|r| < 0,1$, die praktisch nicht von Bedeutung sind, als statistisch signifikant gelten (Hedderich und Sachs, 2016). Die Anzahl der gegeneinander geprüften Wertepaare je Parameter reicht in der vorliegenden Arbeit von 34 bis 757, wobei sie mehrheitlich im dreistelligen Bereich > 400 liegt. Die Bewertung der Relevanz der Parameter muss

somit maßgeblich auf der Höhe der Korrelationskoeffizienten und den Diagrammverläufen basieren.

2.3 Vorgehensweise

Das methodische Vorgehen der vorliegenden Arbeit ist schematisch in Abb. 2 dargestellt. Die Überprüfung der Datenreihen auf Korrelation nach *Spearman* erfolgt mit der Funktion *rcorr()* des Zusatzpakets *Hmisc* der Statistikfreeware *R* Version 3.3.2 von der R Foundation for Statistical Computing. Der zugehörige Programmtext ist mit Erläuterungen in Tab. 4 gegeben.

Tab. 4: Programmtext und Erläuterungen zur Korrelationsanalyse mit *rcorr()* in *R*.

Eingabebefehl	Bedeutung/ Ziel
<code>T<-read.csv2(„Tabelle.csv“,header=TRUE)</code>	Einlesen der Datentabelle (Tabelle zuvor im csv-Format gespeichert. Die 1. Zeile der Tabelle enthält die Parameterbezeichnung)
<code>install.packages(„Hmisc“)</code>	Installation des Zusatzpakets
<code>library(Hmisc)</code>	Laden des Zusatzpakets
<code>rcorr(as.matrix(T),type=c("spearman"))</code>	Ausgabe der Korrelationstabelle

Die Ergebnistabelle der Korrelation wird in 3.1 dargestellt und zunächst allgemein beschrieben. In den Abschnitten 3.2 bis 3.10 erfolgt dann die genauere Darstellung der Ergebnisse in Bezug auf einzelne ausgewählte Schadstoff- und Begleitparameter. Da die Signifikanz aufgrund der Bindungswerte nur eingeschränkte Aussagekraft hat und aufgrund des großen Probenumfangs bereits sehr niedrige Korrelationskoeffizienten signifikant sein können, wird hier als grundsätzliches Relevanzkriterium eine Höhe der Korrelationskoeffizienten von $|r| \geq 0,50$ festgelegt. Eine weitere Eingrenzung der genauer darzustellenden Beziehungen erfolgt auf Basis der Ergebnisse in Abschnitt 3.1. Aufbauend auf die Ergebnisse erfolgt in Abschnitt 4. - sofern entsprechende Literaturquellen vorliegen - eine Interpretation in Hinblick auf die kausale Begründbarkeit der Korrelation. Dabei wird auch die Korrelation der Schadstoff- und Begleitparameter untereinander einbezogen.

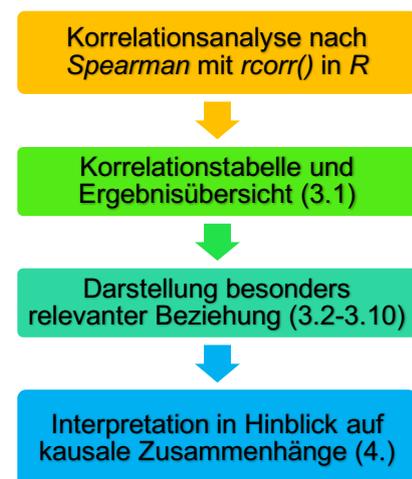


Abb. 2: Methodisches Vorgehen

3. Ergebnisse

3.1. Korrelationstabelle, Ergebnisübersicht und Parameterauswahl

Die Ergebnisse der durchgeführten Korrelationen nach *Spearman* sind in Tab. 5 dargestellt. Grüne Felder zeigen signifikante Beziehungen auf, rote Felder heben Korrelationskoeffizienten mit Beträgen von $|r| \geq 0,50$ hervor. Zusammengefasst lässt sich sagen, dass die Beziehungen von ökotoxikologischen Analyseergebnissen zu Schadstoff- und Begleitparametern nach *Spearman* in rd. 83 % der Fälle statistisch signifikant sind. Dabei ist zu berücksichtigen, dass aufgrund der großen Probenanzahl teilweise betragsmäßige Korrelationskoeffizienten $|r| < 0,10$ als signifikant ausgewiesen werden und wie in 2.2 geschildert die Signifikanz bei Bindungen überschätzt werden kann. Aufgrund des umfassenden Anteils signifikanter Ergebnisse und der genannten Einschränkungen wird – mit Ausnahme von Tab. 5 – auf die Erwähnung der Signifikanz der Korrelationskoeffizienten bzw. der Deklaration mit dem Symbol * weitgehend verzichtet und hauptsächlich auf die Höhe der Korrelationskoeffizienten eingegangen. Die betragsmäßigen Korrelationskoeffizienten umfassen Werte von $|r| = 0,00$ bis $|r| = 0,80$. Die Anzahl der gegeneinander geprüften Wertepaare reicht von 34 bis 757, wobei sie mehrheitlich im Bereich > 400 liegt. Eine geringere Anzahl an Werten liegt v.a. für DOC, PCDD/ PCDF, Siliziumdioxid sowie die Sedimentkontakttests vor.

Wie in 2.2 beschrieben liegt hinsichtlich des Daphnientests die Besonderheit vor, dass hier nicht der eigentliche ökotoxikologische Effekt (Schwimmunfähigkeit), sondern der Anteil ohne Effekt (Schwimmfähigkeit) berücksichtigt wird. Ein negativer Korrelationskoeffizient hinsichtlich der Schwimmfähigkeit von *D. magna* in der Verdünnungsstufe G1 bedeutet, dass bei Proben mit einem höheren Parameterwert – z.B. Schadstoffgehalt – stärkere ökotoxikologische Effekte zu beobachten sind. Die Beziehungen der ökotoxikologischen Testergebnisse zu Schadstoffgehalten sind i.d.R. positiv – respektive negativ hinsichtlich der Daphnienschwimmfähigkeit. Negative Korrelationen der ökotoxikologischen Ergebnisse in Bezug auf Schadstoffe liegen lediglich mit niedrigen betragsmäßigen Korrelationskoeffizienten $|r| \leq 0,20$ vor, beispielsweise zwischen δ -HCH und der Lumineszenzhemmung der Leuchtbakterien in PW ($r = -0,20$) und EL ($r = -0,17$). Bei den im Sediment bestimmten Begleitparametern sind die Korrelationskoeffizienten i.d.R. positiv – respektive hinsichtlich *D. magna* in G1 negativ. In der Beziehung zum TS-Anteil der Sedimentproben gilt der gegensätzliche Fall. Hier ist die Beziehung zu den ökotoxikologischen Ergebnissen - mit Ausnahme von *D. magna* in der G1 - negativ. Hinsichtlich der in PW und EL bestimmten Begleitparameter liegen unterschiedlich gerichtete statistische Beziehungen zu den ökotoxikologischen Testergebnissen vor, die für relevante Parameter in den folgenden Abschnitten genauer beschrieben werden.

Tab. 5: Korrelationskoeffizienten, Signifikanz und Anzahl der verglichenen Wertepaare (in Klammern) hinsichtlich der Korrelation zwischen Schadstoff- und Begleitparametern und den Ergebnissen ökotoxikologischer Untersuchungen nach Spearman. Signifikante Korrelationskoeffizienten ($\alpha < 0,05$, *) sind mit grüner Hinterlegung gekennzeichnet. Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ sind rot hinterlegt. Fett gedruckt sind Parameter bzw. Beziehungen, die in 3.2 – 3.10 genauer dargestellt werden. (- = nicht bestimmt) (Genauere Angaben zu den ökotoxikologischen Verfahren sind Abschnitt 2.1 zu entnehmen)

		<i>V. fischeri</i> (Hemmung)				<i>D. subspicatus</i> (Hemmung)				<i>D. magna</i> (Schwimmfähigkeit)				<i>A. globiformis</i> (Hemmung)	<i>P. tricornutum</i> (Hemmung)				<i>C. volutator</i> (Mortalität)
		Limnisch								Marin									
		% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	%	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	%
		PW	EL	PW	EL	PW	EL	PW	EL	Sedi- ment	PW	EL	Sedi- ment						
Begleitparameter in PW / EL ^{a)}	pH-Wert	-0,10* (616)	-0,11* (627)	0,08 (624)	0,04 (626)	-0,56* (745)	-0,41* (746)	0,02 (744)	0,02 (745)	0,50* (640)	-0,53* (640)	0,10* (640)	-0,09* (640)	-0,04 (282)	-0,22* (492)	-0,24* (492)	-0,08 (495)	-0,03 (495)	-0,18* (339)
	Leitfähigkeit	0,09* (616)	0,16* (627)	0,39* (624)	0,35* (626)	0,67* (745)	0,49* (746)	0,52* (744)	0,27* (745)	-0,55* (640)	0,57* (640)	-0,43* (640)	0,42* (640)	0,00 (282)	0,48* (492)	0,53* (492)	-0,08 (495)	0,04 (495)	0,40* (339)
	Ammonium	0,14* (616)	0,16* (626)	0,39* (623)	0,33* (625)	0,80* (744)	0,52* (745)	0,67* (744)	0,45* (745)	-0,70* (639)	0,70* (639)	-0,69* (640)	0,65* (640)	0,14* (282)	0,41* (494)	0,39* (494)	0,36* (492)	0,34* (492)	0,40* (341)
	Sauerstoff	0,01 (616)	-0,01 (627)	-0,19* (624)	-0,24* (626)	-0,16* (745)	-0,21* (746)	-0,36* (744)	-0,29* (745)	0,07 (640)	-0,17* (640)	0,29* (640)	-0,30* (640)	0,08 (282)	-0,04 (489)	-0,19* (489)	-0,26* (493)	-0,17* (493)	-0,15* (339)
	Nitratgehalt	0,14* (615)	0,13* (625)	-0,17* (623)	-0,09* (625)	-0,12* (732)	-0,09* (733)	-0,31* (731)	-0,32* (732)	0,12* (633)	-0,19* (633)	0,17* (633)	-0,18* (633)	0,02 (281)	0,17* (489)	0,21* (489)	0,11* (487)	0,07 (487)	0,20* (341)
	Phosphat	0,21* (615)	0,17* (625)	0,27* (622)	0,23* (624)	0,00 (729)	-0,13* (730)	0,11* (730)	-0,04 (731)	-0,07 (630)	0,02 (630)	0,01 (632)	-0,01 (632)	0,08 (281)	0,11* (486)	0,11* (486)	0,30* (487)	0,28* (487)	0,25* (341)
	DOC	-0,02 (193)	0,33* (193)	0,68* (109)	0,58* (109)	0,61* (193)	0,53* (193)	0,75* (109)	0,36* (109)	-0,39* (193)	0,33* (193)	-0,63* (109)	0,55* (109)	-	0,18 (34)	0,10 (34)	0,42* (44)	0,22 (44)	-0,21 (34)
	Siliziumdioxid	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,14 (96)	0,08 (96)	0,29* (110)	0,25* (110)	0,40* (59)

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 5 -

		<i>V. fischeri</i> (Hemmung)				<i>D. subspicatus</i> (Hemmung)				<i>D. magna</i> (Schwimmfähigkeit)				<i>A. globiformis</i> (Hemmung)	<i>P. tricornutum</i> (Hemmung)				<i>C. volutator</i> (Mortalität)
		Limnisch												Marin					
		% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	%	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	%
		PW		EL		PW		EL		PW		EL	Sedi- ment	PW		EL		Sedi- ment	
Begleitparameter im Sediment	TS	-0,21* (615)	-0,14* (626)	-0,35* (625)	-0,38* (627)	-0,12* (744)	-0,07 (745)	-0,33* (744)	-0,17* (756)	0,09* (639)	-0,17* (639)	0,22* (642)	-0,23* (642)	-0,20* (283)	-0,15* (499)	-0,16* (499)	-0,49* (504)	-0,36* (504)	-0,31* (347)
	TOC	0,21* (616)	0,17* (627)	0,40* (626)	0,40* (628)	0,33* (745)	0,19* (746)	0,47* (745)	0,28* (757)	-0,30* (640)	0,35* (640)	-0,38* (643)	0,38* (643)	0,27* (283)	0,24* (499)	0,25* (499)	0,49* (504)	0,39* (504)	0,31* (347)
	TS < 20 µm	0,24* (616)	0,15* (627)	0,40* (626)	0,36* (628)	0,16* (745)	0,09* (746)	0,36* (745)	0,19* (757)	-0,14* (640)	0,23* (640)	-0,27* (643)	0,29* (643)	0,26* (283)	0,15* (499)	0,14* (499)	0,41* (504)	0,32* (504)	0,19* (347)
	TS < 63 µm	0,24* (616)	0,14* (627)	0,38* (626)	0,33* (628)	0,17* (745)	0,10* (746)	0,36* (745)	0,18* (757)	-0,16* (640)	0,24* (640)	-0,26* (643)	0,27* (643)	0,27* (283)	0,16* (499)	0,14* (499)	0,40* (504)	0,30* (504)	0,22* (347)
	Stickstoff	0,25* (602)	0,18* (613)	0,45* (612)	0,39* (614)	0,37* (731)	0,23* (732)	0,49* (731)	0,28* (743)	-0,33* (626)	0,38* (626)	-0,43* (629)	0,42* (629)	0,27* (282)	0,19* (498)	0,23* (498)	0,47* (503)	0,36* (503)	0,34* (347)
	Phosphor	0,25* (602)	0,16* (613)	0,42* (612)	0,37* (614)	0,37* (731)	0,21* (732)	0,48* (731)	0,26* (743)	-0,34* (626)	0,38* (626)	-0,45* (629)	0,43* (629)	0,23* (282)	0,19* (498)	0,20* (498)	0,38* (503)	0,30* (503)	0,33* (347)
	Schwefel	0,16* (545)	0,13* (555)	0,35* (556)	0,32* (556)	0,16* (673)	0,06 (674)	0,30* (673)	0,11* (685)	-0,10* (568)	0,20* (568)	-0,24* (571)	0,25* (571)	0,24* (270)	0,14* (457)	0,13* (457)	0,39* (457)	0,34* (457)	0,14* (307)
Sauerstoff- zehrung	0,22* (604)	0,13* (615)	0,32* (614)	0,31* (616)	0,17* (721)	0,16* (722)	0,31* (721)	0,17* (731)	-0,13* (628)	0,19* (628)	-0,22* (629)	0,23* (629)	0,08 (281)	0,27* (483)	0,23* (483)	0,49* (483)	0,40* (483)	0,32* (337)	

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 5 -

		<i>V. fischeri</i> (Hemmung)				<i>D. subspicatus</i> (Hemmung)				<i>D. magna</i> (Schwimmfähigkeit)				<i>A. globiformis</i> (Hemmung)	<i>P. tricornutum</i> (Hemmung)				<i>C. volutator</i> (Mortalität)
		Limnisch												Marin					
		% (G1)	pT-Wert	% (G1)	pT-Wert	% (G1)	pT-Wert	% (G1)	pT-Wert	% (G1)	pT-Wert	% (G1)	pT-Wert	%	% (G1)	pT-Wert	% (G1)	pT-Wert	%
		PW	EL	PW	EL	PW	EL	PW	EL	Sediment	PW	EL	Sediment						
Schwermetalle in Gesamtfraktion	Arsen	0,14* (419)	0,10* (419)	0,38* (420)	0,36* (420)	0,14* (524)	0,07 (525)	0,38* (523)	0,14* (534)	-0,14* (442)	0,22* (442)	-0,20* (443)	0,21* (443)	0,30* (160)	0,22* (342)	0,19* (342)	0,52* (347)	0,45* (347)	0,29* (202)
	Blei	0,09 (419)	0,06 (419)	0,40* (420)	0,39* (420)	0,16* (524)	0,10* (525)	0,40* (523)	0,16* (534)	-0,14* (442)	0,24* (442)	-0,21* (443)	0,24* (443)	0,32* (160)	0,20* (342)	0,17* (342)	0,49* (347)	0,42* (347)	0,25* (202)
	Cadmium	0,12* (419)	0,13* (419)	0,36* (420)	0,38* (420)	0,50* (524)	0,30* (525)	0,59* (523)	0,31* (534)	-0,50* (442)	0,53* (442)	-0,55* (443)	0,51* (443)	0,22* (160)	0,30* (342)	0,32* (342)	0,45* (347)	0,43* (347)	0,31* (202)
	Chrom	-0,01 (419)	-0,01 (419)	0,29* (420)	0,34* (420)	0,05 (524)	0,02 (525)	0,31* (523)	0,11* (534)	-0,07 (442)	0,18* (442)	-0,12* (443)	0,17* (443)	0,46* (160)	0,19* (342)	0,15* (342)	0,52* (347)	0,44* (347)	0,20* (202)
	Kupfer	0,16* (419)	0,10* (419)	0,39* (420)	0,36* (420)	0,32* (524)	0,16* (525)	0,48* (523)	0,22* (534)	-0,34* (442)	0,38* (442)	-0,42* (443)	0,40* (443)	0,25* (160)	0,24* (342)	0,23* (342)	0,43* (347)	0,40* (347)	0,23* (202)
	Nickel	0,06 (419)	0,03 (419)	0,36* (420)	0,35* (420)	0,08 (524)	0,05 (525)	0,35* (523)	0,12* (534)	-0,08 (442)	0,18* (442)	-0,13* (443)	0,17* (443)	0,39* (160)	0,19* (342)	0,17* (342)	0,52* (347)	0,44* (347)	0,26* (202)
	Quecksilber	0,16* (419)	0,10* (419)	0,43* (420)	0,40* (420)	0,26* (524)	0,17* (525)	0,45* (523)	0,19* (534)	-0,20* (442)	0,29* (442)	-0,29* (443)	0,29* (443)	0,26* (160)	0,21* (342)	0,21* (342)	0,47* (347)	0,40* (347)	0,27* (202)
	Zink	0,12* (419)	0,12* (419)	0,37* (420)	0,40* (420)	0,36* (524)	0,22* (525)	0,52* (523)	0,25* (534)	-0,34* (442)	0,40* (442)	-0,43* (443)	0,42* (443)	0,24* (160)	0,28* (342)	0,27* (342)	0,50* (347)	0,45* (347)	0,33* (202)

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 5 -

		<i>V. fischeri</i> (Hemmung)				<i>D. subspicatus</i> (Hemmung)				<i>D. magna</i> (Schwimmfähigkeit)				<i>A. globiformis</i> (Hemmung)	<i>P. tricornutum</i> (Hemmung)				<i>C. volutator</i> (Mortalität)
		Limnisch												Marin					
		% (G1)	pT-Wert	% (G1)	pT-Wert	% (G1)	pT-Wert	% (G1)	pT-Wert	% (G1)	pT-Wert	% (G1)	pT-Wert	%	% (G1)	pT-Wert	% (G1)	pT-Wert	%
		PW	EL	PW	EL	PW	EL	PW	EL	Sedi-ment	PW	EL	Sedi-ment						
Schwermetalle in Fraktion < 20 µm	Arsen	0,15* (614)	0,08* (625)	0,14* (624)	0,11* (626)	0,24* (743)	0,14* (744)	0,20* (743)	0,20* (755)	-0,40* (638)	0,35* (638)	-0,24* (641)	0,23* (641)	0,13* (282)	0,14* (499)	0,06 (499)	-0,04 (504)	-0,07 (504)	0,09 (347)
	Blei	0,03 (614)	0,05 (625)	0,12* (624)	0,17* (626)	0,34* (743)	0,22* (744)	0,25* (743)	0,16* (755)	-0,40* (638)	0,33* (638)	-0,32* (641)	0,33* (641)	-0,02 (282)	0,10* (499)	0,11* (499)	-0,12* (504)	-0,10* (504)	0,00 (347)
	Cadmium	0,13* (614)	0,16* (625)	0,19* (624)	0,24* (626)	0,59* (743)	0,38* (744)	0,47* (743)	0,32* (755)	-0,61* (638)	0,56* (638)	-0,57* (641)	0,55* (641)	-0,01 (282)	0,27* (499)	0,27* (499)	0,06 (504)	0,08 (504)	0,27* (347)
	Chrom	-0,10* (614)	-0,01 (625)	-0,06 (624)	0,12* (626)	0,00 (743)	-0,04 (744)	-0,03 (743)	-0,02 (755)	0,03 (638)	-0,03 (638)	-0,05 (641)	0,12* (641)	-0,08 (282)	-0,06 (499)	-0,04 (499)	-0,04 (504)	-0,02 (504)	-0,02 (347)
	Kupfer	0,07 (614)	0,09* (625)	0,17* (624)	0,21* (626)	0,48* (743)	0,31* (744)	0,38* (743)	0,26* (755)	-0,57* (638)	0,51* (638)	-0,49* (641)	0,48* (641)	-0,06 (282)	0,19* (499)	0,19* (499)	-0,06 (504)	-0,03 (504)	0,11 (347)
	Nickel	-0,12* (614)	-0,08* (625)	-0,04 (624)	0,07 (626)	0,09* (743)	0,04 (744)	0,09* (743)	0,08* (755)	-0,11* (638)	0,10* (638)	-0,07 (641)	0,11* (641)	0,02 (282)	0,09* (499)	0,02 (499)	-0,03 (504)	-0,05 (504)	-0,02 (347)
	Quecksilber	0,15* (614)	0,11* (625)	0,22* (624)	0,23* (626)	0,42* (743)	0,24* (744)	0,31* (743)	0,20* (755)	-0,44* (638)	0,40* (638)	-0,44* (641)	0,42* (641)	-0,08 (282)	0,09* (499)	0,06 (499)	-0,08 (504)	-0,06 (504)	0,11* (347)
	Zink	0,16* (614)	0,14* (625)	0,22* (624)	0,21* (626)	0,53* (743)	0,36* (744)	0,44* (743)	0,30* (755)	-0,59* (638)	0,53* (638)	-0,52* (641)	0,50* (641)	-0,03 (282)	0,20* (499)	0,18* (499)	-0,03 (504)	-0,04 (504)	0,29* (347)

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 5 -

		<i>V. fischeri</i> (Hemmung)				<i>D. subspicatus</i> (Hemmung)				<i>D. magna</i> (Schwimmfähigkeit)				<i>A. globi- formis</i> (Hem- mung)	<i>P. tricornutum</i> (Hemmung)				<i>C. vo- lutor</i> (Mor- talität)
		Limnisch								Marin									
		% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	%	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	%
		PW		EL		PW		EL		PW		EL		Sedi- ment	PW		EL		Sedi- ment
Organische Schadstoffe in Gesamtfraktion	Naphthalin	0,11* (613)	0,08* (624)	0,30* (623)	0,32* (625)	0,33* (742)	0,19* (743)	0,43* (742)	0,24* (754)	-0,31* (637)	0,36* (637)	-0,43* (640)	0,41* (640)	0,29* (282)	0,13* (499)	0,22* (499)	0,35* (504)	0,31* (504)	0,22* (347)
	Fluoren	0,04 (613)	0,06 (624)	0,22* (623)	0,31* (625)	0,35* (742)	0,26* (743)	0,43* (742)	0,27* (754)	-0,33* (637)	0,39* (637)	-0,40* (640)	0,40* (640)	0,22* (282)	0,20* (499)	0,29* (499)	0,32* (504)	0,32* (504)	0,08 (347)
	Phenanthren	0,15* (613)	0,13* (624)	0,30* (623)	0,35* (625)	0,36* (742)	0,22* (743)	0,41* (742)	0,24* (754)	-0,34* (637)	0,39* (637)	-0,42* (640)	0,40* (640)	0,18* (282)	0,18* (499)	0,22* (499)	0,32* (504)	0,30* (504)	0,13* (347)
	Anthracen	0,11* (613)	0,10* (624)	0,26* (623)	0,31* (625)	0,32* (742)	0,20* (743)	0,38* (742)	0,22* (754)	-0,29* (637)	0,34* (637)	-0,39* (640)	0,38* (640)	0,20* (282)	0,15* (499)	0,21* (499)	0,29* (504)	0,25* (504)	0,22* (347)
	Fluoranthren	0,21* (613)	0,16* (624)	0,32* (623)	0,35* (625)	0,38* (742)	0,22* (743)	0,42* (742)	0,24* (754)	-0,38* (637)	0,40* (637)	-0,44* (640)	0,41* (640)	0,17* (282)	0,18* (499)	0,21* (499)	0,31* (504)	0,29* (504)	0,20* (347)
	Pyren	0,21* (613)	0,16* (624)	0,33* (623)	0,35* (625)	0,38* (742)	0,22* (743)	0,43* (742)	0,25* (754)	-0,39* (637)	0,40* (637)	-0,44* (640)	0,41* (640)	0,18* (282)	0,16* (499)	0,19* (499)	0,32* (504)	0,28* (504)	0,21* (347)
	Benz(a)- anthracen	0,19* (613)	0,16* (624)	0,31* (623)	0,35* (625)	0,37* (742)	0,23* (743)	0,42* (742)	0,24* (754)	-0,34* (637)	0,36* (637)	-0,42* (640)	0,39* (640)	0,17* (282)	0,17* (499)	0,20* (499)	0,33* (504)	0,28* (504)	0,24* (347)
	Chrysen	0,17* (613)	0,16* (624)	0,30* (623)	0,36* (625)	0,39* (742)	0,24* (743)	0,44* (742)	0,25* (754)	-0,37* (637)	0,40* (637)	-0,45* (640)	0,43* (640)	0,16* (282)	0,17* (499)	0,23* (499)	0,34* (504)	0,33* (504)	0,21* (347)
	Benzo(b)- fluoranthren	0,20* (613)	0,20* (624)	0,31* (623)	0,35* (625)	0,34* (742)	0,19* (743)	0,38* (742)	0,20* (754)	-0,31* (637)	0,34* (637)	-0,41* (640)	0,40* (640)	0,14* (282)	0,12* (499)	0,16* (499)	0,30* (504)	0,26* (504)	0,16* (347)
	Benzo(k)- fluoranthren	0,18* (601)	0,20* (612)	0,27* (611)	0,34* (613)	0,31* (730)	0,16* (731)	0,34* (730)	0,19* (742)	-0,28* (625)	0,33* (625)	-0,38* (628)	0,37* (628)	0,16* (270)	0,12* (487)	0,17* (487)	0,31* (487)	0,28* (487)	0,13* (330)
	Benzo(a)- pyren	0,16* (613)	0,15* (624)	0,25* (623)	0,30* (625)	0,33* (742)	0,19* (743)	0,38* (742)	0,21* (754)	-0,32* (637)	0,34* (637)	-0,37* (640)	0,36* (640)	0,17* (282)	0,17* (499)	0,22* (499)	0,34* (504)	0,27* (504)	0,23* (347)
	Benzo-(g,h,i)- perylene	0,17* (613)	0,13* (624)	0,28* (623)	0,30* (625)	0,29* (742)	0,15* (743)	0,40* (742)	0,19* (754)	-0,30* (637)	0,32* (637)	-0,40* (640)	0,37* (640)	0,25* (282)	0,11* (499)	0,16* (499)	0,34* (504)	0,25* (504)	0,27* (347)
	Indeno-(1,2,3- cd)-pyren	0,19* (613)	0,12* (624)	0,25* (623)	0,26* (625)	0,21* (742)	0,11* (743)	0,31* (742)	0,13* (754)	-0,22* (637)	0,24* (637)	-0,30* (640)	0,28* (640)	0,24* (282)	0,06 (499)	0,09* (499)	0,26* (504)	0,17* (504)	0,22* (347)
	Σ 16 PAK	0,18* (613)	0,15* (624)	0,31* (623)	0,35* (625)	0,36* (742)	0,21* (743)	0,42* (742)	0,24* (754)	-0,35* (637)	0,38* (637)	-0,43* (640)	0,41* (640)	0,20* (282)	0,16* (499)	0,21* (499)	0,34* (504)	0,29* (504)	0,21* (347)

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 5 -

	<i>V. fischeri</i> (Hemmung)				<i>D. subspicatus</i> (Hemmung)				<i>D. magna</i> (Schwimmfähigkeit)				<i>A. globiformis</i> (Hemmung)	<i>P. tricornutum</i> (Hemmung)				<i>C. volutator</i> (Mortalität)	
	Limnisch													Marin					
	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	%
	PW	EL	PW	EL	PW	EL	PW	EL	Sedi- ment	PW	EL	Sedi- ment							
Organische Schadstoffe in Gesamtfraktion	Kohlenwasserstoffe	0,13* (614)	0,13* (625)	0,36* (624)	0,33* (626)	0,32* (743)	0,15* (744)	0,39* (743)	0,24* (755)	-0,30* (638)	0,34* (638)	-0,30* (641)	0,28* (641)	0,23* (282)	0,11* (499)	0,14* (499)	0,23* (504)	0,21* (504)	0,10 (347)
	PCB 28	0,24* (614)	0,20* (625)	0,42* (624)	0,39* (626)	0,35* (743)	0,23* (744)	0,38* (743)	0,22* (755)	-0,31* (638)	0,38* (638)	-0,42* (641)	0,44* (641)	0,03 (283)	0,09* (499)	0,16* (499)	0,17* (504)	0,18* (504)	0,08 (347)
	PCB 52	0,18* (614)	0,16* (625)	0,39* (624)	0,38* (626)	0,41* (743)	0,25* (744)	0,46* (743)	0,28* (755)	-0,40* (638)	0,46* (638)	-0,44* (641)	0,45* (641)	0,13* (283)	0,21* (499)	0,23* (499)	0,23* (504)	0,24* (504)	0,04 (347)
	PCB 101	0,16* (614)	0,14* (625)	0,39* (624)	0,40* (626)	0,35* (743)	0,21* (744)	0,43* (743)	0,24* (755)	-0,34* (638)	0,39* (638)	-0,39* (641)	0,39* (641)	0,20* (283)	0,16* (499)	0,20* (499)	0,28* (504)	0,24* (504)	0,13* (347)
	PCB 118	0,15* (614)	0,13* (625)	0,35* (624)	0,38* (626)	0,35* (743)	0,19* (744)	0,44* (743)	0,26* (755)	-0,36* (638)	0,40* (638)	-0,39* (641)	0,39* (641)	0,20* (283)	0,16* (499)	0,18* (499)	0,33* (504)	0,28* (504)	0,13* (347)
	PCB 138	0,18* (614)	0,17* (625)	0,38* (624)	0,36* (626)	0,37* (743)	0,21* (744)	0,42* (743)	0,26* (755)	-0,34* (638)	0,38* (638)	-0,38* (641)	0,38* (641)	0,24* (283)	0,14* (499)	0,20* (499)	0,28* (504)	0,26* (504)	0,11* (347)
	PCB 153	0,17* (614)	0,15* (625)	0,42* (624)	0,38* (626)	0,35* (743)	0,20* (744)	0,42* (743)	0,23* (755)	-0,36* (638)	0,39* (638)	-0,37* (641)	0,38* (641)	0,17* (283)	0,10* (499)	0,16* (499)	0,24* (504)	0,21* (504)	0,16* (347)
	PCB 180	0,16* (614)	0,12* (625)	0,36* (624)	0,36* (626)	0,34* (743)	0,20* (744)	0,40* (743)	0,23* (755)	-0,37* (638)	0,40* (638)	-0,36* (641)	0,36* (641)	0,21* (283)	0,16* (499)	0,16* (499)	0,29* (504)	0,25* (504)	0,15* (347)
	Σ 7 PCB	0,18* (613)	0,16* (624)	0,40* (623)	0,39* (625)	0,38* (742)	0,21* (743)	0,44* (742)	0,26* (754)	-0,37* (637)	0,42* (637)	-0,41* (640)	0,41* (640)	0,19* (283)	0,14* (498)	0,19* (498)	0,27* (503)	0,24* (503)	0,13* (347)
	α-HCH	0,06 (614)	0,09* (625)	0,18* (624)	0,27* (626)	0,36* (743)	0,23* (744)	0,37* (743)	0,24* (755)	-0,35* (638)	0,37* (638)	-0,39* (641)	0,40* (641)	0,19* (283)	0,24* (499)	0,24* (499)	0,19* (504)	0,19* (504)	0,11* (347)
	β-HCH	0,06 (595)	0,13* (606)	0,16* (607)	0,22* (607)	0,39* (724)	0,23* (725)	0,35* (724)	0,23* (736)	-0,38* (619)	0,39* (619)	-0,42* (622)	0,40* (622)	0,10 (271)	0,22* (484)	0,25* (484)	0,19* (484)	0,19* (484)	0,18* (327)
	γ-HCH	0,07 (614)	0,13* (625)	0,17* (624)	0,27* (626)	0,35* (743)	0,22* (744)	0,36* (743)	0,26* (755)	-0,31* (638)	0,32* (638)	-0,42* (641)	0,41* (641)	0,04 (283)	0,18* (499)	0,23* (499)	0,11* (504)	0,15* (504)	-0,02 (347)
δ-HCH	-0,07 (591)	0,08 (602)	0,03 (603)	0,24* (603)	0,36* (720)	0,24* (721)	0,37* (720)	0,27* (732)	-0,32* (615)	0,33* (615)	-0,36* (618)	0,38* (618)	0,13* (267)	0,25* (480)	0,30* (480)	0,22* (480)	0,26* (480)	0,08 (323)	

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 5 -

		<i>V. fischeri</i> (Hemmung)				<i>D. subspicatus</i> (Hemmung)				<i>D. magna</i> (Schwimmfähigkeit)				<i>A. globi- formis</i> (Hem- mung)	<i>P. tricornutum</i> (Hemmung)				<i>C. vo- lutor</i> (Mor- talität)
		Limnisch												Marin					
		% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	%	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	%
		PW	EL	PW	EL	PW	EL	PW	EL	PW	EL	Sedi- ment	PW	EL	Sedi- ment				
Organische Schadstoffe in Gesamtfraktion	p,p'-DDE	0,22* (610)	0,20* (621)	0,42* (620)	0,39* (622)	0,50* (739)	0,27* (740)	0,56* (739)	0,33* (751)	-0,49* (634)	0,51* (634)	-0,56* (637)	0,53* (637)	0,19* (279)	0,24* (495)	0,29* (495)	0,36* (500)	0,31* (500)	0,28* (343)
	o,p'-DDD	0,18* (595)	0,18* (606)	0,37* (607)	0,39* (607)	0,47* (724)	0,27* (725)	0,52* (724)	0,30* (736)	-0,44* (619)	0,50* (619)	-0,54* (622)	0,52* (622)	0,20* (271)	0,27* (484)	0,26* (484)	0,35* (484)	0,29* (484)	0,28* (327)
	p,p'-DDD	0,18* (610)	0,19* (621)	0,37* (620)	0,37* (622)	0,50* (739)	0,28* (740)	0,52* (739)	0,32* (751)	-0,46* (634)	0,49* (634)	-0,54* (637)	0,51* (637)	0,20* (279)	0,25* (495)	0,28* (495)	0,33* (500)	0,30* (500)	0,27* (343)
	p,p'-DDT	0,21* (610)	0,24* (621)	0,31* (620)	0,27* (622)	0,38* (739)	0,18* (740)	0,39* (739)	0,23* (751)	-0,40* (634)	0,38* (634)	-0,43* (637)	0,42* (637)	0,18* (279)	0,17* (495)	0,20* (495)	0,17* (500)	0,13* (500)	0,26* (343)
	∑ 6 DDX	0,20* (599)	0,22* (610)	0,38* (611)	0,35* (611)	0,48* (728)	0,25* (729)	0,50* (728)	0,29* (740)	-0,47* (623)	0,49* (623)	-0,54* (626)	0,51* (626)	0,18* (271)	0,25* (484)	0,26* (484)	0,30* (484)	0,26* (484)	0,28* (327)
	PeCB	0,11* (614)	0,09* (625)	0,28* (624)	0,33* (626)	0,38* (743)	0,23* (744)	0,44* (743)	0,25* (755)	-0,33* (638)	0,35* (638)	-0,45* (641)	0,42* (641)	0,29* (283)	0,16* (499)	0,25* (499)	0,33* (504)	0,29* (504)	0,18* (347)
	HCB	0,17* (614)	0,16* (625)	0,34* (624)	0,37* (626)	0,41* (743)	0,25* (744)	0,48* (743)	0,29* (755)	-0,40* (638)	0,43* (638)	-0,46* (641)	0,45* (641)	0,25* (283)	0,23* (499)	0,26* (499)	0,36* (504)	0,31* (504)	0,19* (347)
	MBT	0,13* (615)	0,13* (626)	0,28* (625)	0,27* (627)	0,36* (744)	0,17* (745)	0,43* (744)	0,32* (756)	-0,47* (639)	0,42* (639)	-0,33* (642)	0,31* (642)	0,33* (283)	0,25* (499)	0,24* (499)	0,23* (504)	0,20* (504)	0,10 (347)
	DBT	0,17* (615)	0,16* (626)	0,37* (625)	0,34* (627)	0,28* (744)	0,12* (745)	0,35* (744)	0,21* (756)	-0,38* (639)	0,35* (639)	-0,35* (642)	0,35* (642)	0,18* (283)	-0,05 (499)	0,01 (499)	0,05 (504)	0,02 (504)	0,02 (347)
	TBT	0,07 (615)	0,10* (626)	0,20* (625)	0,17* (627)	0,18* (744)	0,06 (745)	0,22* (744)	0,15* (756)	-0,28* (639)	0,23* (639)	-0,20* (642)	0,21* (642)	0,05 (283)	-0,03 (499)	0,01 (499)	-0,12* (504)	-0,10* (504)	-0,08 (347)
	TeBT	0,09* (615)	0,15* (626)	0,28* (625)	0,29* (627)	0,51* (744)	0,29* (745)	0,53* (744)	0,37* (756)	-0,58* (639)	0,51* (639)	-0,54* (642)	0,53* (642)	0,20* (283)	0,16* (499)	0,23* (499)	0,16* (504)	0,13* (504)	0,32* (347)
	PCDD/ PCDF	0,09 (111)	0,10 (111)	0,32* (111)	0,39* (111)	0,39* (174)	0,25* (174)	0,54* (174)	0,36* (179)	-0,39* (125)	0,53* (125)	-0,62* (125)	0,67* (125)	0,16 (99)	0,40* (105)	0,38* (105)	0,55* (105)	0,46* (105)	0,40* (88)

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 5 -

	<i>V. fischeri</i> (Hemmung)				<i>D. subspicatus</i> (Hemmung)				<i>D. magna</i> (Schwimmfähigkeit)				<i>A. globiformis</i> (Hemmung)	<i>P. tricornutum</i> (Hemmung)				<i>C. volutator</i> (Mortalität)		
	Limnisch																Marin			
	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	%	
	PW	EL	PW	EL	PW	EL	PW	EL	Sedi- ment	PW	EL	Sedi- ment								
Organische Schadstoffe in Fraktion < 63 µm	Naphthalin	-0,06 (603)	0,01 (614)	0,07 (613)	0,13* (615)	0,26* (731)	0,14* (732)	0,27* (731)	0,17* (743)	-0,23* (627)	0,24* (627)	-0,31* (630)	0,31* (630)	0,18* (282)	0,06 (497)	0,18* (497)	0,14* (502)	0,17* (502)	0,14* (347)	
	Fluoren	-0,12* (603)	0,03 (614)	-0,04 (613)	0,15* (615)	0,25* (731)	0,17* (732)	0,25* (731)	0,14* (743)	-0,20* (627)	0,22* (627)	-0,31* (630)	0,32* (630)	0,10 (282)	0,14* (497)	0,22* (497)	0,14* (502)	0,23* (502)	0,03 (347)	
	Phenanthren	-0,01 (603)	0,06 (614)	0,03 (613)	0,12* (615)	0,25* (731)	0,16* (732)	0,17* (731)	0,14* (743)	-0,24* (627)	0,23* (627)	-0,25* (630)	0,25* (630)	-0,06 (282)	0,05 (497)	0,12* (497)	-0,02 (502)	0,06 (502)	-0,03 (347)	
	Anthracen	-0,07 (603)	0,02 (614)	-0,01 (613)	0,10* (615)	0,22* (731)	0,14* (732)	0,18* (731)	0,12* (743)	-0,20* (627)	0,21* (627)	-0,26* (630)	0,25* (630)	0,05 (282)	0,06 (497)	0,16* (497)	0,06 (502)	0,10* (502)	0,13* (347)	
	Fluoranthren	0,05 (603)	0,08 (614)	0,05 (613)	0,11* (615)	0,26* (731)	0,17* (732)	0,17* (731)	0,14* (743)	-0,28* (627)	0,24* (627)	-0,25* (630)	0,23* (630)	-0,07 (282)	0,04 (497)	0,09* (497)	-0,03 (502)	0,03 (502)	0,03 (347)	
	Pyren	0,05 (603)	0,08 (614)	0,07 (613)	0,12* (615)	0,27* (731)	0,17* (732)	0,19* (731)	0,14* (743)	-0,29* (627)	0,24* (627)	-0,26* (630)	0,24* (630)	-0,07 (282)	0,03 (497)	0,08 (497)	-0,02 (502)	0,03 (502)	0,05 (347)	
	Benz(a)-anthracen	0,03 (603)	0,07 (614)	0,05 (613)	0,13* (615)	0,26* (731)	0,17* (732)	0,19* (731)	0,14* (743)	-0,26* (627)	0,22* (627)	-0,25* (630)	0,23* (630)	-0,06 (282)	0,04 (497)	0,11* (497)	0,01 (502)	0,06 (502)	0,09 (347)	
	Chrysen	0,00 (603)	0,08* (614)	0,03 (613)	0,15* (615)	0,27* (731)	0,17* (732)	0,20* (731)	0,15* (743)	-0,27* (627)	0,24* (627)	-0,28* (630)	0,27* (630)	-0,08 (282)	0,04 (497)	0,13* (497)	0,02 (502)	0,10* (502)	0,06 (347)	
	Benzo(b)-fluoranthren	0,06 (603)	0,15* (614)	0,07 (613)	0,13* (615)	0,24* (731)	0,14* (732)	0,16* (731)	0,10* (743)	-0,24* (627)	0,21* (627)	-0,27* (630)	0,27* (630)	-0,10 (282)	-0,01 (497)	0,07 (497)	-0,04 (502)	0,01 (502)	0,04 (347)	
	Benzo(k)-fluoranthren	0,03 (591)	0,14* (602)	0,01 (601)	0,11* (603)	0,23* (719)	0,12* (720)	0,14* (719)	0,12* (731)	-0,23* (615)	0,20* (615)	-0,24* (618)	0,24* (618)	-0,04 (270)	0,01 (485)	0,11* (485)	0,00 (485)	0,05 (485)	0,03 (330)	
	Benzo(a)pyren	0,01 (603)	0,07 (614)	0,01 (613)	0,09* (615)	0,23* (731)	0,15* (732)	0,17* (731)	0,13* (743)	-0,25* (627)	0,21* (627)	-0,22* (630)	0,22* (630)	-0,05 (282)	0,05 (497)	0,15* (497)	0,03 (502)	0,03 (502)	0,09 (347)	
	Benzo(g,h,i)-perylene	0,02 (603)	0,05 (614)	0,04 (613)	0,08* (615)	0,19* (731)	0,12* (732)	0,17* (731)	0,08* (743)	-0,22* (627)	0,17* (627)	-0,24* (630)	0,21* (630)	0,04 (282)	-0,03 (497)	0,07 (497)	0,02 (502)	-0,01 (502)	0,12* (347)	
	Indeno-(1,2,3-cd)-pyren	0,06 (603)	0,04 (614)	0,01 (613)	0,05 (615)	0,10* (731)	0,05 (732)	0,07* (731)	0,01 (743)	-0,13* (627)	0,08 (627)	-0,13* (630)	0,12* (630)	0,03 (282)	-0,08 (497)	-0,03 (497)	-0,06 (502)	-0,09* (502)	0,07 (347)	
	Σ 16 PAK	0,04 (590)	0,10* (601)	0,05 (600)	0,12* (602)	0,25* (718)	0,15* (719)	0,18* (718)	0,12* (730)	-0,26* (614)	0,23* (614)	-0,27* (617)	0,26* (617)	-0,07 (270)	0,02 (484)	0,10* (484)	-0,01 (485)	0,04 (485)	0,03 (331)	

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 5 -

	<i>V. fischeri</i> (Hemmung)				<i>D. subspicatus</i> (Hemmung)				<i>D. magna</i> (Schwimmfähigkeit)				<i>A. globiformis</i> (Hemmung)	<i>P. tricornutum</i> (Hemmung)				<i>C. volutator</i> (Mortalität)		
	Limnisch																Marin			
	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	%	
	PW		EL		PW		EL		PW		EL		Sedi- ment	PW		EL		Sedi- ment		
Organische Schadstoffe in Fraktion < 63 µm	Kohlenwasserstoffe	0,02 (604)	0,09* (615)	0,20* (614)	0,21* (616)	0,30* (732)	0,12* (733)	0,29* (732)	0,21* (744)	-0,29* (628)	0,29* (628)	-0,24* (631)	0,23* (631)	0,13* (282)	0,05 (497)	0,07 (497)	0,06 (502)	0,09 (502)	0,10 (347)	
	PCB 28	0,14* (604)	0,19* (615)	0,27* (614)	0,28* (616)	0,36* (732)	0,20* (733)	0,30* (732)	0,17* (744)	-0,28* (628)	0,31* (628)	-0,44* (631)	0,45* (631)	-0,01 (283)	0,05 (497)	0,16* (497)	0,06 (502)	0,11* (502)	0,17* (347)	
	PCB 52	0,02 (604)	0,12* (615)	0,17* (614)	0,23* (616)	0,37* (732)	0,20* (733)	0,32* (732)	0,19* (744)	-0,33* (628)	0,35* (628)	-0,37* (631)	0,38* (631)	-0,01 (283)	0,16* (497)	0,21* (497)	0,05 (502)	0,11* (502)	0,00 (347)	
	PCB 101	-0,04 (604)	0,05 (615)	0,12* (614)	0,18* (616)	0,26* (732)	0,16* (733)	0,20* (732)	0,13* (744)	-0,25* (628)	0,24* (628)	-0,23* (631)	0,23* (631)	-0,06 (283)	0,00 (497)	0,08 (497)	-0,08 (502)	-0,05 (502)	-0,05 (347)	
	PCB 118	-0,03 (604)	0,08* (615)	0,10* (614)	0,19* (616)	0,28* (732)	0,11* (733)	0,26* (732)	0,17* (744)	-0,28* (628)	0,26* (628)	-0,26* (631)	0,28* (631)	0,03 (283)	0,07 (497)	0,13* (497)	0,08 (502)	0,11* (502)	0,06 (347)	
	PCB 138	0,00 (604)	0,08* (615)	0,12* (614)	0,13* (616)	0,27* (732)	0,16* (733)	0,20* (732)	0,16* (744)	-0,25* (628)	0,23* (628)	-0,21* (631)	0,20* (631)	0,02 (283)	0,01 (497)	0,09* (497)	-0,03 (502)	0,03 (502)	-0,05 (347)	
	PCB 153	-0,02 (604)	0,07 (615)	0,16* (614)	0,15* (616)	0,26* (732)	0,15* (733)	0,18* (732)	0,11* (744)	-0,27* (628)	0,24* (628)	-0,21* (631)	0,23* (631)	-0,09 (283)	-0,05 (497)	0,05 (497)	-0,10* (502)	-0,04 (502)	0,00 (347)	
	PCB 180	-0,02 (604)	0,02 (615)	0,12* (614)	0,14* (616)	0,24* (732)	0,15* (733)	0,18* (732)	0,13* (744)	-0,28* (628)	0,26* (628)	-0,20* (631)	0,19* (631)	-0,03 (283)	0,03 (497)	0,06 (497)	-0,03 (502)	0,01 (502)	-0,01 (347)	
	Σ 7 PCB	-0,01 (603)	0,09* (614)	0,16* (613)	0,18* (615)	0,30* (731)	0,17* (732)	0,22* (731)	0,15* (743)	-0,29* (627)	0,28* (627)	-0,27* (630)	0,28* (630)	-0,05 (283)	0,01 (496)	0,10* (496)	-0,05 (501)	0,02 (501)	-0,01 (347)	
	α-HCH	-0,08 (604)	0,01 (615)	-0,05 (614)	0,09* (616)	0,26* (732)	0,17* (733)	0,20* (732)	0,16* (744)	-0,25* (628)	0,24* (628)	-0,25* (631)	0,27* (631)	0,08 (283)	0,18* (497)	0,15* (497)	0,01 (502)	0,06 (502)	0,00 (347)	
	β-HCH	-0,06 (585)	0,07 (596)	-0,02 (597)	0,07 (597)	0,32* (713)	0,20* (714)	0,22* (713)	0,20* (725)	-0,31* (609)	0,29* (609)	-0,30* (612)	0,30* (612)	-0,05 (271)	0,15* (482)	0,21* (482)	0,00 (482)	0,07 (482)	0,10 (327)	
	γ-HCH	-0,03 (604)	0,09* (615)	-0,02 (614)	0,10* (616)	0,29* (732)	0,16* (733)	0,22* (732)	0,17* (744)	-0,21* (628)	0,20* (628)	-0,33* (631)	0,32* (631)	-0,05 (283)	0,14* (497)	0,19* (497)	0,03 (502)	0,09* (502)	0,01 (347)	
	δ-HCH	-0,20* (581)	-0,01 (592)	-0,17* (593)	0,06 (593)	0,29* (709)	0,21* (710)	0,21* (709)	0,19* (721)	-0,24* (605)	0,23* (605)	-0,25* (608)	0,27* (608)	-0,03 (267)	0,18* (478)	0,23* (478)	0,06 (478)	0,15* (478)	0,02 (323)	

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 5 -

		<i>V. fischeri</i> (Hemmung)				<i>D. subspicatus</i> (Hemmung)				<i>D. magna</i> (Schwimmfähigkeit)				<i>A. globiformis</i> (Hemmung)	<i>P. tricornutum</i> (Hemmung)				<i>C. volutator</i> (Mortalität)
		Limnisch												Marin					
		% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	%	% (G1)	pT- Wert	% (G1)	pT- Wert	%
		PW		EL		PW		EL		PW		EL		Sedi- ment	PW		EL		Sedi- ment
Organische Schadstoffe in Fraktion < 63 µm	p,p'-DDE	0,11* (600)	0,15* (611)	0,27* (610)	0,24* (612)	0,54* (728)	0,30* (729)	0,50* (728)	0,33* (740)	-0,54* (624)	0,51* (624)	-0,56* (627)	0,51* (627)	0,05 (279)	0,20* (493)	0,29* (493)	0,16* (498)	0,16* (498)	0,26* (343)
	o,p'-DDD	0,02 (585)	0,11* (596)	0,17* (597)	0,23* (597)	0,50* (713)	0,29* (714)	0,43* (713)	0,30* (725)	-0,47* (609)	0,48* (609)	-0,51* (612)	0,50* (612)	0,05 (271)	0,22* (482)	0,24* (482)	0,10* (482)	0,12* (482)	0,25* (327)
	p,p'-DDD	0,02 (600)	0,13* (611)	0,17* (610)	0,20* (612)	0,52* (728)	0,28* (729)	0,43* (728)	0,31* (740)	-0,49* (624)	0,46* (624)	-0,51* (627)	0,48* (627)	0,04 (279)	0,21* (493)	0,27* (493)	0,09 (498)	0,13* (498)	0,24* (343)
	p,p'-DDT	0,14* (600)	0,20* (611)	0,19* (610)	0,16* (612)	0,36* (728)	0,17* (729)	0,30* (728)	0,19* (740)	-0,39* (624)	0,35* (624)	-0,38* (627)	0,36* (627)	0,10 (279)	0,14* (493)	0,18* (493)	0,03 (498)	0,02 (498)	0,22* (343)
	Σ 6 DDX	0,06 (584)	0,16* (595)	0,20* (596)	0,20* (596)	0,49* (712)	0,26* (713)	0,43* (712)	0,29* (724)	-0,49* (608)	0,47* (608)	-0,51* (611)	0,49* (611)	0,04 (271)	0,20* (481)	0,26* (481)	0,08 (481)	0,10* (481)	0,26* (327)
	PeCB	-0,04 (604)	0,04 (615)	0,08* (614)	0,18* (616)	0,37* (732)	0,21* (733)	0,33* (732)	0,21* (744)	-0,32* (628)	0,28* (628)	-0,40* (631)	0,37* (631)	0,20* (283)	0,13* (497)	0,24* (497)	0,12* (502)	0,14* (502)	0,15* (347)
	HCB	0,04 (604)	0,11* (615)	0,16* (614)	0,23* (616)	0,40* (732)	0,24* (733)	0,37* (732)	0,25* (744)	-0,39* (628)	0,38* (628)	-0,40* (631)	0,38* (631)	0,13* (283)	0,17* (497)	0,23* (497)	0,14* (502)	0,15* (502)	0,11* (347)

a) Gemeint ist das jeweilige Basismedium – respektive unverdünntes PW oder EL - das für die Ansätze der ökotoxikologischen Verfahren verwendet wurde bzw. welches diese betrifft. Für *A. globiformis* wird die Korrelation in Bezug auf das PW (limnisch), für *C. volutator* in Bezug auf das PW (marin) geprüft. Es ist zu berücksichtigen, dass – wie in 2.1 sowie 3.2 und 3.3 thematisiert – das Basismedium (PW, EL) für die Testdurchführung durch Zugabe von z.B. Nährlösung, Natriumchlorid oder ASW – verändert wird. Es handelt sich somit nicht um den Messwert im Testansatz des ökotoxikologischen Verfahrens.

Wie in Tab. 5 zu sehen, liegen in Bezug auf die Begleitparameter im Sediment zu den ökotoxikologischen Ergebnissen keine Beziehungen $|r| \geq 0,50$ vor. Auch die Sedimentkontakttests erreichen in Beziehung zu Schadstoff- und Begleitparametern keine Beziehungen mit $|r| \geq 0,50$. Dies gilt auch in Beziehung zu Begleitparametern in EL (nicht in Tab. 5 aufgeführt). Folglich finden die im Sediment bestimmten Begleitparameter und die Sedimentkontakttests in der nachfolgenden Ergebnisdarstellung keine weitere Berücksichtigung. Der Leuchtbakterientest in PW weist – wie auch schon bei McCready et al. (2006) (1.4) - in Beziehung zu Schadstoffen niedrige Korrelationskoeffizienten ($|r| < 0,30$) auf. Die meisten Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ treten bei den Testverfahren mit *D. magna* und *D. subspicatus* im PW und EL auf und betreffen für die beiden Verfahren oft dieselben Parameter, darunter Schadstoffe in Gesamt- und Feinfraktion sowie Begleitparameter in PW und EL. Bei *D. magna* beziehen sich die Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ auf pT- und %-Werte. Bei *D. subspicatus* treten relevante Beziehungen des pT-Wertes nur zu Ammonium und DOC auf, während Schadstoffe ausschließlich in Bezug auf die prozentuale Wachstumshemmung in der G1 relevant sind. Parameter die *sowohl* mit dem Daphnien- *als auch* mit dem limnischen Algentest Beziehungen mit $|r| \geq 0,50$ aufweisen sind hinsichtlich der Begleitparameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Ammonium, DOC sowie bei den Schadstoffe Cadmium, Zink, TeBT, PCDD/ PCDF sowie DDT-Metabolite und $\sum 6$ DDX. Diese Schadstoffe wurden für eine weitere Darstellung in den nachfolgenden Abschnitten ausgewählt. Dabei wird die DDT-Gruppe im Wesentlichen durch p,p'-DDE in der Gesamtfraktion stellvertretend dargestellt, da die Diagramme starke Ähnlichkeiten aufweisen. Bei Cadmium und Zink werden aufgrund der besseren Vergleichbarkeit untereinander und mit Literaturdaten ausschließlich Diagramme in Bezug auf die Gesamtfraktion dargestellt. Auf eine parallele Darstellung von PW- und EL-basierten Resultaten wird i.A. verzichtet. Der pT-Wert wird – da hier häufiger relevant – ausschließlich in Bezug auf *D. magna* grafisch dargestellt. Neben den Beziehungen zu *D. subspicatus* und *D. magna* wird unter den Parametern auch DOC in Beziehung zu *V. fischeri* und Zink in Beziehung zu *P. tricornutum* dargestellt, da diese ebenfalls hohe Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ aufweisen. Die für die Darstellung ausgewählten Beziehungen sind durch fett gedruckte Schrift in Tab. 5 kenntlich gemacht. Die Erläuterungen zu den nachfolgend zusammengefasst aufgeführten Diagrammen in Abb. 3 und Abb. 4 erfolgen in den Abschnitten 3.2 bis 3.10, in denen darüber hinaus ein kurzer allgemeiner Überblick über die Korrelationsergebnisse der jeweiligen Parameter erfolgt. Auf die Darstellung weiterer Parameter mit $|r| \geq 0,50$, die nur einzelne Testorganismen betreffen, wird verzichtet. Dies sind in Beziehung zu *D. magna* in PW (% in G1 und pT-Wert) Kupfer und in Beziehung zur Wachstumshemmung *P. tricornutum* in EL (% in G1) Arsen, Chrom und Nickel.

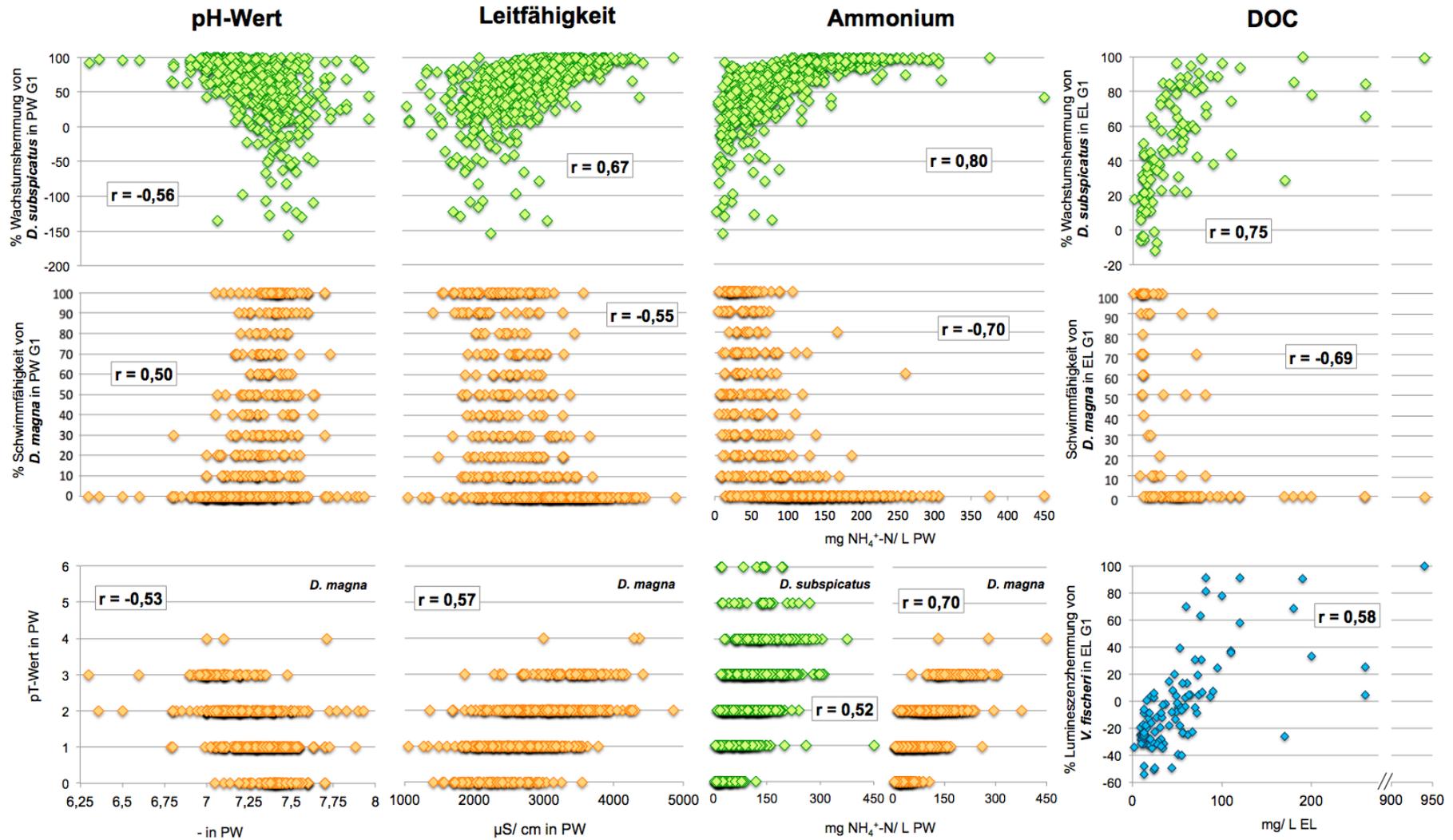


Abb. 3: Korrelationsdiagramme für die Beziehung zwischen den genannten Testorganismen und Begleitparametern (Datenpunkte farblich nach Testorganismen aufgeteilt: Grün = *D. subspicatus*, orangefarben = *D. magna*, blau = *V. fischeri*) (Genauere Angaben zu den ökotoxikologischen Verfahren sind Abschnitt 2.1 zu entnehmen)

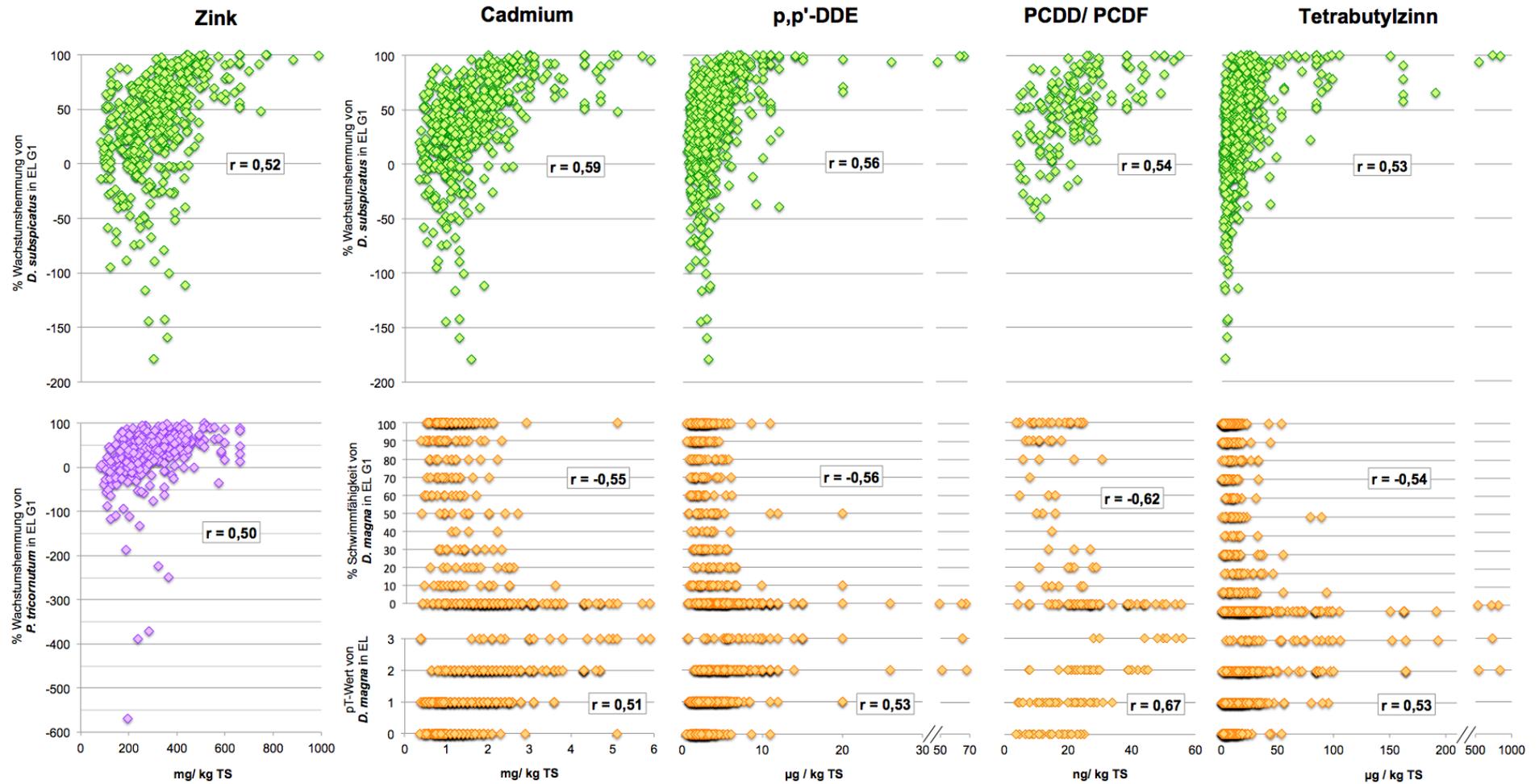


Abb. 4: Korrelationsdiagramme für die Beziehung zwischen den genannten Testorganismen und Schadstoffen (Datenpunkte farblich nach Testorganismen aufgeteilt: Grün = *D. subspicatus*, orangefarben = *D. magna*, violett = *P. tricornutum*) (Genauere Angaben zu den ökotoxikologischen Verfahren sind Abschnitt 2.1 zu entnehmen)

3.2 pH-Wert

Sofern gemäß Tab. 5 signifikante Korrelationen auftreten, ist der pH-Wert stets negativ mit den ökotoxikologischen Effekten – respektive positiv mit der Daphnienmobilität – korreliert, d.h. dass bei niedrigeren pH-Werten stärkere ökotoxikologische Effekte auftreten. Auffällig ist hierbei, dass bei den Testverfahren in wässriger Lösung der pH-Wert im PW stärker mit den ökotoxikologischen Analyseergebnissen korreliert ist als der pH-Wert im EL. Korrelationen mit $|r| \geq 0,50$ treten ausschließlich im Daphnien- und im limnischen Algentest auf.

In Abb. 3 ist die Korrelation zwischen pH-Werten und den Ergebnissen von *D. subspicatus* und *D. magna* in PW dargestellt. Insgesamt zeigt sich ungeachtet der unterschiedlichen Richtung der Korrelation in Abb. 3 für beide Testorganismen in einem ähnlichen Maße, dass in einem mittleren pH-Bereich von ca. 7 – 7,75 bei gleichen oder ähnlichen pH-Werten eine große Bandbreite unterschiedlicher Effektwerte auftritt. In Proben mit pH-Werten $> 7,75$ treten im Gegensatz zum genannten mittleren pH-Bereich keine negativen Hemmwerte bei *D. subspicatus* auf und die Schwimmfähigkeit von *D. magna* liegt vornehmlich bei 0%. Bei Werten < 7 liegen die Hemmwerte der limnischen Alge im Bereich $> 50\%$ und die Daphnienschwimmfähigkeit mehrheitlich bei 0%. Die Korrelation zwischen pH-Wert und *D. magna* ist auch in Bezug auf den pT-Wert ersichtlich. Höhere pT-Werte treten vermehrt bei niedrigeren pH-Werten auf, allerdings liegen gleichzeitig die höchsten pT-Werte bei pH-Werten ≥ 7 vor. Es liegt insgesamt eine große Streuung vor, d.h. dass bei ein und demselben pH-Wert verschiedene pT-Werte auftreten.

3.3 Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit ist, sofern signifikante Effekte auftreten, positiv mit der Ökotoxizität – respektive negativ mit der Schwimmfähigkeit der Daphnien – korreliert (Tab. 5). Das bedeutet, dass bei höheren Leitfähigkeitswerten die ökotoxikologischen Effekte in der Gesamtbetrachtung höher sind. Mit Ausnahme von *V. fischeri* sind in Bezug auf die PW-Messwerte höhere Korrelationskoeffizienten zu finden als in Bezug auf die Messergebnisse in EL. Dies gilt insbesondere im marinen Algentest. Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ treten für die Leitfähigkeit in Bezug auf *D. magna*, *D. subspicatus* und *P. tricornutum* auf.

In Abb. 3 ist die Korrelation zwischen Leitfähigkeiten und den Ergebnissen von *D. subspicatus* und *D. magna* in PW dargestellt. Im limnischen Algentest zeigt sich insbesondere, dass bei höher werden Leitfähigkeitswerten die Bandbreite der Wertestreuung abnimmt. Ab ca. $3.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ liegen die Hemmwerte ausschließlich zwischen 0 und 100%. Auch für *D. magna* liegt die Anzahl der schwimmfähigen Organismen bei $> 3.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ hauptsächlich bei 0. In Abb. 3 wird weiterhin deutlich, dass die Beziehungen zwischen Leitfähigkeit und den Testergebnissen von *D. magna* und *D. subspicatus* ähnlich wie beim pH-Wert keinen einseitig gerichteten Verlauf zeigen, sondern sowohl oberhalb als auch unterhalb bestimmter Werte stärkere ökotoxikologische Effekte auftreten. So sind im Bereich zwischen ca. 1.500 und $3.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ die Ergebniswerte im limnischen Algen- und Daphnientest stark ge-

streut und ein Zusammenhang zur Leitfähigkeit ist aus dem Diagramm nicht eindeutig erkennbar. Im Bereich zwischen ca. 1.500 und 3.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ liegen im limnischen Algentest sowohl negative Hemmwerte bis ca. -150 % als auch positive Hemmwerte bis 100 % vor. Im Bereich $< 1.500 \mu\text{S}/\text{cm}$ liegt die Algenwachstumshemmung wiederum zwischen 0 und 100 %. Die Anzahl schwimmfähiger Daphnien liegt insbesondere bei den niedrigsten Leitfähigkeitswerten bei 0. In den pT-Werten von *D. magna* ist eine positive Korrelation zur Leitfähigkeit durch Verschiebung der pT-Werte zu erkennen. So treten z.B. pT-Werte > 2 mehrheitlich bei $> 2.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Insgesamt ist die Schnittmenge verschiedener pT-Werte bei gleichen oder ähnlichen Leitfähigkeitswerten erheblich.

3.4 Ammonium

Ammonium ist positiv mit den ökotoxikologischen Testergebnissen – respektive negativ mit der Daphnien schwimmfähigkeit - korreliert, d.h. dass bei höheren Ammoniumgehalten stärkere ökotoxikologische Effekte auftreten (Tab. 5). Der Korrelationskoeffizient von $r = 0,80$ zwischen dem Ammoniumgehalt im PW und der Wachstumshemmung von *D. subspicatus* weist den höchsten Wert der vorliegenden Analyse auf. Auch in Beziehung zu *D. magna* liegt mit $r = -0,70$ eine starke korrelative Beziehung vor.

Die Beziehung zwischen dem Ammoniumgehalt und den PW-basierten Ergebnissen des limnischen Algen- und des Daphnientests sind exemplarisch in Abb. 3 dargestellt. Die Beziehung von *D. subspicatus* zum Ammoniumgehalt im PW weist entsprechend dem hohen Korrelationskoeffizienten ($r = 0,80$) in Abb. 1 einen deutlichen Kurvenverlauf auf. Proben mit Ammoniumgehalten $< \text{ca. } 100 \text{ mg NH}_4^+\text{-N/ L}$, weisen häufig negative Hemmwerte im limnischen Algentest auf. Im Gegensatz dazu sind bei höheren Ammoniumgehalten insbesondere $> 150 \text{ mg NH}_4^+\text{-N/ L}$ mehrheitlich Hemmwerte $> 50 \%$ zu finden. Hierbei ist anzumerken, dass die Streubreite der Hemmwerte mit zunehmenden Ammoniumgehalten abnimmt, während insbesondere bei den niedrigsten Ammoniumgehalten Werte von ca. -150 % bis ca. 100 % Hemmung bei vergleichbaren Ammoniumwerten auftreten. Auch im Daphnientest zeigt sich in Abb. 3, dass Ammoniumgehalte ab ca. 100 - 150 $\text{mg NH}_4^+\text{-N/ L}$ fast ausschließlich mit einer Anzahl von 0 schwimmfähigen Daphnien einhergeht, während im Bereich darunter eine große Streubreite hinsichtlich der Anzahl der schwimmfähigen Organismen je Gehalt an Ammoniumstickstoff vorliegt. Bei *D. magna* in PW ist der pT-Wert mit $|r| = 0,70$ ebenso eng mit dem Ammoniumgehalt korreliert, wie die prozentuale Schwimmfähigkeit. Im Bereich bis ca. 100 $\text{mg NH}_4^+\text{-N/ L}$ liegen vornehmlich pT-Werte bis einschließlich 2 vor. Höhere pT-Werte von 3 und 4 treten folglich mehrheitlich bei Ammoniumgehalten von $> 100 \text{ mg NH}_4^+\text{-N/ L}$ auf. Bei *D. subspicatus* ist die korrelative Beziehung zum pT-Wert im PW mit $r = 0,52$ deutlich geringer als die Beziehung zur prozentualen Hemmung in der G1 mit $r = 0,80$. Eine genaue Betrachtung der Datenpunkte zeigt, dass pT-Werte > 2 ausschließlich bei Ammoniumkonzentrationen $> 20 \text{ mg NH}_4^+\text{-N/ L}$ PW vorliegen. Bei Ammoniumkonzentrationen $\geq 200 \text{ mg NH}_4^+\text{-N/ L}$ PW liegen mehrheitlich pT-Werte > 2 vor. Es ist anzumerken, dass insbesondere zwischen 20 und 200 $\text{mg NH}_4^+\text{-N/ L}$ PW eine breite Streuung der pT-

Werte vorliegt, d.h. dass bei gleichen oder ähnlichen Ammoniumkonzentrationen pT-Werte von 0 bis teilweise 6 auftreten.

3.5 DOC

Sofern die Beziehungen zum DOC-Gehalt signifikant sind, liegen positive Beziehungen zwischen diesem und den ökotoxikologischen Testergebnissen – respektive eine negative Korrelation zur Daphnienschwimmfähigkeit – vor (Tab. 5). Bei höheren DOC-Gehalten sind also stärker ökotoxikologische Effekte in den Proben zu beobachten. DOC weist eine Beziehung mit $|r| \geq 0,50$ zu *V. fischeri*, *D. subspicatus* und *D. magna* auf. Bei *V. fischeri* und *D. magna* betrifft dies pT-Werte und %-Werte in G1 jeweils in EL, bei *D. subspicatus* pT- und %-Werte in PW sowie %-Werte in EL.

In Abb. 3 ist die Beziehung des DOC-Gehalts im EL zur prozentualen Hemmung von *D. subspicatus* und *V. fischeri* sowie zur Daphnienschwimmfähigkeit dargestellt. Im Bereich bis ca. 120 mg DOC/ L ist ein starker Anstieg der Hemmung von *D. subspicatus* und *V. fischeri* mit zunehmendem DOC-Gehalt zu sehen. Bei den wenigen Messwerten im Bereich von ca. 150 – 300 mg DOC/ L sind die Hemmwerte relativ breit gestreut. Bei *D. magna* liegt ab ca. 90 mg DOC/ L EL die Anzahl der schwimmfähigen Organismen durchweg bei 0. Der höchste DOC-Wert im EL geht sowohl bei *D. subspicatus* als auch bei *V. fischeri* mit einer prozentualen Hemmung von 100 % sowie mit 0 schwimmfähigen Daphnien einher.

3.6 Zink

Sofern statistisch signifikante Beziehungen zu den ökotoxikologischen Testergebnissen vorliegen sind diese positiv, d.h. dass in Proben mit höheren Zinkgehalten stärkere ökotoxikologische Effekte zu beobachten sind (Tab. 5). Analog sind bei Daphnien die Korrelationskoeffizienten aufgrund des inversen Endpunktes der Nicht-Toxizität negativ. Der Zinkgehalt erreicht sowohl in der Gesamtfraktion als auch in der Feinfraktion $< 20 \mu\text{m}$ Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ in Beziehung zu *D. subspicatus* und *D. magna* (Tab. 5). Darüber hinaus ist Zink in der Gesamtfraktion mit $r = 0,50$ zur Wachstumshemmung von *P. tricornutum* in EL korreliert.

In Abb. 4 ist exemplarisch die Beziehung der prozentualen Wachstumshemmung von *D. subspicatus* und *P. tricornutum* in der G1 des EL zum Zinkgehalt in der Gesamtfraktion des Sediments dargestellt. Negative Hemmwerte treten nahezu ausschließlich bei Zinkgehalten bis ca. 450 mg/ kg TS auf. In diesem Bereich liegt zugleich eine breite Streuung unterschiedlicher positiver und negativer Hemmwerte bei gleichen bzw. ähnlichen Zinkgehalten vor. Im Bereich ab ca. 500 mg/ kg TS liegen die Hemmwerte von *D. subspicatus* mehrheitlich bei $> 50 \%$, während sie bei *P. tricornutum* breiter gestreut vornehmlich zwischen 0 und 100 % vorliegen. Die beiden Proben, die über 800 mg Zink/ kg TS enthalten, gehen mit einer Algenwachstumshemmung von $> 95 \%$ bei *D. subspicatus* einher. In Bezug auf diese Proben wurde der marine Algentest nicht durchgeführt.

3.7 Cadmium

Es liegen positive Korrelationskoeffizienten hinsichtlich der ökotoxikologischen Effekte bei signifikanten Beziehungen – respektive der negativen Korrelationskoeffizienten in Bezug auf die Daphnienschwimmfähigkeit – vor, d.h. dass in Proben mit höheren Cadmiumgehalten stärkere ökotoxikologische Effekte zu beobachten sind (Tab. 5). Cadmium ist sowohl in der Gesamtfraktion als auch in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ mit Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ mit Ergebnissen des limnischen Algen- und des Daphnientests korreliert.

In Abb. 4 sind exemplarisch die Beziehungen des Cadmiumgehalts in der Gesamtfraktion zur Wachstumshemmung von *D. subspicatus* und zur Schwimmfähigkeit von *D. magna* in der Verdünnungsstufe G1 des EL sowie zum zugehörigen pT-Wert der Daphnien gezeigt. Bis zu einem Gehalt von ca. 2,5 mg/ kg TS liegt eine breite Wertestreuung im Daphnien- und limnischen Algentest vor. Hier treten auch negative Hemmwerte auf. Bei Werten $> 2,5 \text{ mg/ kg TS}$ ist das Wachstum von *D. subspicatus* vornehmlich $> 50 \%$ gehemmt und es sind mehrheitlich sämtliche Daphnien des jeweiligen Testansatzes immobilisiert. Auch beim pT-Wert zur Daphnienschwimmfähigkeit ist eine positive Korrelation von pT-Wert und Cadmiumgehalt zu sehen. Bei Gehalten $> 3 \text{ mg/ kg TS}$ liegen die pT-Werte mehrheitlich bei 2 und 3. Allerdings sind besonders die pT-Werte von 3 über eine große Bandbreite an Cadmiumgehalten verteilt. Insgesamt liegt eine große Schnittmenge verschiedener pT-Werte bei gleichen bzw. sehr ähnlichen Cadmiumgehalten vor.

3.8 p,p'-DDE

Sofern signifikante Korrelationskoeffizienten zu ökotoxikologischen Analyseergebnissen vorliegen, sind diese mit Ausnahme der Daphnienschwimmfähigkeit positiv, d.h. dass bei höheren p,p'-DDE-Gehalten stärkere ökotoxikologische Effekte in Bezug auf die Proben vorliegen (Tab. 5). Dies gilt sowohl hinsichtlich der Gehalte in der Gesamtfraktion als auch in Bezug auf die auf die Feinfraktion $< 63 \mu\text{m}$ normierten Schadstoffwerte. Stärkere Korrelationen mit $|r| \geq 0,50$ liegen in Bezug auf den limnischen Algen- und den Daphnientest sowohl in Bezug auf die Gehalte in der Gesamtfraktion als auch in Bezug auf die normierten Gehalte vor.

Die DDT-Gruppe ist in Abb. 4 stellvertretend durch p,p'-DDE in der Gesamtfraktion in Beziehung zum *D. subspicatus* und *D. magna* dargestellt. Bis zu einem Gehalt von ca. 6 $\mu\text{g/ kg TS}$ liegt im limnischen Algen- und im Daphnientest eine breite Streuung der Effektwerte vor. Im Test mit *D. subspicatus* treten negative Hemmwerte vornehmlich bei Werten $< 6 \mu\text{g/ kg TS}$ auf. Darüber liegen die Hemmwerte vornehmlich bei $> 50 \%$, während die Daphnien häufig Schwimmfähigkeitswerte von 0 % aufweisen. Für den Summenparameter $\sum 6 \text{ DDX}$ zeigt sich ein ähnlicher Verlauf (nicht dargestellt). Hier liegen analog bei $> 50 \mu\text{g DDX/ kg TS}$ vornehmlich Hemmwerte $> 50 \%$ bei der Alge und Schwimmfähigkeiten von 0 % bei den Daphnien vor. Hinsichtlich des pT-Wertes von p,p'-DDE ist zu sagen, dass zwar die Korrelation im Diagramm in Abb. 4 erkennbar ist, jedoch grade höhere pT-Werte von 3 auch niedrigere Schadstoffwerte betreffen.

3.9 PCDD/ PCDF

Sofern signifikant ist PCDD/ PCDF positiv mit den ökotoxikologischen Effekten – respektive negativ mit der Schwimmfähigkeit der Daphnien – korreliert (Tab. 5). Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ werden in Beziehung zu *D. subspicatus*, *D. magna* und *P. tricornutum* erreicht, wobei insbesondere die starke Beziehung zum pT-Wert von *D. magna* im EL mit $r = 0,67$ hervorzuheben ist. Insgesamt fällt weiterhin auf, dass die EL-Werte bei den Testorganismen höhere Korrelationskoeffizienten in Beziehung zum PCDD/ PCDF-Gehalt aufweisen.

Die positive Korrelation zwischen PCDD/ PCDF-Gehalt in den Proben und den ökotoxikologischen Effekten spiegelt sich in den exemplarisch aufgeführten Diagrammen von *D. subspicatus* und *D. magna* wider (Abb. 4). In den Proben, die einen Gehalt von bis zu rd. 30 ng/ kg TS aufweisen, finden sich sowohl im Daphnien- als auch im limnischen Algentest breit gestreute Werte. Ab ca. 30 ng/kg liegen die Hemmwerte von *D. subspicatus* im Bereich $> 50\%$ und die Anzahl der schwimmfähigen Daphnien liegt mit einer Ausnahme bei 0. *P. tricornutum* (nicht dargestellt) zeigt hinsichtlich der Beziehung der Wachstumshemmung zu PCDD/ PCDF einen Verlauf, der mit *D. subspicatus* nahezu identisch ist, allerdings ist hier die Wertestreuung über den gesamten Wertebereich der Schadstoffgehalte insgesamt geringer. Hinsichtlich des pT-Wertes von *D. magna* ist zu sehen, dass bei den Proben mit > 45 ng/ kg ausschließlich pT-Werte von 3 vorliegen.

3.10 TeBT

TeBT ist positiv mit den ökotoxikologischen Testergebnissen – respektive negativ mit der Daphnienmobilität – korreliert (Tab. 5). Im limnischen Bereich zeigt sich, dass die Korrelationskoeffizienten zu EL höher sind als zu PW. $|r| \geq 0,50$ tritt in Beziehung zu *D. magna* und *D. subspicatus* auf.

Die Beziehung zu *D. magna* und *D. subspicatus* ist in Abb. 4 exemplarisch anhand der EL-basierten Testergebnisse in G1 sowie bei den Daphnien auch als EL-basierter pT-Wert gezeigt. Bei geringen TeBT-Gehalten bis ca. 25 – 50 $\mu\text{g/ kg}$ TS liegt eine starke Streuung hinsichtlich der Wachstumshemmung von *D. subspicatus* und der Anzahl der schwimmfähigen Organismen von *D. magna* vor. Bei Gehalten ab ca. 50 $\mu\text{g/ kg}$ TS liegen im limnischen Algentest i.d.R. Hemmwerte $> 50\%$ vor und die Anzahl der schwimmfähigen Daphnien liegt maßgeblich bei 0. Hinsichtlich des pT-Wertes zeigt sich bei *D. magna*, dass höhere pT-Werte von 3 bereits bei niedrigen TeBT-Gehalten vorliegen. Dennoch ist zu sehen, dass ab ca. 100 $\mu\text{g/ kg}$ TS die pT-Werte ausschließlich ≥ 2 sind.

4. Diskussion

4.1 pH-Wert

In Tab. 6 ist eine Gegenüberstellung der vorliegenden pH-Werte (Extremwerte und Perzentile) und der Toleranzgrenzen nach Postma et al. (2002) gegeben.

Tab. 6: pH-Werte in den Testmedien und Literaturvergleichswerte. Die zu den Testorganismen gehörigen Verfahren entsprechen sofern nicht anders angegeben grundsätzlich den vorliegenden Verfahren.

Testmedium	Min.	Perzentile			Max.	Toleranzbereiche in wässriger Lösung ^{a)}
		10%	50 %	90 %		
PW (n = 746)	6,30	7,02	7,26	7,50	7,96	5,5 – 9,5 für <i>D. magna</i> ^{b)} 6,0 – 8,5 für <i>V. fischeri</i> ^{c)}
EL (n = 745)						
PW (n = 492)	6,79	7,09	7,32	7,53	8,29	7,0 – 9,0 für <i>C. volutator</i> ^{d)} 7,7 – 8,3 für <i>P. tricornutum</i> ^{e)}
EL (n = 495)						

a) Nicht explizit auf PW oder EL bezogen; Postma et al., 2002

b) Testdauer 48 h

c) Toleranzbereich von Postma et al. (2002) wurde in die DIN EN ISO 11348-2 (2009) aufgenommen.

d) Im Überstandwasser (Sedimentkontakttest)

e) Endpunkt Wachstumsrate

Es ist zu berücksichtigen, dass, wie in 4.2 erläutert, das PW sowie einige EL-Proben noch nach der Elution für die marine Testdurchführung aufgesalzen werden. Somit wird der pH-Wert im Vergleich zu den in Tab. 6 angegebenen Werten ggf. verändert. Zusätzlich kann der pH-Wert insbesondere durch Zugabe der Nährlösung und des Inokulums in den Algentests verändert werden. Die Nährlösung hat gemäß DIN-Normen einen pH-Wert von ca. 8,2 (DIN 38 412 Teil 33, 1991) bzw. $8,0 \pm 0,2$ (DIN EN ISO 10253, 2006). Das PW bzw. EL werden bei der Herstellung der G1 Verdünnungsstufe durch Zugabe von 10 % Nährlösung und 10 % Inokulum im marinen Test zu 20 % verdünnt. Insofern ist - insbesondere beim marinen Algentest mit marinem Inokulum – für den überwiegenden Teil der Proben eine Erhöhung des pH-Werts im Vergleich zu den angegebenen pH-Werten in Tab. 6 zu erwarten. Bei den Algentests ist weiterhin zu bedenken, dass es während der Testdurchführung zu einer Zunahme des pH-Werts durch den Abbau von CO₂ kommen kann (DIN EN ISO 10253, 2006; DIN 38 412 Teil 33, 1991). Durch kontinuierliches Schütteln kann der CO₂-Austausch mit der Atmosphäre verbessert werden (DIN EN ISO 10253, 2006). Der pH-Wert wird bei starken Abweichungen in Anlehnung an festgeschriebene Arbeitsprozeduren für die Testverfahren eingestellt.

In der genannten Studie von Postma et al. (2002) wurden auf Basis von Laborversuchen Ober- und Untergrenzen des pH-Wertes definiert, bei deren Über- bzw. Unterschreitung signifikante Effekte in Bezug auf das jeweilige ökotoxikologische Verfahren festgestellt wurden. Der pH-Wert wurde i.d.R. während der Testdurchführung in einem Rhythmus von 3 h überprüft und bei Überschreitungen von $\pm 0,2$ im Vergleich

jeweiligen Sollprüfwert angepasst (Postma et al., 2002). Im Test mit *P. tricornutum* wurde hingegen ausschließlich der pH-Wert vor Testbeginn berücksichtigt (Postma et al., 2002).

Aufgrund der breiten Toleranzgrenzen (Tab. 6) für *D. magna*, *V. fischeri* und *C. volutator* in Hinblick auf den pH-Wert ist eine Korrelation zum pH-Wert auf kausaler Grundlage für diese Testorganismen nicht zu erwarten. Das Ergebnis der vorliegenden Korrelationsanalyse für *V. fischeri* und *C. volutator* mit eher niedrigeren Korrelationskoeffizienten von $|r| < 0,50$ erscheint somit grundsätzlich plausibel. Im Gegensatz dazu ist *D. magna* im PW trotz der geringen pH-Sensitivität nach Postma et al. (2002) sowohl hinsichtlich des pT-Wertes als auch in Bezug auf die prozentuale Schwimmfähigkeit mit $|r| \geq 0,50$ mit dem pH-Wert korreliert (Tab. 5). Es ist - insbesondere in Anbetracht der gemäß Arbeitsprozedur notwendigen pH-Wert-Kontrolle und -Einstellung auf $7 \pm 0,2$ - nicht wahrscheinlich, dass die Toleranzgrenzen von 5,5 und 9,5 während des Tests unter- bzw. überschritten wurden. Insofern ist anzunehmen, dass die Korrelation der Ergebnisse des Daphnientests zum pH-Wert - wie nachfolgend beschrieben - auf andere damit verbundene Parameter zurückzuführen ist.

In der Studie von Postma et al. (2002) erwiesen sich v.a. die Algen als sensitiv gegenüber pH-Wert-Abweichungen. In der vorliegenden Analyse liegen die pH-Werte (Tab. 6) mehrheitlich in einem eng gefassten Bereich. Das 10 %- und 90 %-Perzentil weichen im marinen und limnischen PW und EL um Werte von lediglich 0,4 bis 0,48 voneinander ab. Die Differenz ist hier also geringer als das von Postma et al. (2002) angegebene Intervall von 0,6 ($\pm 0,3$) und deutlich geringer als das Intervall im Gültigkeitskriterium der Kontrollansätze von 2,0 ($\pm 1,0$) (DIN EN ISO 10253, 2006). Insofern sind die geringen Korrelationskoeffizienten des marinen Algentests in Beziehung zum pH-Wert (Tab. 5) plausibel. Für *D. subspicatus* liegt kein Literaturvergleichswert vor. Allerdings ist auch hier anzumerken, dass aufgrund des engen Intervalls, in dem die pH-Werte liegen, eine relevante Beeinflussung eher unwahrscheinlich erscheint und der Korrelationskoeffizient von $|r| = 0,56$ hinsichtlich der Hemmung im PW in Beziehung zum pH-Wert - wie nachfolgend thematisiert - auf andere mit dem pH-Wert assoziierte Faktoren zurückzuführen sein wird. Für *D. subspicatus* ist eine pH-Wert-Anpassung bei einem Anstieg von über 1,5 gefordert (Floeter, 2009).

Der pH-Wert im limnischen PW ist mit der Leitfähigkeit ($r = -0,52$) und dem Ammoniumgehalt ($r = -0,58$) korreliert. In den für die marinen Testverfahren analysierten PW liegen die Korrelationskoeffizienten des pH-Wertes in Beziehung zur Leitfähigkeit und zum Ammoniumgehalt jeweils bei $r = -0,56$. Im Gegensatz dazu sind die EL-basierten pH-Werte nicht mit $|r| \geq 0,50$ mit Ammonium und Leitfähigkeit korreliert. Gleichzeitig sind - wie in 3.2 erklärt und in Tab. 5 zu sehen - die betragsmäßigen Korrelationskoeffizienten des pH-Wertes zu den PW-basierten ökotoxikologischen Testergebnissen in allen wässrigen Testverfahren (*D. magna*, *D. subspicatus*, *V. fischeri*, *P. tricornutum*) deutlich höher als im EL. Anders ausgedrückt korreliert der pH-Wert insbesondere dann mit höheren Korrelationskoeffizienten mit ökotoxikologischen Verfahren, wenn er auch mit den Leitfähigkeits- und Ammoniumwerten der Lösung stär-

ker korreliert ist. Daraus deutet sich an, dass Ammonium oder Leitfähigkeit auf die Korrelation zwischen pH-Wert und ökotoxikologischen Testergebnissen einwirken können. So weisen z.B. die niedrigsten pH-Werte in Abb. 3 – die mit hohen Hemmwerten im limnischen Algentest verbunden sind - relative hohe Leitfähigkeits- und Ammoniumwerte auf (siehe auch 4.2 und 4.3). Die Hemmung könnte hier also auch z.B. durch Ammonium mitbegründet sein. Da die Korrelation zwischen pH-Wert und Ammonium bzw. Leitfähigkeit allerdings nur geringfügig größer ist, als die Korrelation zwischen pH-Wert und *D. magna* sowie *D. subspicatus* in PW, lässt sich die Beziehung des pH-Wertes zu den genannten Testorganismen wahrscheinlich nicht ausschließlich durch die Korrelation zu Ammonium und Leitfähigkeit erklären, sodass davon auszugehen ist, dass andere – nicht genau bekannte – mit dem pH-Wert assoziierte Faktoren einen Einfluss ausüben. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass der pH-Wert Einfluss auf die Verfügbarkeit anderer Komponenten ausübt. So steigt beispielsweise – wie in 4.3 beschrieben - der als toxisch zu betrachtende Ammoniakanteil im Dissoziationsgleichgewicht mit Ammonium bei zunehmendem pH-Wert (Wahrendorf et al., 2005). Darüber hinaus hängt z.B. bei Schwermetallen der Verteilungskoeffizienten zwischen Sediment und Wasserphase – und damit die Verfügbarkeit dieser Schadstoffe im PW und EL der wässrigen ökotoxikologischen Verfahren – u.a. vom pH-Wert ab (Riba et al., 2003).

Wie beschrieben erscheint ein kausaler Zusammenhang zwischen den ökotoxikologischen Effekten und dem pH-Wert unwahrscheinlich. Insofern ist auch eine Beeinflussung der ökotoxikologischen Baggergutbewertung nicht anzunehmen.

4.2 Leitfähigkeit

Tab. 7 ist eine Gegenüberstellung der vorliegenden Leitfähigkeitswerte (Extremwerte und Perzentile) und der Toleranzgrenzen nach Postma et al. (2002) gegeben, bei deren Einhaltung keine signifikanten Effekte von Leitfähigkeitsänderungen auf die Testorganismen zu erwarten sind.

Tab. 7: Leitfähigkeitswerte [$\mu\text{S}/\text{cm}$] in den Testmedien und Literaturvergleichswerte. Die zu den Testorganismen gehörigen Verfahren entsprechen sofern nicht anders angegeben grundsätzlich den vorliegenden Verfahren.

Testmedium	Min.	Perzentile			Max.	Toleranzbereiche in wässriger Lösung ^{a)}	
		10%	50 %	90 %			
PW (n = 746)	Limnisch	1.060	2.051	2.805	3.575	4.850	< 6.500 für <i>D. magna</i> ^{b), c)} < 46.000 für <i>V. fischeri</i> ^{b)}
EL (n = 745)		800	1.164	1.590	2.300	3.830	< 4.000 für <i>Raphidocelis subcapitata</i> ^{b), d)}
PW ^{f)} (n = 492)	Marin	1.432	2.050	2.665	3.469	4.260	5.000 - 51.000 für <i>C. volutator</i> ^{b), e)}
EL ^{g)} (n = 495)		1.502	12.424	32.500	34.700	39.400	11.500 – 46.000 für <i>P. tricornutum</i> ^{b), h)}

a) Nicht explizit auf PW oder EL bezogen.

b) Postma et al., 2002

c) Testdauer 48 h

d) Limnische Alge; Kein Organismus der vorliegenden Analyse. Orientierungswert für *D. subspicatus*.

e) Im Überstandwasser (Sedimentkontakttest)

f) Leitfähigkeitswerte vor der Aufsalzung

g) Es wird i.d.R. mit ASW eluiert und dann die Leitfähigkeit bestimmt. Bei Sedimentproben mit hohen Wassergehalten wird ohne ASW eluiert, Diese Proben werden nachträglich aufgesalzen.

h) Endpunkt Wachstumsrate

Die Leitfähigkeitswerte im limnischen PW und EL liegen deutlich im Toleranzbereich von *D. magna* und *V. fischeri*. Während die geringen Korrelationskoeffizienten der Leitfähigkeit zu *V. fischeri* (Tab. 5) somit plausibel erscheinen, ist es insofern eher unwahrscheinlich, dass die Korrelation der Daphnienschwimmfähigkeit zur Leitfähigkeit im PW von $|r| = 0,55$ auf eine kausale Beziehung zur Leitfähigkeit zurückzuführen ist. Für die Alge *D. subspicatus* – welche im PW ebenfalls mit $|r| \geq 0,50$ mit der Leitfähigkeit korreliert ist - liegt kein direkter Vergleichswert vor. Der Toleranzbereich der limnischen Alge *Raphidocelis subcapitata* ist in Postma et al. (2002) mit $< 4.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ angegeben. Ungeachtet der nicht bekannten spezifischen Sensitivität von *D. subspicatus* erscheint somit – unter Beachtung der allgemein breiten Toleranzbereiche bei verschiedenen Testorganismen (Tab. 7) und weiterer nachfolgend genannter Erwägungen - der Eindruck, dass die Korrelation der Wachstumshemmung in der G1 mit der Leitfähigkeit im PW ($|r| = 0,67$) und EL ($|r| = 0,52$) nicht auf die Leitfähigkeit selbst, sondern auf weitere damit verbundene Faktoren zurückzuführen ist.

Hinsichtlich der marinen Testverfahren ist anzumerken, dass das EL durch Elution mit ASW erzeugt wird. Somit entsprechen die in Tab. 7 angegebenen Leitfähigkeitswerte für EL ungeachtet der Zugabe von Nährlösungen und Inokulum im Wesentlichen jenen der unverdünnten Testdurchführung. Bei Sedimentproben mit hohen Wassergehalten wird in Einzelfällen jedoch ohne ASW eluiert, sodass die EL keine Leitfähigkeitswerte von $30.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ erreichen und nachträglich aufgesalzen wer-

den müssen. In diesen Fällen weichen die in Tab. 7 angegebenen Werte also wesentlich von den Leitfähigkeitswerten bei der Testdurchführung ab. Auch die in Tab. 7 angegebenen Leitfähigkeitswerte für marines PW wurden vor der Aufsalzung bestimmt, sodass sie nicht den Leitfähigkeiten bei der Testdurchführung entsprechen. Für den Amphipodentest wird das marine Sediment weiterhin mit ASW überschichtet. Gemäß Angabe der Labore ist i.A. davon auszugehen, dass die Leitfähigkeitswerte – sofern nötig nach Aufsalzung - den Anforderungen der Testorganismen entsprechen. Insbesondere unter Berücksichtigung der breiten Toleranzbereiche ist davon auszugehen, dass die Korrelation zwischen Leitfähigkeitswerten und den ökotoxikologischen Effekten in der vorliegenden Analyse (Tab. 5) nicht kausal begründbar, sondern – wie nachfolgend beschrieben - durch Assoziation mit anderen Parametern zu erklären sind. Dies wird insbesondere dadurch bestärkt, dass die Beziehung von *P. tricornutum* zur Leitfähigkeit bei den mehrheitlich bereits aufgesalzene EL-Proben mit $|r| < 0,10$ vorliegt und nicht signifikant ist, während im nicht aufgesalzene PW Korrelationskoeffizienten von $|r| = 0,48$ (% Hemmung in der G1) und $|r| = 0,53$ (pT-Wert) vorliegen. Es erscheint somit wahrscheinlich, dass wie nachfolgend beschrieben nicht die absolute Leitfähigkeit – sondern damit verbundene Konzentrationen einzelner Elektrolyte – Einfluss auf die Testorganismen ausüben.

Die Leitfähigkeit korreliert mit dem pH-Wert in PW mit $|r| \geq 0,50$. Hierzu ist Abschnitt 4.1 zu beachten. Weiterhin korreliert die Leitfähigkeit mit Ausnahme des limnischen EL mit den Ammoniumgehalten mit Korrelationskoeffizienten $r \geq 0,70$. In den limnischen Proben ist sie auch mit dem DOC-Gehalt im PW ($r = 0,60$) und im EL ($r = 0,73$) korreliert. Darüber hinaus korreliert sie insbesondere im limnischen EL mit den Gehalten an zahlreichen weiteren Parametern, darunter v.a. Schwermetallgehalte im Sediment und Nährstoffgehalte im Sediment und im PW und EL mit $r \geq 0,50$ bis teilweise $r \geq 0,80$ (TOC, Stickstoff). Die Leitfähigkeit ist im marinen mit Natriumchlorid aufgesalzene EL kaum mit dem Ammoniumgehalt korreliert ($r = 0,21$). Gleichzeitig sind die Korrelationskoeffizienten in Beziehung zu *P. tricornutum* hier – wie beschrieben - deutlich niedriger als im PW und nicht signifikant. Hieraus deutet sich an, dass die Korrelation zur Leitfähigkeit eher auf die Beziehung zum Ammoniumgehalt oder weiteren Elektrolyten zurückzuführen ist, was auch mit der Aussage von Postma et al. (2002) übereinstimmt, nach der die Zusammensetzung der Elektrolyte entscheidend ist und nicht die absolute Leitfähigkeit. Während z.B. *D. magna* und *D. subspicatus* die höchsten Korrelationskoeffizienten in Beziehung zu Ammonium umfassen, ist bei *P. tricornutum* anzumerken, dass die Korrelationskoeffizienten in Beziehung zu Ammonium geringer sind, als jene in Beziehung zur Leitfähigkeit. Eine alleinige Definition der Beziehung über Ammonium erscheint bei *P. tricornutum* somit ausgeschlossen.

Da wie erläutert eine kausale Beziehung zur Leitfähigkeit unwahrscheinlich scheint, ist eine Beeinflussung des pT-Wertes nicht zu erwarten.

4.3 Ammonium

Ammonium fungiert insbesondere für Algen als Nährstoff (Wahrendorf et al., 2005). Folglich kann Ammonium im PW und EL das Algenwachstum fördern, sodass die Biomasseproduktion höher sein kann als in der Kontrolle. Dies hängt auch vom Verhältnis zu anderen Nährstoffparametern ab. Ammonium befindet sich in wässriger Lösung in einem pH- und temperaturabhängigen Dissoziationsgleichgewicht mit Ammoniak (Wahrendorf et al., 2005), d.h., dass bei Anwesenheit von Ammonium bei pH-Werten ≥ 7 Ammoniak in den Proben vorliegt. Bei den vorliegenden pH-Werten wird der Ammoniakanteil maximal rd. 10 % am $\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$ ausmachen. Durch Erhöhung des pH-Wertes durch den CO_2 -Abbau (4.1) kann es bei der Durchführung der Algentests zusätzlich zur Bildung von Ammoniak kommen. Es ist davon auszugehen, dass besonderes der vorliegende Ammoniak toxisch auf Organismen wirkt (Postma et al., 2002; Wahrendorf et al., 2005).

In Tab. 8 sind die der vorliegenden Korrelationsanalyse zugrundeliegenden Ammoniumkonzentrationen (Extremwerte und Perzentile), die im unverdünnten und unbehandelten PW und EL zu Testbeginn vorlagen und relevante Literaturvergleichswerte aufgeführt.

Tab. 8: Ammoniumgehalte [$\text{mg NH}_4^+\text{-N/ L}$] in den Testmedien und Literaturvergleichswerte. Die zu den Testorganismen gehörigen Verfahren entsprechen sofern nicht anders angegeben grundsätzlich den vorliegenden Verfahren.

Test-medium	Min.	Perzentile			Max.	Toleranzbereiche/ Effektkonzentrationen in wässriger Lösung ^{a)}
		10 %	50 %	90 %		
PW (n = 745)	4,3	24	92	188	450	<i>D. subspicatus:</i> ^{b)} EC₂₀ = 29,7 $\text{mg NH}_4^+\text{-N/ L}$ (pH 8) EC₅₀ = 55,4 $\text{mg NH}_4^+\text{-N/ L}$ (pH 8)
EL (n = 745)	<BG	12	53	135	365	<i>D. magna:</i> < 60 $\text{mg NH}_4^+ + \text{NH}_3/ \text{L}$ (pH 7,5 - 8,0) ^{c), d)} < 15 $\text{mg NH}_4^+ + \text{NH}_3/ \text{L}$ (pH 8,5) ^{c)} LC₅₀ = 24 $\text{mg NH}_3/ \text{L}$ (Testdauer 24 h) ^{e)} <i>V. fischeri:</i> ^{c)} < 1.000 $\text{mg NH}_4^+ + \text{NH}_3/ \text{L}$ (pH 8,0)
PW (n = 494)	4,3	20	81	174	400	<i>C. volutator:</i> < 100 $\text{mg NH}_4^+ + \text{NH}_3/ \text{L}$ (pH 7,0 - 7,5) ^{c), f)} < 75 $\text{mg NH}_4^+ + \text{NH}_3/ \text{L}$ (pH 8,0) ^{c), f)} < 30 $\text{mg NH}_4^+ + \text{NH}_3/ \text{L}$ (pH 8,5) ^{c), f)} LC₅₀ = 67,9 – 112 $\text{mg NH}_4^+\text{-N/ L}$ ^{g)}
EL (n = 492)	1,4	22	68	170	535	<i>P. tricornutum:</i> ^{c), h)} < 60 $\text{mg NH}_4^+ + \text{NH}_3/ \text{L}$ (pH 8,0)

a) Nicht explizit auf PW oder EL bezogen.

b) Wahrendorf et al., 2005

c) Postma et al., 2002

d) Testdauer 48 h

e) HSDB, 2017

f) Im Überstandwasser (Sedimentkontakttest)

g) Maximal- und Minimalwert von 7 Referenztoxizitätsanalysen aus den Jahren 2006 – 2014 (stichprobenartige Auswahl aus internen Laborprotokollen)

h) Endpunkt Wachstumsrate

Hinsichtlich Tab. 8 sind die in den vorangegangenen Abschnitten 4.1 und 4.2 gegebenen Informationen zu berücksichtigen. Insbesondere im limnischen Algentest kann es durch Zugabe der Nährlösung – welche Ammoniumchlorid enthält – zu einer Erhöhung des Ammoniumgehalts kommen (DIN 38 412 Teil 33, 1991). Es ist außerdem zu berücksichtigen, dass in Postma et al. (2002) die Toleranzgrenzen in einer leicht abweichenden Einheit ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3/\text{L}$) im Vergleich zum vorliegenden Messendpunkt ($\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{L}$) angegeben sind. Bei Berücksichtigung des Ammoniakanteils und der Wasserstoffatome lägen die Messwerte der vorliegenden Analyse auf Basis der stöchiometrischen Berechnung um mindestens rd. 30 % höher (bei 0 % Ammoniak). Aufgrund der in Tab. 8 dargestellten vorliegenden Ammoniumgehalte und Toleranzbereiche bzw. Effektkonzentrationen, wäre zu erwarten, dass in den Testverfahren mit *D. subspicatus*, *D. magna*, *P. tricornutum* und *C. volutator* durch erhöhte Ammoniumgehalte negative Effekte auftreten, während dies aufgrund der hohen Toleranzgrenze bei *V. fischeri* – die deutlich die vorliegenden Gehalte überschreitet – nicht zu erwarten ist. In der vorliegenden Korrelationsanalyse (Tab. 5) sind nur *D. magna* und *D. subspicatus* mit hohen Korrelationskoeffizienten von bis zu $|r| = 0,70$ (*D. magna*) und $|r| = 0,80$ (*D. subspicatus*) mit dem Ammoniumgehalt korreliert. Hinsichtlich der oberen tolerierbaren Grenzen von *P. tricornutum* und *C. volutator* liegen zwar Überschreitungen vor, die Korrelationskoeffizienten bleiben jedoch $|r| < 0,50$, wobei sie bei *C. volutator* $|r| = 0,40$ und bei *P. tricornutum* $|r| = 0,34 - 0,41$ erreichen. Hinsichtlich *C. volutator* kann die geringere Korrelation dadurch erklärt werden, dass in der vorliegenden Arbeit die Korrelation zum Ammoniumgehalt im PW betrachtet wurde. Die Toleranzgrenzen für die Ammoniumgehalte nach Postma et al. (2003) beziehen sich auf das Überstandwasser. Auch im vorliegenden Amphipodentest wird das Probed sediment mit ASW überschichtet, sodass ein Verdünnungseffekt auftritt.

Im BfG-Merkblatt zur ökotoxikologischen Baggergutuntersuchung (BfG, 2011) wird in Anlehnung an die Resultate von Wahrendorf et al. (2005) auf den Einfluss erhöhter Ammoniumkonzentrationen auf die Wachstumshemmung von *D. subspicatus* verwiesen. Wahrendorf et al. (2005) haben Effektkonzentrationen (EC_{20} , EC_{50}) für *D. subspicatus* im Testgut im Laborversuch ermittelt. Hierfür wurde dem Testmedium Ammoniumchlorid in verschiedenen Konzentrationen zugesetzt. In Abb. 5 sind diese Effektkonzentrationen – respektive der EC_{20} - und der EC_{50} -Wert gem. Tab. 8 – in das Korrelationsdiagramm von *D. subspicatus* zum Ammoniumgehalt im PW eingetragen.

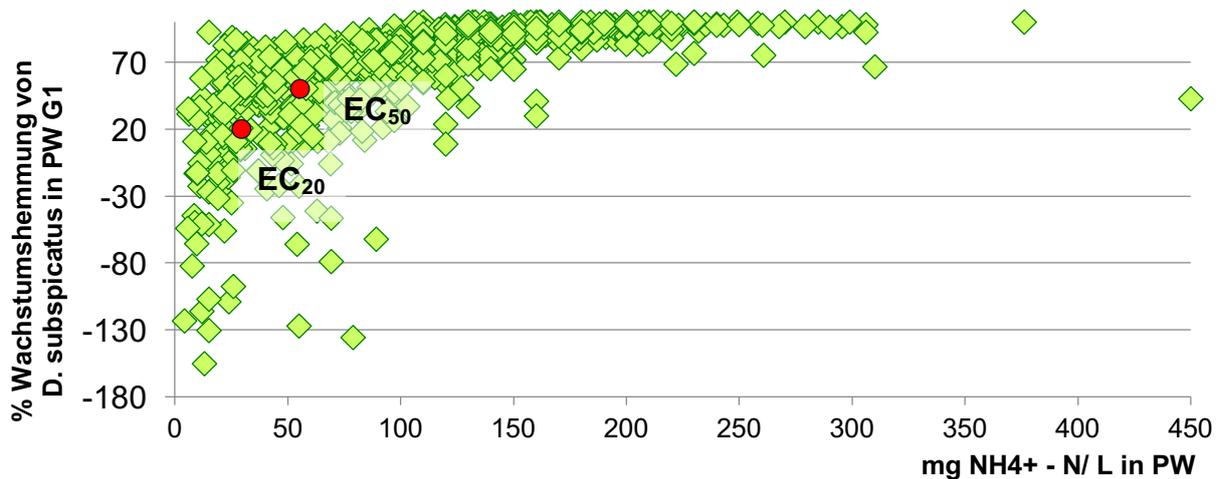


Abb. 5: Korrelationsdiagramme für *D. subspicatus* in Beziehung zum Ammoniumgehalt im PW ◆ (Datensatz der vorliegenden Arbeit) und EC_{20} - und EC_{50} -Werte nach Wahrendorf et al. (2005) ● im Testgut

Wie bereits erwähnt handelt es sich bei den in der vorliegenden Korrelationsanalyse verwendeten Messergebnissen um die Ammoniumgehalte vor Zugabe von Nährlösung und Inokulum, d.h. dass die Konzentrationen in der G1 im Vergleich zum originalen PW reduziert oder – aufgrund des Ammoniumchlorids in der Nährlösung (DIN 38 412 Teil 33, 1991) – erhöht sein können. Der Einfluss der Zumischung hängt insofern von der Höhe des Ammoniumgehalts in der Probe ab. Ungeachtet dieses Faktors und der allgemeinen Streuung zeigt sich in Abb. 5, dass die von Wahrendorf et al (2005) ermittelten Effektkonzentrationen in den Kurvenverlauf der Beziehung zwischen *D. subspicatus* und dem Ammoniumgehalt im PW passen. Folglich ist beim limnischen Algentest anzunehmen, dass – insbesondere auch unter Berücksichtigung des hohen Korrelationskoeffizienten ($r = 0,80$) zwischen *D. subspicatus* und Ammonium im PW – die statistische Beziehung zwischen Ammonium und der Wachstumshemmung von *D. subspicatus* kausal begründbar ist. Auch die Fördereffekte im Bereich niedrigerer Ammoniumkonzentrationen sind unter Annahme eines kausalen Zusammenhangs durch die Funktion von Ammonium als Algennährstoff zu erklären (Wahrendorf et al., 2005). Die Ammoniumkonzentration in natürlichen Proben sollte allerdings nicht isoliert betrachtet werden. Wesentliche Emissionsquelle für Ammonium, Ammoniak u.a. Stickstoffverbindungen ist die Landwirtschaft (Umweltbundesamt, 2016; Umweltbundesamt, 2017). Es ist folglich möglich, dass in Proben mit erhöhten Ammoniumgehalten auch erhöhte Gehalte an Agrarschadstoffen – z.B. an Pestiziden oder Tierarzneimitteln – vorliegen, die auf die ökotoxikologischen Testergebnisse einwirken können.

Obgleich der Ammoniumgehalt mit einigen Schadstoff- und Begleitparametern wie z.B. pH-Wert und Leitfähigkeit mit hohen Korrelationskoeffizienten korreliert ist, erscheint es insbesondere bei *D. magna* und *D. subspicatus* unwahrscheinlich, dass die höchsten Korrelationskoeffizienten dieser Testorganismen – welche in Beziehung zu Ammonium vorliegen - sekundär über die Beziehung zu einem geringer mit den Testorganismen korrelierten Parameter zu erklären sind. Eher ist wie bereits in 4.1

und 4.2 beschrieben davon auszugehen, dass durch die starke Korrelation der Parameter zum Ammonium die Beziehung von pH-Wert und Leitfähigkeit zu den ökotoxikologischen Testergebnissen sekundär kausal zu erklären ist. Nichtsdestotrotz kann der Korrelationskoeffizient in Beziehung zum Ammoniumgehalt durch das parallele Vorliegen von Schadstoffen in den Proben mitbegründet sein, d.h. dass die Höhe des Korrelationskoeffizienten nicht zwangsläufig ausschließlich auf Ammonium zurückzuführen ist.

Da die Messwerte von Ammonium im PW und EL mehrheitlich deutlich oberhalb der von Wahrendorf et al. (2005) ermittelten Effektkonzentrationen für *D. subspicatus* sowie häufig deutlich oberhalb der Toleranzgrenze von *D. magna* nach Postma et al. (2002) liegen, ist eine Beeinflussung der Baggergutklassifizierung des pT-Wertes durch erhöhte Ammoniumgehalte in den Proben bei diesen Testorganismen nicht auszuschließen. Hierbei ist jedoch zu bedenken, dass in den einzelnen Verdünnungsstufen der Ammoniumgehalt jeweils halbiert wird. Im PW liegen 50 % der Ammoniumgehalte unter 92 mg NH₄⁺-N/ L. Unter Berücksichtigung der Verdünnung mit Nährlösung und Inokulum (1:1,25) wird bei 92 mg NH₄⁺-N/ L Originalprobe in der G4 Verdünnungsstufe (1:4) ein Ammoniumgehalt von 18,4 mg NH₄⁺-N/ L erreicht, der unter dem EC₂₀-Wert von 29,7 mg NH₄⁺-N/ L nach Wahrendorf et al. (2005) liegt. Für die Begründung eines bedenklichen pT-Wertes > 2 müsste der Ammoniumgehalt in der G4 den EC₂₀ überschreiten, was rechnerisch bei Ammoniumgehalten von rund 150 mg NH₄⁺-N/ L in der Originalprobe der Fall ist. Dies betrifft ca. 17 % der vorliegenden Proben. Obgleich dies unter Berücksichtigung von Faktoren wie pH-Wert-Änderungen oder Messungenauigkeiten nicht gänzlich ausgeschlossen ist, erscheint die Begründung höherer pT-Werte von 5 und insbesondere 6 im limnischen Algentest durch Ammonium bei den vorliegenden Ammoniumgehalten im PW weniger wahrscheinlich. Insofern ist es plausibel, dass in Abb. 3 die pT-Werte ≥ 5 für *D. suspicatus* bei unterschiedlichen – auch niedrigeren – Ammoniumgehalten vorliegen, während niedrigere pT-Werte stärker mit den Ammoniumgehalten korreliert sind. Es ist somit auch nachvollziehbar, dass die pT-Werte des Daphnientests im PW stärker mit dem Ammoniumgehalt korrelieren, da hier pT-Werte > 4 nicht vorkommen und der Verdünnungseffekt somit weniger Einfluss auf die Korrelation haben kann.

4.4 DOC

In Tab. 9 sind die Extremwerte und Perzentile der vorliegenden DOC-Gehalte aufgeführt. Die maximalen Gehalte der limnischen PW und EL von 940 mg/L bzw. 110 mg/L finden sich in Altsedimentproben aus der Harburger Süderelbe.

Tab. 9: DOC-Gehalte [mg/ L] in den Testmedien

Testmedium		Min.	Perzentile			Max.
			10%	50 %	90 %	
PW (n = 193)	Limnisch	1,8	28	43	65	110 ^{a)}
EL (n = 109)		1,6	12	37	102	940 ^{a)}
PW (n = 34)	Marin	37	41	49	58	82
EL (n = 44)		13	22	29	58	88

a) Altsediment

Der DOC-Gehalt erfasst die verschiedenen organischen Komponenten in den PW- und EL-basierten Testansätzen. Dies umfasst auch die Kohlenstoffanteile organischer Schadstoffe. Darüber hinaus können Schwermetalle – in Abhängigkeit von weiteren Faktoren wie z.B. dem pH-Wert - durch Bildung von Organometall-Komplexen mit dem DOC-Gehalt assoziiert sein, was sich z.B. bei Deponieabwässern gezeigt wurde (Köppel und Denner, 2010). Es erscheint insofern plausibel, dass der DOC-Gehalt - insbesondere im limnischen EL - mit zahlreichen Begleit- und Schadstoffparametern mit hohen Korrelationskoeffizienten korreliert. Hierzu zählen hinsichtlich der Begleitparameter z.B. Ammonium ($r = 0,84$), Leitfähigkeit ($r = 0,73$) und Phosphor ($r = 0,70$) im limnischen EL sowie TOC ($r = 0,89$), Stickstoff ($r = 0,8$), Phosphor ($r = 0,87$) und Schwefel ($r = 0,76$) im Sediment. Weiterhin sind sämtliche Schwermetalle in der Gesamtfraktion zum DOC im limnischen EL mit $|r| \geq 0,75$ korreliert. In Bezug auf die organischen Schadstoffe sind Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,70$ zu PCB-Parametern, β -HCH, DDT-Metaboliten, p,p'-DDT, \sum 6 DDX, HCB und TeBT jeweils in der Gesamtfraktion zu nennen. Insbesondere erwähnenswert ist hierbei die Beziehung zu p,p'-DDE mit $r = 0,90$.

Mit Ausnahme des pT-Wertes von *D. subspicatus*, welcher im PW stärker korreliert ist, sind die höchsten DOC-bezogenen Korrelationskoeffizienten zu ökotoxikologischen Testergebnissen im limnischen EL zu finden (Tab. 5). Die DOC-Werte dieser limnischen EL sind gleichzeitig jene die – wie oben beschrieben – im Vergleich zu den Werten in den PW und im marinen EL mit Abstand die größten Korrelationskoeffizienten in Beziehung Schadstoff- und Begleitparametern aufweisen. Unter Berücksichtigung der genannten statistischen Beziehungen drängt sich der Verdacht auf, dass eine – sofern vorliegende - Ursache-Wirkungs-Beziehung zum DOC durch die erhöhten DOC-assozierten Schadstoffgehalte sowie Gehalte an weiteren Stoffen wie z.B. Ammonium begründet sein könnte. Allerdings wird auch von einer geringeren Bioverfügbarkeit der Schadstoffe bei zunehmenden Kohlenstoffgehalten ausgegangen (Groh et al., 2010). Weiterhin zeigt sich in Tab. 9, dass im limnischen EL insgesamt die größte Bandbreite an Messwerten vorliegt. Insbesondere liegen hier 10 % der Messwerte oberhalb 102,0 mg/ L. In den PW und im marinen EL werden derart

hohe DOC-Werte nicht erreicht. Es ist insofern annehmbar, dass die stärkere Korrelation der ökotoxikologischen Testergebnisse zu DOC im limnischen EL im Vergleich zu den PW und zum marinen EL nicht auf die allgemein höheren und breiter verteilten DOC-Werte und damit verbundenen anderen Wirkmechanismen und -komponenten wie z.B. Huminstoffen (Groh et al., 2010) zurückzuführen ist, sondern auf die damit verbundene Verfügbarkeit von Schadstoffen.

4.5 Schadstoffe

4.5.1 Hinweise zu den ausgewählten Literaturvergleichswerten

Die Interpretation der Korrelation der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse in Beziehung zu Schadstoffen in Hinblick auf eine kausale Begründbarkeit der Zusammenhänge gestaltet sich allgemein schwierig, da flächendeckende ökotoxikologische Toleranzgrenzen für sedimentbezogene Gehalte an Schadstoffen nicht vorliegen. Ökotoxikologische Effektdaten werden in der Regel in wässrigen Testmedien erhoben und sind diesbezüglich auch zahlreich für verschiedene Schadstoffparameter in der Gefahrstoffdatenbank HSDB (2017) zu finden. Diese Daten sind im Rahmen der vorliegenden Arbeit aber lediglich für einen Vergleich der relativen Sensitivitäten der Testorganismen gegenüber verschiedenen Schadstoffen nützlich und nicht für einen direkten Vergleich mit den vorliegenden Schadstoffgehalten, da diese ausschließlich in den Sedimentproben – und nicht in den PW und EL – bestimmt werden. Auch eine Umrechnung von den sediment- auf die PW- und EL-bezogenen Schadstoffgehalte ist nicht ohne weiteres möglich, da die Verteilung zwischen Sediment und Wasserphase von verschiedenen Faktoren wie z.B. der Temperatur, der Salinität und dem Redoxpotential abhängig ist (Petri et al., 2004; Riba et al., 2003). Daher wird im Rahmen der vorliegenden Interpretation auch auf verfügbare sedimentbezogene Schadstoffrichtwerte aus der Literatur zurückgegriffen, die nicht durchweg auf ökotoxikologischen Analysen basieren und nur unter Berücksichtigung der nachfolgend genauer beschriebenen Einschränkungen genutzt werden können.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden zum einen der Effects Range-Low (ERL) und der Effects Range-Median (ERM) nach Long et al. (1995) zum Vergleich herangezogen. ERM und ERL sind auf die Gesamtfraktion des Sediments bezogen und basieren auf einer Zusammenstellung vielfältiger u.a. ökotoxikologischer Studienergebnisse, weshalb sie sich für einen einfachen Vergleich mit den vorliegenden Schadstoffmesswerten eignen, obgleich hierbei auch einige Einschränkungen hinsichtlich der Aussagekraft zu berücksichtigen sind. ERM und ERL basieren auf der Zusammenstellung verfügbarer Daten u.a. von Labor- und Felduntersuchungen mit unterschiedlichen marinen maßgeblich benthischen Organismen. Die Ergebnisse wurden gemäß den Gehalten des jeweiligen Schadstoffs aufgelistet und aus diesen Ranglisten die stoffspezifischen ERM-Werte (50 % Perzentil) und ERL-Werte (10 % Perzentil) entnommen. Demnach treten bei Gehalten $<$ ERL toxische Effekte nur sehr selten auf, bei Gehalten $>$ ERM hingegen mit großer Wahrscheinlichkeit (Long et al., 1995). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit haben ERM und ERL maßgeblich für *C. volutator* Gültigkeit, da es sich hierbei um einen marinen benthischen Organismus

handelt, der auch in der Datenbasis des ERM und ERL auftaucht. ERM und ERL sollen jedoch auch im Sinne eines groben Orientierungswertes für die allgemeine Interpretation hinsichtlich der anderen nicht benthischen und nicht marinen Testorganismen angewendet werden. Dabei ist einerseits zu berücksichtigen, dass die zur Erzeugung ökotoxikologischer Effekte benötigten Schadstoffgehalte im Sediment davon abhängen, ob ein Verfahren als Sedimentkontakttest durchgeführt oder der Testorganismus einer aus dem Sediment gewonnenen Lösung - z.B. dem Überstandwasser - ausgesetzt wird. So zeigten beispielsweise Grote et al. (2004) am Beispiel von *Lemna minor* und *Danio rerio*, dass diese Testorganismen im Sedimentkontakttest erheblich empfindlicher auf Sedimentproben reagieren, als in den Testverfahren, in denen sie lediglich dem zugehörigen Überstandwasser ausgesetzt wurden. Darüber hinaus ist zu bedenken, dass die Schadstofffreisetzung aus dem Sediment in die wässrige Phase von vielen Faktoren – insbesondere auch von der Salinität – abhängt (Petri et al., 2004), die in den limnischen Testverfahren deutlich von den dem ERM und ERL zugrundeliegenden marinen Proben abweichen wird. Aufgrund der mit dem Salzgehalt verbundenen Vorgänge des Kationen- und des Anionenaustausches könnten im marinen PW verschiedene Schwermetalle in höheren Konzentrationen vorliegen als im limnischen. Hierbei können auch Vorgänge der Komplexbildung eine Rolle spielen (Peters und Ahlf, 2003). So bildet z.B. Cadmium stabile, lösliche Komplexe mit Chlorid und Sulfat (Scheffer-Schachtschabel, 1998). Es deutet sich zusammenfassend an, dass möglicherweise schon geringere Schadstoffgehalte im marinen Sediment stärkere ökotoxikologische Effekte bewirken können als bei limnischen Proben, respektive dass Effekte im limnischen Bereich u.U. erst bei höheren sedimentbezogenen Schadstoffgehalten auftreten. Dies betrifft auch den Algentest im marinen PW, da dieses erst nachträglich aufgesalzen wird, eine erhöhte Schadstoffmobilisation durch höhere Salinität bei der PW-Gewinnung somit nicht vorliegen kann. Im Gegensatz dazu entsprechen die Testdurchführung des marinen Algentests in EL – welches mit ASW eluiert wird – und des Amphipodentests durch Überschichtung des Sediments mit marinem Medium eher den Bedingungen mariner Proben. Aufgrund des möglicherweise stärkeren Schadstoffübergangs bei marinen Medien und der oben beschriebenen potentiell größeren Sensitivität bei Sedimentkontakttests im Vergleich zur Exposition der Testorganismen gegenüber wässrigen aus Sediment gewonnenen Lösungen wäre es denkbar, dass ERM und ERL in Hinblick auf die limnischen Testverfahren in PW und EL zu niedrig angesetzt sind. Zuletzt ist zu bedenken, dass die für einen ökotoxikologischen Effekt benötigte Schadstoffkonzentrationen im Sediment maßgeblich vom Testorganismus und dessen spezifischen Eigenschaften abhängen.

Die IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) und die FGG Elbe (Flussgebietsgemeinschaft Elbe) haben 2014 Schwellenwerte zur Sedimentklassifizierung für elberelevante Schadstoffe herausgegeben. Der untere Schwellenwert (USW) stellt demnach die formal schärfste Anforderung dar, bei deren *Unterschreitung* eine nachteilige Beeinträchtigung relevanter Schutzgüter nicht erwartet wird. Der obere Richtwert (OSW) basiert – sofern hier definiert – auf den Umweltqualitätsnormen der ehem. Oberflächengewässerverordnung von 2011, welche sich aus den

Angaben der Wasserrahmenrichtlinie ableitet. Sofern keine Umweltqualitätsnormen vorliegen, wurde auf verschiedene weitere Referenzen - darunter z.B. verschiedene Verordnungen, GÜBAK und wissenschaftliche ökotoxikologische Studien - zurückgegriffen. Eine genaue Aufzählung der Basisliteratur je Schwellenwert ist in der Referenz gegeben (FGG Elbe, 2014). Es ist anzumerken, dass die Schwellenwerte nicht durchweg ökotoxikologisch basierte Daten darstellen, sondern z.B. auch auf Hintergrundkonzentrationen und weiteren Erwägungen basieren. Für eine Einschätzung über die kausale Begründbarkeit einer Korrelation werden ökotoxikologisch fundierte – möglichst spezifische – Vergleichswerte an Schadstoffgehalten in Sedimenten benötigt. Da diese nicht vorliegen, wird dennoch auf die Schwellenwerte als grobe Orientierungshilfe zur Abschätzung der Kausalität zurückgegriffen.

4.5.2 Vorliegende Schadstoffgehalte und Literaturvergleichswerte

In Tab. 10 sind die zuvor genauer beschriebene Literaturvergleichswerte (4.5.1) sowie Schadstoffgehalte (Extremwerte und Perzentile) der Sedimentproben des vorliegenden Datensatzes aufgeführt. Diese werden für die Interpretation in den nachfolgenden Abschnitten benötigt. Es sind nur Parameter aufgeführt, für die Vergleichsdaten vorliegen und bzw. oder die mindestens zu einem ökotoxikologischen Verfahren einen Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ aufweisen (Tab. 5).

Tab. 10: Schadstoffgehalte und Literaturvergleichswerte.

Parameter	Einheit/ Bezugsmedium	Messwerte der vorliegenden Analysen					Literaturvergleichswerte				Weitere Literaturwerte ^{c)}
		Min.	Perzentile			Max.	FGG Elbe, 2014		Long et al., 1995		
			10 %	50 %	90 %		USW	OSW	ERL	ERM	
Arsen	mg/ kg TS (n = 400)	3,7	11	19	26	39	-	-	8,2	70	<i>D. magna</i> : EC₅₀ = 3,77 mg/ L (Natriumarsenit; Testdauer 26 h) <i>V. fischeri</i> : EC₅₀ = 60 mg Arsenit/ L (Arsenit; Testdauer 15 min; Microtox ®) ^{d)}
	mg/ kg TS < 20 µm (n = 606)	20	30	36	41	89 ^{j)}	-	-	-	-	
	mg/ kg TS < 63 µm	-	-	-	-	-	-	40	-	-	
	mg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	7,9	-	-	-	
Blei	mg/ kg TS (n = 400)	10	23	42	63	91	-	-	46,7	218	<i>D. magna</i> : EC₅₀ = 4,89 mg/ L (Bleitionen aus Blei- actet; Testdauer 24 h) und EC₅₀ = 0,45 mg/ L (Bleichlorid; Testdauer 48 h)
	mg/ kg TS < 20 µm (n = 606)	60	80	89	106	335 ^{j)}	-	53	-	-	
	mg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	25	-	-	-	
Cad- mium	mg/ kg TS (n = 400)	0,4	0,8	1,4	2,7	5,9	0,22	-	1,2	9,6	<i>D. magna</i> : EC₅₀ = 0,12 mg/ L (adult, Testdauer 24 h) <i>V. fischeri</i> : EC₅₀ = 24 mg/ L (Cadmiumionen aus Cadmiumchlorid; Testdauer 30 min) ^{e)} <i>D. subspicatus</i> : EC₅₀ = 0,3 mg/ L (Cadmiumchlorid; Testdauer 72 h, Wachstumsrate) ^{f)} <i>C. volutator</i> : LC₅₀ = 1,85 – 5,30 mg/ L (Testdauer 96 h) ^{g)}
	mg/ kg TS < 20 µm (n = 606)	1,0	1,7	3,0	4,9	20 ^{j)}	-	2,3	-	-	

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 10 -

Parameter	Einheit/ Bezugsmedium	Messwerte der vorliegenden Analysen					Literaturvergleichswerte				Weitere Literaturwerte ^{c)}
		Min.	Perzentile			Max.	FGG Elbe, 2014		Long et al., 1995		
			10 %	50 %	90 %		USW	OSW	ERL	ERM	
Chrom	mg/ kg TS (n = 400)	11	21	37	59	111	-	-	81	370	<u>D. magna:</u> EC₅₀ = 11,486 mg/ L (Chromionen aus Chromchlorid; Alter < 24 h, Testdauer 24 h) und LC₅₀ = 0,1 mg/ L (Chromsulfat; Testdauer 24 h) <u>V. fischeri:</u> EC₅₀ = 138 mg/ L (Chromionen aus Kaliumdichromat; Testdauer 30 min) ^{e)}
	mg/ kg TS < 20 µm (n = 606)	50	65	82	99	380 ⁱ⁾	-	-	-	-	
	mg/ kg TS < 63 µm	-	-	-	-	-	-	640	-	-	
	mg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	26	-	-	-	
Kupfer	mg/ kg TS (n = 400)	10	22	39	56	113	-	-	34	270	<u>D. magna:</u> EC₅₀ = 0,05 mg Cu²⁺ / L (CuCl ₂ ·2H ₂ O Testdauer 24 h) ^{m)} <u>V. fischeri:</u> EC₅₀ = 8 mg/ L (Kupferionen aus Kupfersulfat; Testdauer 30 min) ^{e)}
	mg/ kg TS < 20 µm (n = 606)	43	56	77	104	1.003 ⁱ⁾	-	-	-	-	
	mg/ kg TS < 63 µm	-	-	-	-	-	-	160	-	-	
	mg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	14	-	-	-	
Nickel	mg/ kg TS (n = 400)	5,2	13	22	32	43	-	-	20,9	51,6	-
	mg/ kg TS < 20 µm (n = 606)	30	39	44	50	298 ⁱ⁾	3 ⁱ⁾	-	-	-	
Quecksilber	mg/ kg TS (n = 400)	0,2	0,5	0,9	1,3	5,8	-	-	0,15	0,71	-
	mg/ kg TS < 20 µm (n = 606)	0,9	1,3	1,7	2,4	36 ^{j)}	-	0,47	-	-	
	mg/ kg schlackhaltiges Sediment	-	-	-	-	-	0,15	-	-	-	

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 10 -

Parameter	Einheit/ Bezugsmedium	Messwerte der vorliegenden Analysen					Literaturvergleichswerte				Weitere Literaturwerte ^{c)}
		Min.	Perzentile			Max.	FGG Elbe, 2014		Long et al., 1995		
			10 %	50 %	90 %		USW	OSW	ERL	ERM	
Zink	mg/ kg TS (n = 400)	82	162	313	456	990	-	-	150	410	<i>D. magna:</i> LC₅₀ = 0,068 mg/ L und 970 mg/L (Zinksulfid) (Testdauer 48 h) <i>D. subspicatus:</i> EC₅₀ = 2,257 mg/ L (Testdauer 96 h, Zellzahlreduktion) ^{l)} <i>V. fischeri:</i> EC₅₀ = 0,4 mg/ L (Testdauer 30 min) ^{e)}
	mg/ kg TS < 20 µm (n = 606)	310	493	642	878	2.680 ^{j)}	-	-	-	-	
	mg/ kg TS < 63 µm	-	-	-	-	-	-	800	-	-	
	mg/ kg ^{b)}	-	-	-	-	-	60-200	-	-	-	
Naphthalin	µg/ kg TS (n = 605)	<BG	30	60	110	1.200 ^{j)}	-	-	160	2.100	<i>D. magna:</i> EC₅₀ = 2,305 mg/ L (Organismen < 24 h, Testdauer 24 h)
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 596)	<BG	60	90	150	820	-	-	-	-	
Fluoren	µg/ kg TS (n = 605)	<BG	<BG	30	50	570 ^{j)}	-	-	19	540	-
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 596)	<BG	<BG	40	70	520	-	-	-	-	
Phenanthren	µg/ kg TS (n = 605)	30	70	130	220	2.500 ^{j)}	-	-	240	1.500	<i>D. magna:</i> EC₅₀ = 0,678 mg/ L (Organismen < 24 h, Testdauer 24 h)
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 596)	60	140	200	340	2.240	-	-	-	-	
Anthracen	µg/ kg TS (n = 605)	<BG	20	40	70	640	-	310	85,3	1.100	<i>D. magna:</i> EC₅₀ = 0,211 mg/ L (Organismen < 24 h, Testdauer 24 h) <i>D. subspicatus:</i> EC₅₀ = 0,26 mg/ L (Testdauer 72 h, Wachstumsrate) ^{l)}
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 596)	<BG	40	60	110	1.200	-	-	-	-	
	µg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	30	-	-	-	

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 10 -

Parameter	Einheit/ Bezugsmedium	Messwerte der vorliegenden Analysen					Literaturvergleichswerte				Weitere Literaturwerte ^{c)}
		Min.	Perzentile			Max.	FGG Elbe, 2014		Long et al., 1995		
			10 %	50 %	90 %		USW	OSW	ERL	ERM	
Fluor- anthen	µg/ kg TS (n = 605)	50	130	220	370	3.400 ^{j)}	180 ^{j)}	-	600	5.100	<i>D. magna:</i> EC₅₀ = 0,063 mg/ L (Organismen < 24 h, Testdauer 24 h)
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 596)	13	23	35	63	3.550	-	-	-	-	
Pyren	µg/ kg TS (n = 605)	40	110	190	320	2.700 ^{j)}	-	-	665	2.600	<i>D. magna:</i> EC₅₀ = 67 mg/ L (Organismen < 24 h, Testdauer 48 h)
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 596)	100	200	290	530	2.990	-	-	-	-	
Benz (a)- anth- racen	µg/ kg TS (n = 605)	20	60	110	180	1.600	-	-	261	1.600	<i>D. magna:</i> EC₅₀ = 0,0975 mg/ L (Organismen < 24 h, Testdauer 48 h)
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 596)	50	110	160	300	1.640	-	-	-	-	
Chry- sen	µg/ kg TS (n = 605)	20	60	100	190	1.600 ^{j)}	-	-	384	2.800	<i>D. magna:</i> LC₅₀ = 1,9 mg/ L (Testdauer 2 h)
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 596)	60	110	160	300	1.550	-	-	-	-	
Ben- zo(a)- pyren	µg/ kg TS (n = 605)	10	50	100	170	920 ^{j)}	10	-	430	1.600	<i>D. magna:</i> EC₅₀ = 0,040 mg/ L (Organismen ~4 d, Testdauer 24 h)
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 596)	40	90	150	290	1.530	-	-	-	-	
	µg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	-	60	-	-	
Ge- samt PAK	µg/ kg TS	-	-	-	-	-	-	-	4.022	44.792	-
Σ 16 PAK	µg/ kg TS (n = 605)	390	800	1.400	2.330	17.450 ^{j)}	-	-	-	-	-
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 579)	760	1.520	2.180	3.870	22.150	-	-	-	-	

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 10 -

Parameter	Einheit/ Bezugsmedium	Messwerte der vorliegenden Analysen					Literaturvergleichswerte				Weitere Literaturwerte ^{c)}
		Min.	Perzentile			Max.	FGG Elbe, 2014		Long et al., 1995		
			10 %	50 %	90 %		USW	OSW	ERL	ERM	
PCB 28	µg/ kg TS (n = 606)	<BG	<BG	0,7	1,6	41 ^{j)}	-	-	-	-	-
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 597)	<BG	<BG	1,0	2,1	12	-	20	-	-	
	µg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	
PCB 52	µg/ kg TS (n = 606)	<BG	<BG	0,8	1,6	41 ^{j)}	-	-	-	-	-
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 597)	<BG	0,7	1,2	2,2	12	-	20	-	-	
	µg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	
PCB 101	µg/ kg TS (n = 606)	<BG	0,9	1,6	2,6	72 ^{j)}	-	-	-	-	-
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 597)	<BG	1,8	2,5	3,9	32	-	20	-	-	
	µg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	0,54	-	-	-	
PCB 118	µg/ kg TS (n = 606)	<BG	0,5	0,9	1,5	35 ^{j)}	-	-	-	-	-
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 597)	<BG	0,9	1,4	2,2	31	-	20	-	-	
	µg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	0,43	-	-	-	
PCB 138	µg/ kg TS (n = 606)	0,5	1,5	2,6	4,8	110 ^{j)}	-	-	-	-	-
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 597)	<BG	2,8	4,1	6,9	32	-	20	-	-	
	µg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	1	-	-	-	
PCB 153	µg/ kg TS (n = 606)	0,5	1,9	3,4	5,8	140 ^{j)}	-	-	-	-	-
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 597)	<BG	3,7	5,4	8,5	28	-	20	-	-	
	µg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	1,5	-	-	-	

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 10 -

Parameter	Einheit/ Bezugsmedium	Messwerte der vorliegenden Analysen					Literaturvergleichswerte				Weitere Literaturwerte ^{c)}
		Min.	Perzentile			Max.	FGG Elbe, 2014		Long et al., 1995		
			10 %	50 %	90 %		USW	OSW	ERL	ERM	
PCB 180	µg/ kg TS (n = 606)	0,5	1,2	2,3	4,1	100 ¹⁾	-	-	-	-	-
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 597)	<BG	2,3	3,6	6,1	20	-	20	-	-	
	µg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	0,44	-	-	-	
Ge- sam PCB	µg/ kg TS	-	-	-	-	-	-	-	22,7	180	-
Σ 7 PCB	µg/ kg TS (n = 605)	3,7	7,0	13	22	538 ¹⁾	-	-	-	-	-
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 596)	5,0	14	20	31	144	-	-	-	-	
α-HCH	mg/ kg TS (n = 606)	<BG	0,2	0,5	1,2	10 ¹⁾	-	-	-	-	<i>D. magna:</i> LC₅₀ = 0,8 mg/ L (Organismen < 24 h; Testdauer 48 h)
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 597)	<BG	0,4	0,8	1,7	11	0,5	1,5	-	-	
β-HCH	µg/ kg TS (n = 582)	0,1	0,5	1,1	3,0	11	-	-	-	-	-
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 573)	<BG	0,9	1,9	4,5	12	-	-	-	-	
	µg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	-	5	-	-	
γ-HCH	µg/ kg TS (n = 606)	<BG	0,1	0,2	0,4	6,4 ¹⁾	-	-	-	-	<i>D. magna:</i> LC₅₀ = 1,64 mg/ L (Testdauer 24 h)
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 597)	<BG	<BG	0,2	0,6	3,5	0,5	1,5	-	-	
p,p'- DDT	µg/ kg TS (n = 602)	<BG	0,7	2,8	11	190	-	-	-	-	<i>D. magna:</i> EC₅₀ = 6,5 µg/ L (Organismen 2 – 26 h; Testdauer 24 h)
	µg/ kg TS < 63 µm	<BG	1,5	4,5	15	217	1	3	-	-	
p,p'- DDE	µg/ kg TS (n = 602)	0,5	1,4	3,2	6,9	68 ¹⁾	-	-	2,2	27	-
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 593)	2,0	3,1	5,2	9,0	28	-	-	-	-	
	µg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	0,31	6,8	-	-	

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 10 -

Parameter	Einheit/ Bezugsmedium	Messwerte der vorliegenden Analysen					Literaturvergleichswerte				Weitere Literaturwerte ^{c)}
		Min.	Perzentile			Max.	FGG Elbe, 2014		Long et al., 1995		
			10 %	50 %	90 %		USW	OSW	ERL	ERM	
p,p'- DDD	µg/ kg TS (n = 602)	0,8	4,2	8,5	19	110 ^{l)}	-	-	-	-	<i>D. magna:</i> EC₅₀ = 8,9 µg DDD/ L (Larven; Test- dauer 48 h)
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 593)	1,3	8,8	14	27	85	-	-	-	-	
	µg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	0,06	3,2	-	-	
o,p'- DDD	µg/ kg TS (n = 582)	0,7	1,7	3,5	7,1	29	-	-	-	-	
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 573)	2,5	3,6	5,7	9,8	31	-	-	-	-	
Σ DDX	µg/ kg TS	-	-	-	-	-	-	-	1,58	46,1	-
Σ 6 DDX	µg/ kg TS (n = 586)	3,5	9,4	19	43	247	-	-	-	-	
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 572)	12	19	32	60	283	-	-	-	-	-
PeCB	µg/ kg TS (n = 606)	<BG	0,5	1,0	2,1	20 ^{l)}	-	400	-	-	
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 597)	<BG	0,9	1,6	3,0	7,1	1	-	-	-	-
HCB	µg/ kg TS (n = 606)	0,7	2,5	5,5	13	96 ^{l)}	-	17	-	-	
	µg/ kg TS < 63 µm (n = 597)	0,9	5,2	8,6	17	147	-	-	-	-	-
	µg/ kg ^{a)}	-	-	-	-	-	0,0004	-	-	-	-

- Fortsetzung auf der folgenden Seite -

- Fortsetzung Tab. 10 -

Parameter	Einheit/ Bezugsmedium	Messwerte der vorliegenden Analysen					Literaturvergleichswerte				
		Min.	Perzentile			Max.	FGG Elbe, 2014		Long et al., 1995		Weitere Literaturwerte ^{c)}
			10 %	50 %	90 %		USW	OSW	ERL	ERM	
TBT	µg/ kg TS (n = 607)	13	33	67	182	1.870	0,02 ⁱ⁾	-	-	-	<i>D. magna</i> : EC₅₀ = 0,95 µg Sn⁴⁺ / L (Testdauer 24 h) ^{m)} <i>C. volutator</i> (Testdauer 10 d) ^{k)} : LC₅₀ = 0,329 µg Sn/ L PW NOEC = 0,107 µg Sn/ L PW NOEC = 1,144 µg Sn/ kg TS
TeBT	µg/kg TS (n = 607)	<BG	3,4	13	33	840 ⁱ⁾	-	-	-	-	-
PCDD/ PCDF	ng/ kg TS (n = 100) ^{h)}	3,7	8,9	21	35	56	5	20	-	-	-

- a) Nicht weiter definiert
- b) Drei Klassen aufgeteilt nach Körnung
- c) HSDB, 2017; Endpunkte bei Effektkonzentrationen entsprechen – sofern nicht anders angegeben – dem vorliegenden Endpunkt in Bezug auf den Testorganismus.
- d) Rubinos et al., 2014
- e) Yang et al., 2016

- f) Bascik-Remisiewicz et al., 2011
- g) Prato et al., 2015 (Aufstellung von sekundären Literaturdaten in der Quelle)
- h) Toxizitätsäquivalente
- i) OSW z.Z. in Abstimmung: Nickel 53 mg/ kg, Fluoranthen 250 µg/ kg, TBT 20 µg/ kg. OSW/ USW

- j) Altsediment
 - k) Stronkhorst et al., 1999
 - l) Güclü und Ertan, 2012
 - m) Kungolos et al., 2004
- dieser Parameter in der Interpretation nicht weiter berücksichtigt.

4.5.3 Relative Sensitivität der Testorganismen

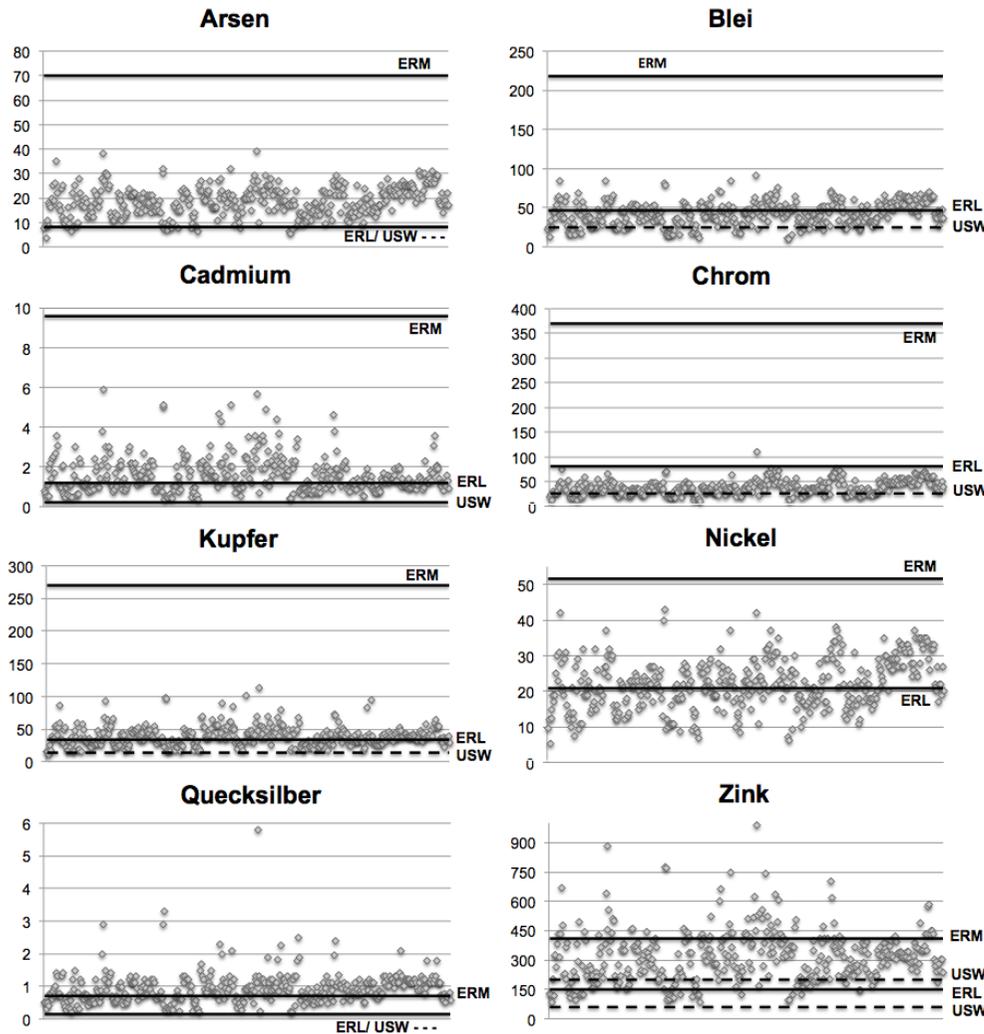
Die in Tab. 10 aufgeführten Effektkonzentrationen wurden im Wesentlichen der Gefahrstoffdatenbank HSDB (2017) entnommen. Es handelt sich um eine Auswahl der verfügbaren Daten. Sofern möglich, wurde darauf geachtet, dass die Endpunkte den vorliegenden Endpunkten entsprechen. Ist dies nicht der Fall, ist der Endpunkt in Tab. 10 angegeben. Darüber hinaus wurden sofern verfügbar Testdauer und weitere Informationen benannt. Insbesondere bei den Schwermetallen werden unterschiedliche Verbindungen verwendet, um diese in der wässrigen Phase zu lösen, sodass ein Einfluss durch die unterschiedlichen Schwermetallspezies und Begleitstoffe nicht auszuschließen ist. Unter Berücksichtigung der genannten Einschränkungen und verfügbaren Effektkonzentrationen ist festzustellen, dass in Bezug auf die PAK insbesondere Benzo(a)pyren, Benz(a)anthracen und Fluoranthen auf die Daphnien toxisch zu wirken scheinen, während beispielsweise Naphthalin und Pyren höhere Effektkonzentrationen aufweisen. Die HCH-Parameter liegen bzgl. *D. magna* in einem grundsätzlich ähnlichen Effektbereich wie die PAK. Hier scheint α -HCH toxischer zu wirken als γ -HCH. Gegenüber DDT und DDD reagieren die Daphnien deutlich sensibler als gegenüber den PAK und den HCH-Parametern. Hierzu ist anzumerken, dass DDT als Insektizid entwickelt und eingesetzt wurde. Darüber hinaus ist in der vergleichenden Betrachtung jedoch auch zu berücksichtigen, dass in der Analyse mit DDD Larven verwendet wurden, die i.A. als sensibler zu betrachten sind als adulte Organismen. Der EC_{50} -Wert von *D. magna* in Bezug auf TBT ($0,95 \mu\text{g SN}^{4+}/\text{L}$) ist noch deutlich geringer als jener für DDD ($8,9 \mu\text{g}/\text{L}$), d.h. dass die Daphnien besonders sensitiv gegenüber TBT sind. Hinsichtlich *C. volutator* kann aufgrund der vorliegenden Literaturdaten angenommen werden, dass dieser deutlich sensibler auf TBT reagiert ($LC_{50} = 0,329 \mu\text{g Sn}/\text{L PW}$), als auf Cadmium ($LC_{50} = 1,85 - 5,30 \text{ mg}/\text{L}$), wobei bei den Daten der TBT-Analyse in PW ein Einfluss weiterer Parameter nicht ausgeschlossen ist und die in den beiden Studien genannte Testdauer darüber hinaus verschieden war. Die Sensitivität von *D. magna* gegenüber Schwermetallen liegt in einem ähnlichen Wertespektrum wie bei den PAK und HCH. Die niedrigsten Effektkonzentrationen der Daphnien finden sich unter den Schwermetallen vor allem bei Kupfer sowie bei Cadmium, Chrom und Zink, wobei für Chrom und Zink parallele Studienergebnisse vorliegen, die eine deutlich geringere Sensitivität aufzeigen (Tab. 10). Für *D. subspicatus* liegen lediglich für Cadmium und Zink Vergleichsdaten vor, wonach die Alge gegenüber Cadmium deutlich sensibler reagiert als gegenüber Zink. *V. fischeri* zeigt eine besonders hohe Sensitivität gegenüber Zink, während insbesondere bei Chrom sehr hohe Konzentrationen toleriert werden können. Aufgrund der stoffspezifischen und von weiteren Faktoren abhängigen Übergänge der Stoffe ins PW und EL ist eine weitgehendere Interpretation auf Basis der Effektkonzentrationen nur bei gleichem Stoff und gleichem Medium – respektive G1 PW oder EL – möglich. So ist z.B. festzustellen, dass *D. subspicatus* weniger sensitiv auf Zink reagiert als *V. fischeri*. Demnach wäre bei Kausalitätsannahme zu erwarten, dass *V. fischeri* stärker mit Zink im jeweiligen Testmedium in der Verdünnungsstufe G1 korreliert ist. Dies ist wie in Tab. 5 zu sehen der Fall. Bei Cadmium weisen *D. magna* und *D. subspicatus* etwa die gleichen Sensitivitäten und auch sehr ähnliche Korrelations-

koeffizienten in der G1 auf. *C. volutator* ist weniger sensitiv gegenüber Cadmium als die zuvor genannten Testorganismen und weist auch niedrigere Korrelationskoeffizienten auf. *V. fischeri* ist gemäß Tab. 10 am wenigsten sensitiv gegenüber Cadmium. Der Leuchtbakterientest ist in PW geringer und in EL geringfügig höher korreliert als der genannte Sedimentkontakttest mit *C. volutator* (Tab. 5).

4.5.4 Vergleich der vorliegenden Schadstoffgehalte mit den sedimentbezogenen Literaturvergleichswerten

Zur besseren Übersicht sind die sedimentbezogenen Vergleichswerte aus Tab. 10 gemeinsam mit Schadstoffgehalten des vorliegenden Datensatzes in den Diagrammen in Abb. 6 – Abb. 8 eingetragen. Die Testergebnisse sind willkürlich auf der x-Achse aufgetragen. Sofern die Bezugsfraktion des Schwellenwerts unbekannt ist, wird der entsprechende Wert auf die vorliegenden Gehalte in der Gesamtfraktion bezogen. Diese Unsicherheit ist durch eine unterbrochene Schwellenwertlinie gekennzeichnet. Schwermetallschwellenwerte, die auf die Feinfraktion < 63 µm bezogen sind, werden in den Diagrammen mit den Gehalten in der Feinfraktion < 20 µm eingetragen. Dies ist ebenfalls durch eine unterbrochene Linie gekennzeichnet. ERM und ERL beziehen sich stets auf die Gesamtfraktion. Wie in 2.1 erläutert wurden für die Korrelationsanalysen die BG als Werte eingesetzt, sofern Werte < BG vorlagen. Dies ist auch in den Diagrammen der Fall. Niedrige Messpunkte stellen folglich u.U. die - über die Jahre und in verschiedenen Laboren unterschiedlichen - BG dar und können tatsächlich niedrigere Werte repräsentieren. Hiervon betroffen sind in den Diagrammen Naphthalin, Fluoren, Anthracen, α -HCH, β -HCH, PeCB sowie verschiedene PCB (Tab. 10). Insbesondere beim OSW ist zu berücksichtigen, dass – wie bereits geschildert – die Bezugsfraktion teilweise unbekannt ist oder von der vorliegenden Normierung abweicht. So liegen beispielsweise bei den Schwermetallen teilweise OSW in Bezug auf die Feinfraktion < 63 µm vor, die in den Diagrammen mit den vorliegenden Gehalten in der Fraktion < 20 µm eingetragen sind. Ein realer auf die Fraktion < 20 µm bezogener OSW könnte aufgrund der größeren Schadstofffrachten in feineren Sedimenten höher anzusetzen sein, sodass die potentielle Toxizität durch den Vergleich überschätzt wird. Weiterhin wurden die OSW, für die die Bezugsfraktion unbekannt ist, mit den Schadstoffgehalten in der Gesamtfraktion verglichen. Hier könnte eine Unterschätzung der Toxizität in der Interpretation erfolgen, wenn die OSW eigentlich auf eine Feinfraktion bezogen sind und der OSW in der Gesamtfraktion dementsprechend niedriger anzusetzen wäre.

Schwermetalle in der Gesamtfraktion (mg/ kg TS)



Schwermetalle in der Feinfraktion (mg/ kg TS < 20 µm)

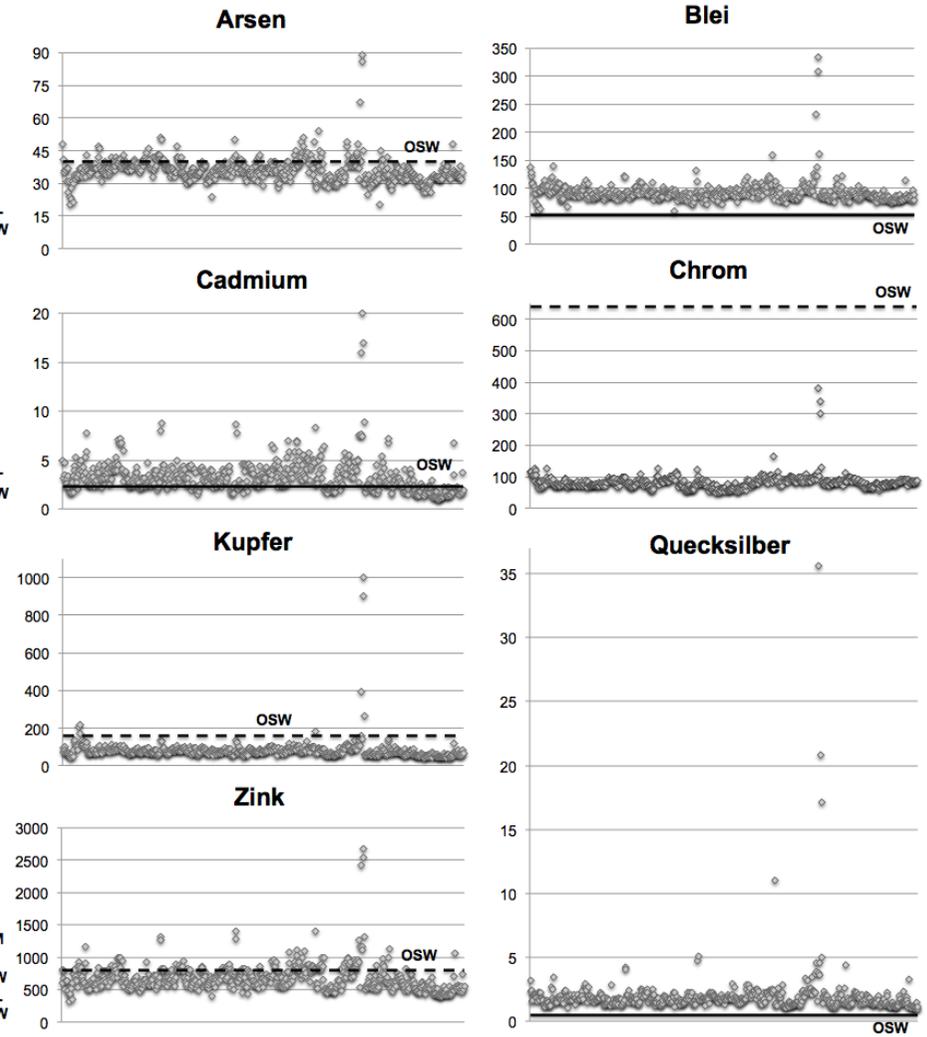


Abb. 6: Schwermetallgehalte (vertikal) **der Sedimentproben** (willkürlich horizontal aufgetragen) **und Literaturvergleichswerte (ERL, ERM, USW, OSW)**. Unterbrochene Linien zeigen an, dass der USW/ OSW auf eine andere Fraktion bezogen ist. Weitere Details sind Tab. 10 zu entnehmen.

Organische Schadstoffe in der *Gesamtfraktion* ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$; PCDD/ PCDF in $\text{ng}/\text{kg TS}$)

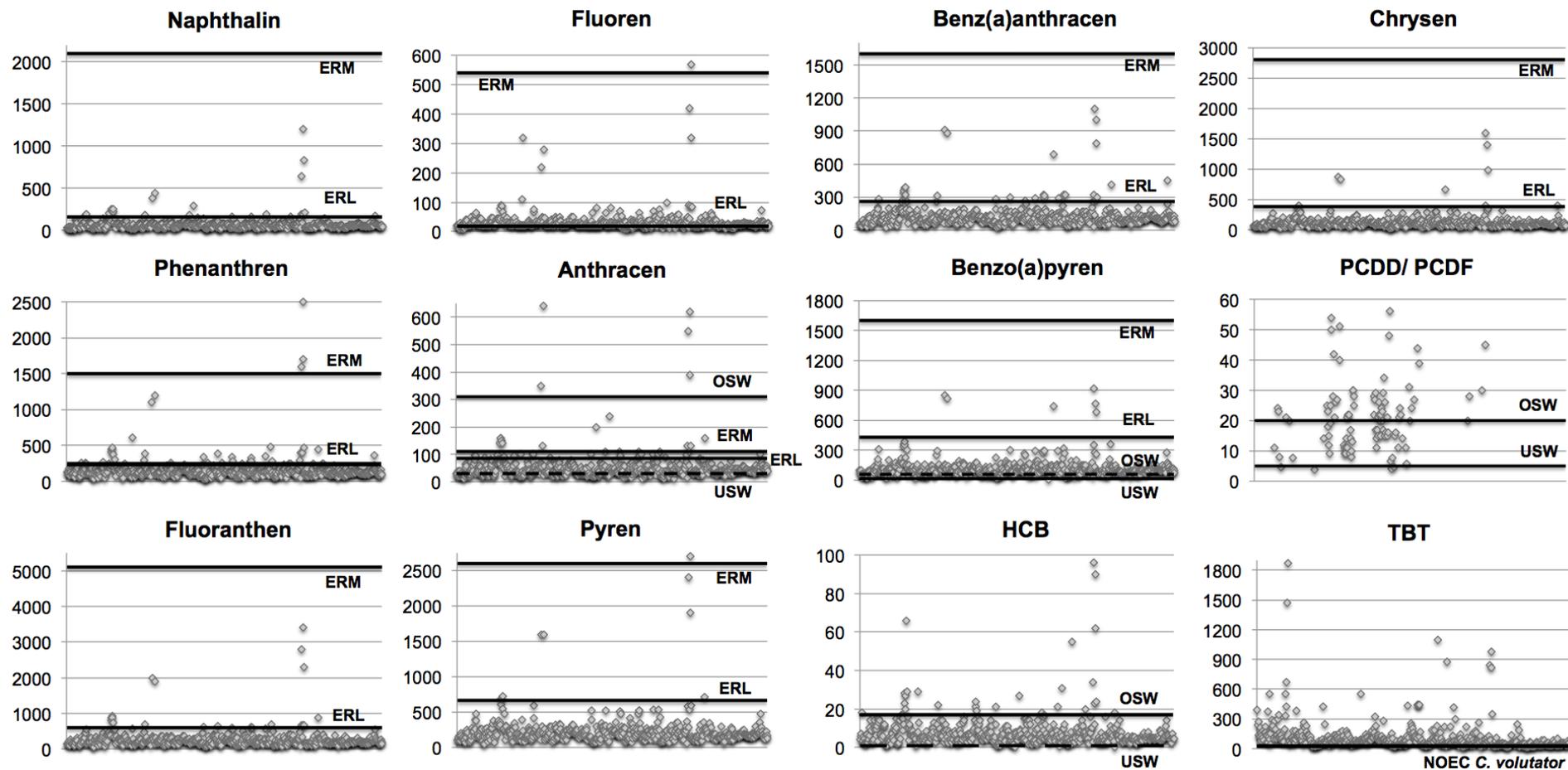


Abb. 7: Gehalte organischer Schadstoffe (vertikal) der Sedimentproben (willkürlich horizontal aufgetragen) und Literaturvergleichswerte (ERL, ERM, USW, OSW) – Teil 1. Unterbrochene Linien zeigen an, dass der USW/ OSW auf eine andere Fraktion bezogen ist. Weitere Details sind Tab. 10 zu entnehmen. Niedrige Messwerte können die BG darstellen (siehe Tab. 10 und vorangegangene Beschreibung).

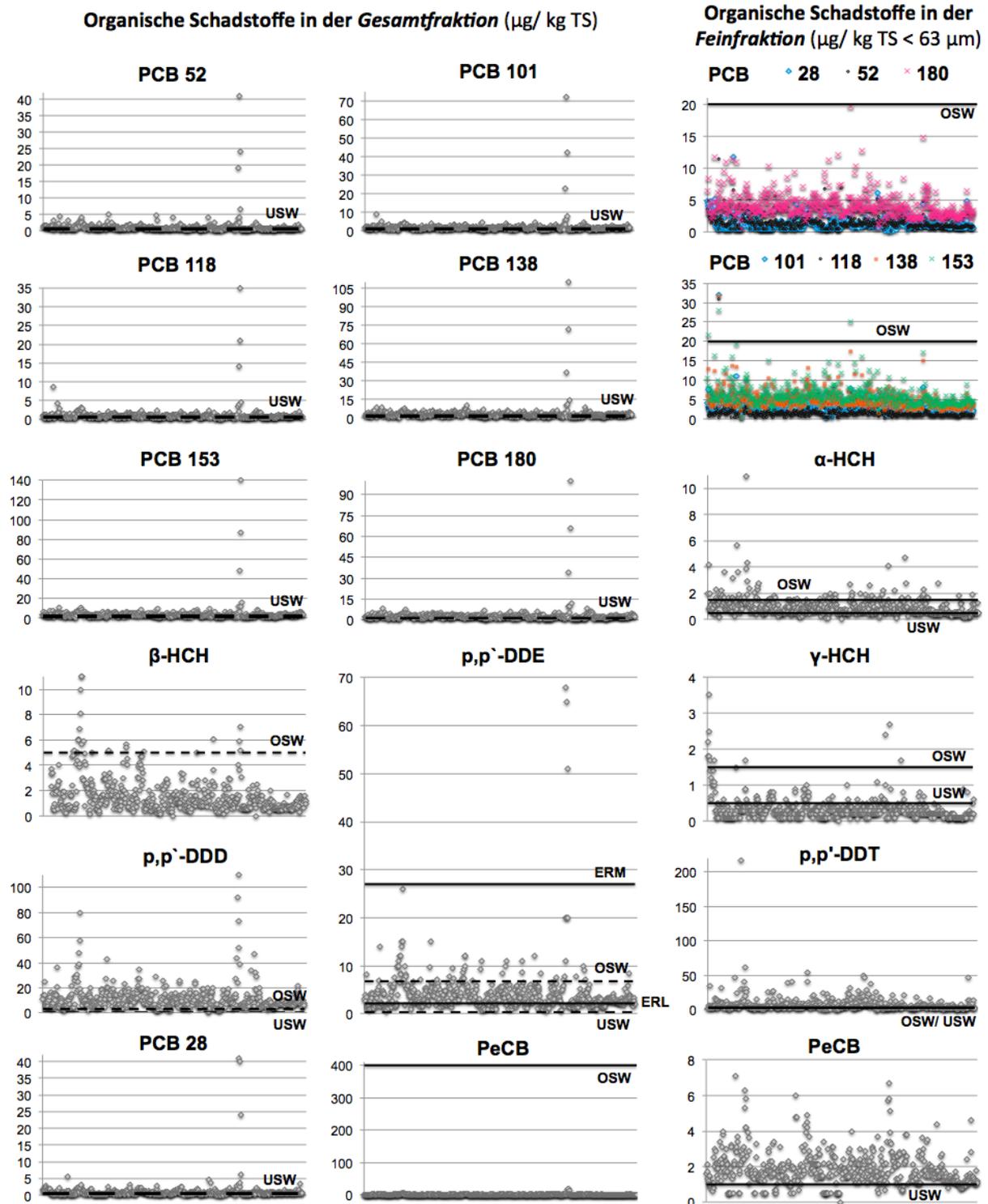


Abb. 8: Gehalte organischer Schadstoffe (vertikal) der Sedimentproben (willkürlich horizontal aufgetragen) und Literaturvergleichswerte (ERL, ERM, USW, OSW) – Teil 2. Unterbrochene Linien zeigen an, dass der USW/ OSW auf eine andere Fraktion bezogen ist. Weitere Details sind Tab. 10 zu entnehmen. Niedrige Messwerte können die BG darstellen (siehe Tab. 10 und vorangegangene Beschreibung).

Der USW stellt die formal schärfste Anforderung dar. Insofern ist es nicht verwunderlich, dass die USW sämtlicher Parameter in vielen Proben – oft mehrheitlich – überschritten werden (Abb. 6 – Abb. 8). Vergleichsweise selten wird der USW lediglich bei γ -HCH überschritten. Hier liegen die Werte mehrheitlich unterhalb des USW. Da die Messpunkte wie beschrieben z.T. die BG – und nicht die tatsächlichen darunterliegenden Werte – anzeigen, ist anzumerken, dass bei den Parametern mit Werten $<$ BG (Tab. 10) ein genauer Vergleich mit den z.T. sehr niedrig angesetzten USW nicht möglich ist. So liegt beispielsweise bei PCB 28 der USW deutlich unter den vorliegenden BG. Es kann also für Werte $<$ BG nicht gesagt werden, ob der USW überschritten oder unterschritten wurde. Aufgrund der vorliegenden *Überschreitung* der USW bei sämtlichen Parametern, für die ein USW vorliegt (Tab. 10), ist eine kausale Begründbarkeit der Korrelation bei keinem der betroffenen Parameter gänzlich auszuschließen. Gleichzeitig ist die Überschreitung dieser sehr niedrig angesetzten Anforderungen kein hinreichender Beweis für die Kausalität der – sofern vorliegenden – Korrelationen der Parameter zu ökotoxikologischen Analyseergebnissen.

Gemäß Long et al. (1995) treten bei Gehalten $<$ ERL toxische Effekte bei marinen benthischen Spezies nur sehr selten auf. Die Messwerte des vorliegenden Datensatzes *überschreiten* für die einzelnen Parameter in einigen Fällen den ERL. Dies ist fast immer der Fall bei Quecksilber, Zink und Arsen, häufig der Fall bei Nickel, Kupfer, Cadmium, Blei, Fluoren und p,p'-DDE und selten(er) der Fall bei Chrom, Phenanthren, Naphthalin, Fluoranthen, Pyren, Anthracen, Benzo(a)pyren, Benz(a)anthracen und Chrysen (Abb. 6 – Abb. 8). Bei den genannten Parametern, deren Gehalte häufig *unter* dem ERL liegen, erscheint eine kausale Begründung für eine – sofern vorliegende – Korrelation, eher unwahrscheinlich, wenngleich diese aufgrund der Spezifität ökotoxikologischer Verfahren nicht gänzlich auszuschließen ist. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass der ERL wie oben beschrieben in Bezug auf limnische Testverfahren in PW und EL zu niedrig angesetzt sein kann, d.h. dass bei einem ERL, der diese Unterschiede zwischen den Literaturdaten und den vorliegenden Daten berücksichtigt, eine entsprechend häufigere *Unterschreitung* zu erwarten ist. In Bezug auf die genannten Parameter ist ein kausaler Zusammenhang also zu limnischen Testverfahren in PW und EL umso weniger zu erwarten.

Es ist festzustellen, dass in den vorliegenden Sedimentproben die Gehalte an Blei und Quecksilber *stets*, die Gehalte an p,p'-DDT und Cadmium *häufig*, sowie jene von PCDD/ PCDF in ca. der *Hälfte* der Proben den zugehörigen OSW überschreiten (Abb. 6 – Abb. 8, Tab. 10). Darüber hinaus wird der OSW bei PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, α -HCH, γ -HCH und HCB *selten* sowie bei PCB 28, PCB 52, PCB 180 und PeCB *nie* überschritten. Weiterhin wird der OSW für Chrom in keiner Probe und für Kupfer, Arsen und Zink in nur wenigen Proben überschritten. Hierzu ist anzumerken, dass der OSW auf die Fraktion $<$ 63 μ m bezogen ist, während die Messwerte auf die Fraktion $<$ 20 μ m bezogen sind. Ein explizit auf die Feinfraktion $<$ 20 μ m bezogener Schwellenwert würde u.U. höher liegen, sodass es seltener zu Überschreitungen bei den genannten Parametern (Arsen, Kupfer, Zink) käme. Anthracen, p,p'-DDE und β -HCH überschreiten selten den OSW. Allerdings ist hier die Bezugsfraktion des OSW unklar. Ist der OSW auf eine Feinfraktion bezogen, so

müsste er für die Gesamtfraktion u.U. niedriger angesetzt werden und würde durch die genannten Stoffe möglicherweise häufiger überschritten. Dies gilt ebenfalls für p,p'-DDD, dessen Gehalt in der Gesamtfraktion im Gegensatz zu den genannten Parametern jedoch ohnehin bereits häufig den OSW überschreitet. Unter Berücksichtigung der genannten Unsicherheiten sind zusammenfassend insbesondere Blei, Quecksilber, Cadmium, p,p'-DDT sowie p,p'-DDD und PCDD/ PCDF aufgrund häufiger Überschreitungen des OSW zu nennen. Es erscheint bei diesen Parametern folglich wahrscheinlicher als bei anderen Parametern, dass sie auf die Testorganismen der ökotoxikologischen Verfahren einwirken.

Gemäß Long et al. (1995) treten bei Gehalten > ERM toxische Effekte bei marinen benthischen Spezies mit großer Wahrscheinlichkeit auf. Im vorliegenden Datensatz wird der ERM bei Zink sowie insbesondere Quecksilber häufig überschritten (Abb. 6 - Abb. 8). Bei diesen beiden Schwermetallen sind die Messwerte dicht um den ERM verteilt, wobei sie bei Quecksilber mehrheitlich darüber, bei Zink mehrheitlich darunterliegen. Bei Pyren, Phenanthren, Anthracen, Fluoren sowie p,p'-DDE wird der ERM in seltenen Fällen überschritten. Es handelt sich hierbei um einzelne Werte, während der Großteil der Messwerte insbesondere bei Pyren, Phenanthren und Fluoren deutlich unterhalb des ERM sowie im Falle von Pyren und Phenanthren sogar mehrheitlich unterhalb des ERL liegen. Eine deutliche Unterschreitung des ERM ist weiterhin für Benzo(a)pyren, Chrysen, Benz(a)anthracen, Fluoranthren, Naphthalin, Arsen, Blei, Chrom, Cadmium und Kupfer vorzufinden. Auch bei Nickel wird der ERM nicht überschritten, wenngleich hier die Messwerte dichter am ERM liegen als bei den anderen genannten Parametern. Aufgrund des Vergleichs mit dem ERM kommen somit insbesondere Quecksilber und Zink für eine kausale Beziehung zu den ökotoxikologischen Testergebnissen in Frage. Es bleibt zu berücksichtigen, dass der ERM, wie oben beschrieben, aufgrund der - im Vergleich zu den dem ERM zugrundeliegenden Verfahren - abweichenden Salinitätsniveaus und Testtypen bei den limnischen Testverfahren in PW und EL eher höher anzusetzen wäre und somit eine Überschreitung der genannten Parameter seltener als in den Darstellungen gezeigt zu erwarten ist. Die genauen Unterschiede sind nicht bekannt, sodass eine kausale Relevanz insbesondere von Zink und Quecksilber weiterhin – insbesondere relativ im Verhältnis zu anderen Parametern - nicht auszuschließen ist. Auch bei den anderen genannten Parametern, in denen der ERM seltener oder nie überschritten wird, ist eine kausale Beziehung nicht ausgeschlossen, da zum einen die genannten Unsicherheiten bei der Vergleichbarkeit der Daten mit dem ERM bestehen, andererseits Effekte aufgrund von Gemischttoxizität (z.B. additive Effekte, Synergien) vorliegen können.

Zusammenfassend scheinen im besonderen Maße Quecksilber und Zink in der Gesamtfraktion aufgrund von Überschreitungen des ERM sowie Blei, Quecksilber und Cadmium in der Fraktion < 20 µm, p,p'-DDT in der Fraktion < 63 µm und p,p'-DDD und PCDD/ PCDF in der Gesamtfraktion aufgrund von Überschreitungen des OSW für eine kausale Beziehung zu den ökotoxikologischen Testergebnissen in Frage zu kommen, wenngleich auch bei keinem anderen Parameter eine Beziehung ausgeschlossen werden kann, da zum einen die benannten Unsicherheiten hinsichtlich der Anwendbarkeit der Literaturvergleichsdaten bestehen, zum anderen z.B. aufgrund

der Schadstoffvielfalt – auch von nicht analysierten Schadstoffen – abweichende Effekte durch Gemischtttoxizität zu erwarten sind. Hervorzuheben ist weiterhin, dass Quecksilber sowohl auf Basis des ERM in der Gesamtfraktion als auch auf Basis des OSW in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ relevant erscheint. Von den sieben genannten Parametern in den genannten Fraktionen sind in der vorliegenden Analyse vier – respektive Zink, Cadmium, p,p'-DDD und PCDD/ PCDF - mit Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ mit einzelnen und teilweise mehreren ökotoxikologischen Analyseergebnissen korreliert (Tab. 5). Quecksilber ist hingegen weder in der Gesamtfraktion noch in der Feinfraktion mit $|r| \geq 0,50$ korreliert. In der Gesamtfraktion wird für Quecksilber in Bezug auf die prozentualen Endpunkte in der G1 Verdünnungsstufe ein maximaler Korrelationskoeffizient von $|r| = 0,47$ in Beziehung zum marinen Algentest in EL erreicht. In Bezug auf die Feinfraktion liegt der maximale Korrelationskoeffizienten von $|r| = 0,44$ zu den Daphnientests in PW und EL vor. Die maximale Korrelation von Quecksilber ist somit noch näher an $|r| = 0,50$ zu finden als jene von Blei in Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ mit maximal $|r| = 0,40$ und jene von p,p'-DDT in Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ mit $|r| = 0,39$ jeweils im PW-basierten Daphnientest. Bei Cadmium und Zink spiegeln sich – wie oben beschrieben – die relativen Sensitivitäten der Testorganismen in der relativen Höhe der Korrelationskoeffizienten wider, was für eine kausale Beeinflussung spricht. Bezugnehmend auf Abb. 4 ist weiterhin anzumerken, dass - wie in 3.6 beschrieben - ab Werten von ca. 450 mg Zink/ kg TS die Streuung der Hemmwerte v.a. im limnischen Algentest deutlich abnimmt und hier mehrheitlich positive Hemmwerte $> 50 \%$ vorliegen, was grundsätzlich zu der Annahme passt, dass bei Gehalten $> \text{ERM}$ (410 mg Zink/ kg TS) toxische Effekte mit erhöhter Wahrscheinlichkeit auftreten. Bei Cadmium liegt bereits ab Werten von ca. 3 mg/ kg TS eine deutlich reduzierte Streubreite der prozentualen Effektwerte im limnischen Algen- und im Daphnientest vor (Abb. 4), also bei Werten $< \text{ERM}$ (9,6 mg/ kg TS), was eine Wirkung des Cadmiums auf die Testorganismen – insbesondere additiv mit anderen Schadstoffen - jedoch nicht ausschließt. Zusammenfassend ist zu sagen, dass die korrelativen Beziehungen zu den genannten sieben aufgrund der Vergleiche mit ERM und OSW relevant erscheinenden Parametern mit Ausnahme von Cadmium ($|r| \text{ max.} = 0,61$ zur prozentualen Schwimmfähigkeit im PW-basierten Daphnientest) und PCDD/ PCDF ($|r| \text{ max.} = 0,62$ zur prozentualen Schwimmfähigkeit im EL-basierten Daphnientest) nicht exzeptionell stärker sind als jene zwischen den kausal weniger relevant erscheinenden Parametern und den ökotoxikologischen Ergebnissen (Tab. 5). Gleichzeitig ist anzumerken, dass von den vier Schadstoffparametern die *über alle Bezugsfraktionen hinweg* betrachtet die höchsten Korrelationskoeffizienten hervorgebracht haben – respektive Cadmium ($|r| = \text{max. } 0,61$), Zink ($|r| = \text{max. } 0,59$), PCDD/ PCDF ($|r| \text{ max.} = 0,62$) und TeBT ($|r| = \text{max. } 0,58$) – beim vorliegenden Literaturvergleich drei als potentiell relevante Parameter auftauchen. Für den TeBT liegen keine Vergleichsdaten vor.

Da der Amphipodentest Bestandteil der dem ERM und ERL zugrundeliegenden Untersuchungen und entsprechend der dortigen Auswahlkriterien ein mariner benthischer Organismus ist, wäre insbesondere hier zu erwarten, dass bei Annahme kausaler Grundlagen eine stärkere Korrelation auftritt, wenn der ERM in den Proben häufig überschritten ist. Da der Amphipodentest in der vorliegenden Analyse allge-

meiner geringere Korrelationskoeffizienten und keine $|r| \geq 0,50$ hervorbrachte, ist dieser bisher nicht in die Interpretation eingeflossen und es bedarf einer separaten Betrachtung. Quecksilber und Zink – welche wie beschrieben häufiger ERM-Überschreitungen aufweisen (Abb. 6 – Abb. 8) – weisen in Beziehung zur Mortalität von *C. volutator* Korrelationskoeffizienten von $|r| = 0,27$ und $|r| = 0,33$ auf. Arsen, Cadmium und Nickel – deren Messwerte ebenfalls dichter an den ERM herankommen als jene anderer Parameter, diesen jedoch nicht überschreiten – weisen ebenfalls Werte $|r| > 0,25$ auf, während z.B. Chrom, bei dem der ERL mehrheitlich unterschritten wird, lediglich $|r| = 0,20$ aufweist. In Beziehung zu den PAK, die keine relevante Anzahl an ERM-Überschreitungen aufweisen, liegen die Korrelationskoeffizienten zwischen $|r| = 0,08$ (nicht signifikant; Fluoren) und $|r| = 0,24$ (Benz(a)anthracen), wobei sie i.d.R. bei $|r| \geq 0,20$ liegen (Tab. 5). Obgleich hier Unterschiede in den Korrelationskoeffizienten zu erkennen sind, die den aus dem ERM und ERL resultierenden Erwartungen entsprechen, ist anzumerken, dass diese Unterschiede mehrheitlich sehr gering sind.

Für TBT liegt ein sedimentbezogener Effektwert (NOEC) für *C. volutator* vor (Abb. 7, Tab. 10). Die Messwerte liegen vollständig über dem NOEC. Eine kausale Beziehung der Ergebnisse des Amphipodentests zu TBT ist somit zu erwarten. Im Gegensatz dazu zeigt die vorliegende statistische Analyse jedoch keine signifikante Korrelation ($r = -0,08$) (Tab. 5). TBT gehört i.A. zu den über alle ökotoxikologischen Tests betrachtet am geringfügigsten korrelierten Parametern. Es ist allerdings anzumerken, dass die vorliegenden Testverfahren die endokrin wirksamen Effekte von TBT nicht erfassen, sodass die TBT-bedingten Auswirkungen durch das Testset möglicherweise unterschätzt werden (Matthiessen und Gibbs, 1998; Schulte-Oehlmann et al., 2000).

4.5.5 Räumliche Verteilung der Schadstoffe am Beispiel von Zink

In Abb. 9 sind exemplarisch am Beispiel von Zink die mittleren Gehalte in der Feinfraktion an verschiedenen Probenahmestellen gezeigt. Altsedimentproben wurden nicht einbezogen. Weiterhin wurden die mittleren Zinkgehalte oberstromiger Probenahmestellen eingezeichnet (FGG Elbe, 2017; Interne Messdaten), die in Schwebstoffen und Oberflächensedimenten bestimmt wurden. Es ist zu sehen, dass der Zinkgehalt in den oberstromigen Proben im Vergleich zu den Zinkgehalten des vorliegenden Datensatzes höher ist. Dies lässt darauf schließen, dass ein oberstromiger Eintrag von Zink stattfindet. Die höheren Zinkgehalte beim südlichen Reiherstieg und im Seehafen können auf den stärkeren oberstromigen Schwebstoffeintrag an dieser Stelle – z.B. im Vergleich zu den Probenahmestellen der Norderelbe – zurückzuführen sein. Zink ist – wie zuvor geschildert – mit $|r| \geq 0,50$ mit Testergebnissen von *D. subspicatus*, *D. magna* und *P. tricornutum* korreliert und erscheint insbesondere aufgrund der ERM-Überschreitungen als relevant in Hinblick auf die ökotoxikologischen Probenergebnisse. Es ist anzunehmen, dass die vorliegenden ökotoxikologischen Effekte der in der vorliegenden Arbeit betrachteten Proben aus Hamburger Elbsedimenten zumindest teilweise auf oberstromig eingetragene Schadstofffrachten zurückzuführen sind.

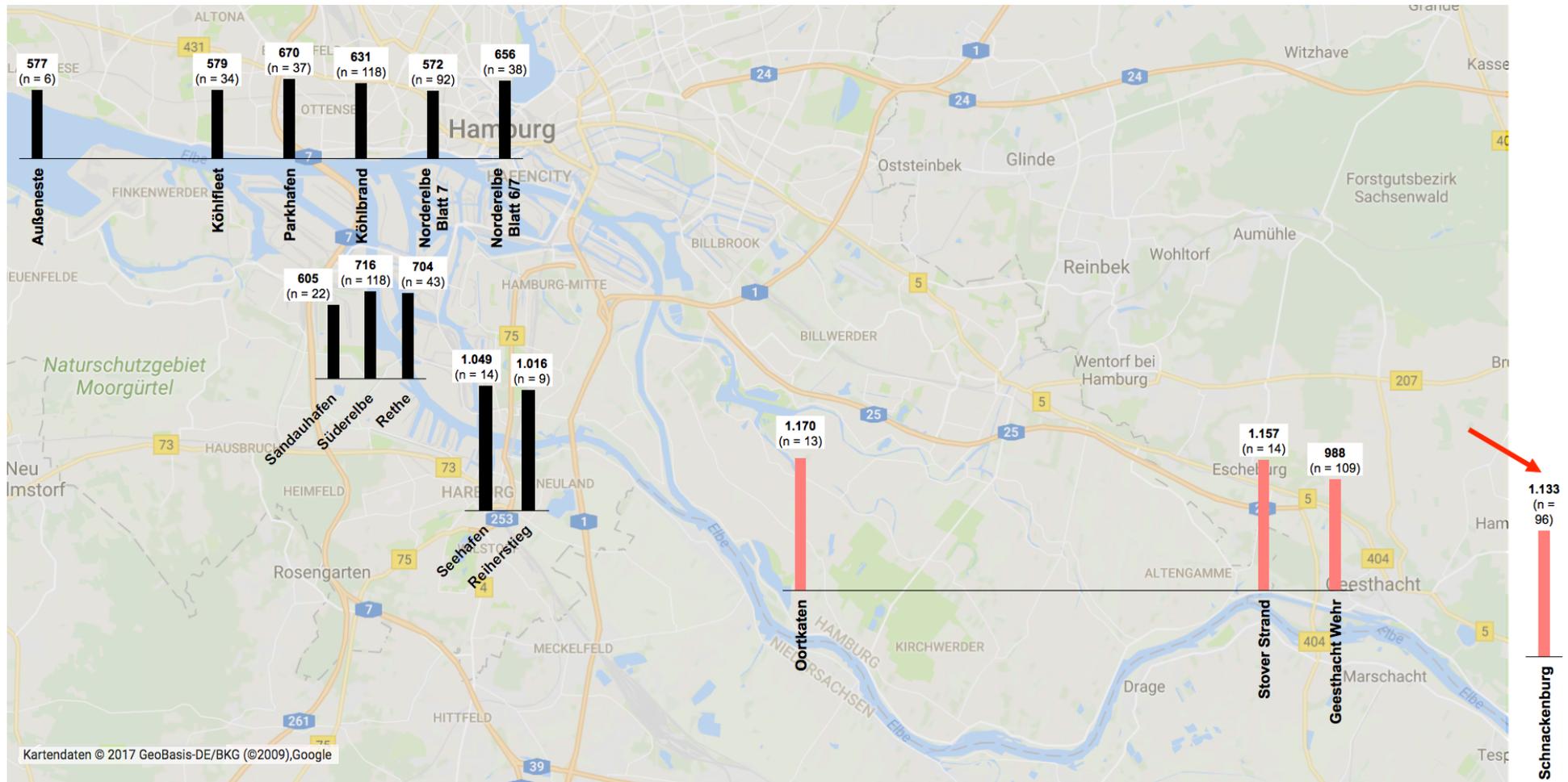


Abb. 9: Zinkgehalte in der Feinfraktion von Oberflächensedimenten an verschiedenen Hamburger Probenahmestellen sowie in oberstromigen Schwebstoffen und Oberflächensedimenten (mg/ kg TS < 20 µm) (FGG Elbe, 2017; Interne Daten; Google Maps, 2017 modifiziert)

4.5.6 Korrelation der Schadstoffgehalte mit Begleitparametern in PW und EL sowie mit de Gehalten weiterer Schadstoffe

Neben dem Vergleich mit Literaturdaten, der Hinweise über die Wahrscheinlichkeit kausaler Beziehung zwischen Schadstoffgehalten und ökotoxikologischen Analyseergebnissen bieten kann, ist auch die Betrachtung der Korrelation einzelner Parameter untereinander sinnvoll, um abzuschätzen, ob die vorliegende Korrelation möglicherweise auch auf andere Parameter zurückzuführen sein kann.

Die Schadstoffe sind teilweise mit hohen Korrelationskoeffizienten mit den Begleitparametern in PW und EL korreliert. Hinsichtlich der Beziehung zu DOC und zum Thema Leitfähigkeit sind die Abschnitte 4.4 und 4.2 zu beachten. Weiterhin erfolgt nachfolgend eine separate Betrachtung der statistischen Beziehung zum Ammoniumgehalt im PW und EL.

Wie in Tab. 5, Abschnitt 3.4 und Abschnitt 4.3 gezeigt und erläutert liegt insbesondere bei *D. subspicatus* und *D. magna* eine stärkere statistische sowie kausal nachvollziehbare Beziehung zu den Ammoniumgehalten im PW und EL vor. Die prozentuale Wachstumshemmung der limnischen Alge in der G1 Verdünnungsstufe ist im PW mit $|r| = 0,80$ und im EL mit $|r| = 0,67$ mit dem Ammoniumgehalt korreliert. In Beziehung zur prozentualen Daphnienschwimmfähigkeit in der G1 liegen Korrelationskoeffizienten von $|r| = 0,70$ im PW und $|r| = 0,69$ im EL vor. Mit Ausnahme von vier Schwermetallen (Arsen, Chrom, Nickel und Zink) und PCDD/ PCDF, die mit $|r| \geq 0,50$ mit den Testergebnissen von *P. tricorutum* korreliert sind, liegen zugleich die meisten Korrelationskoeffizienten mit $|r| \geq 0,50$ in Beziehung zu Schadstoffen für diese beiden Testorganismen – respektive *D. magna* und *D. subspicatus* – vor. Es ist insofern zu analysieren, inwieweit die erhöhten Korrelationskoeffizienten zu Schadstoffen statistisch durch eine Beziehung zwischen Schadstoff- und Ammoniumgehalten zu erklären ist. Tab. 11 zeigt für die Schadstoffparameter, die mit $|r| \geq 0,50$ mit dem limnischen Algentest und/ oder dem Daphnientest korreliert sind, sowie exemplarisch als Referenz für weniger stark mit den beiden ökotoxikologischen Verfahren korrelierte Parameter, die Korrelationskoeffizienten dieser Parameter in Beziehung zum Ammoniumgehalt in PW und EL.

Tab. 11: Korrelationskoeffizienten der Schadstoffgehalte im Sediment in Beziehung zum Ammoniumgehalt sowie in Beziehung zu den Testergebnissen von *D. magna* und *D. subspicatus*. Gemeint sind jeweils die zugehörigen *limnischen* Testmedien. $|r| \geq 0,50$ sind fett gedruckt hervorgehoben. (Genauere Angaben zu den ökotoxikologischen Verfahren sind Abschnitt 2.1 zu entnehmen)

Parameter	Bezugsmedium	r in Beziehung zu Ammonium		Beziehung zu prozentualen ökotoxikologischen Effekten in der Verdünnungsstufe G1				r max.		
		PW	EL	$ r \geq 0,50$ <i>D. subspicatus</i>		$ r \geq 0,50$ <i>D. magna</i>				
				PW	EL	PW	EL			
Blei	TS < 20 µm	0,40	0,35	Nein	Nein	Nein	Nein	0,40	PW	<i>D. magna</i>
Cadmium	TS	0,61	0,78	Ja	Ja	Ja	Ja	0,59	EL	<i>D. subspicatus</i>
	TS < 20 µm	0,70	0,65	Ja	Ja	Ja	Nein	0,61	PW	<i>D. magna</i>
Kupfer	TS < 20 µm	0,60	0,52	Nein	Nein	Ja	Nein	0,57	PW	<i>D. magna</i>
Quecksilber	TS	0,32	0,56	Nein	Nein	Nein	Nein	0,45	EL	<i>D. subspicatus</i>
	TS < 20 µm	0,50	0,46	Nein	Nein	Nein	Nein	0,44	PW	<i>D. magna</i>
Zink	TS	0,44	0,66	Nein	Ja	Nein	Nein	0,52	EL	<i>D. subspicatus</i>
	TS < 20 µm	0,64	0,56	Ja	Nein	Ja	Ja	0,59	PW	<i>D. magna</i>
Phe-nanth-ren	TS < 63 µm	0,35	0,26	Nein	Nein	Nein	Nein	0,25	PW	<i>D. subspicatus</i>
									EL	<i>D. magna</i>
p,p'-DDE	TS	0,61	0,77	Ja	Ja	Ja	Ja	0,56	EL	<i>D. subspicatus</i>
	TS < 63 µm	0,68	0,69	Ja	Ja	Ja	Ja	0,56	EL	<i>D. magna</i>
o,p'-DDD	TS	0,55	0,73	Nein	Ja	Ja	Ja	0,54	EL	<i>D. magna</i>
	TS < 63 µm	0,59	0,61	Ja	Nein	Nein	Ja	0,51	EL	<i>D. magna</i>
p,p'-DDD	TS	0,58	0,74	Ja	Ja	Nein	Ja	0,54	EL	<i>D. magna</i>
	TS < 63 µm	0,63	0,61	Ja	Nein	Nein	Ja	0,52	PW	<i>D. subspicatus</i>
p,p'-DDT	TS < 63 µm	0,45	0,46	Nein	Nein	Nein	Nein	0,39	PW	<i>D. magna</i>
∑ 6 DDX	TS	0,57	0,73	Nein	Ja	Nein	Ja	0,54	EL	<i>D. magna</i>
	TS < 63 µm	0,61	0,61	Nein	Nein	Nein	Ja	0,51	EL	<i>D. magna</i>
TBT	TS	0,30	0,32	Nein	Nein	Nein	Nein	0,28	PW	<i>D. magna</i>
TeBT	TS	0,65	0,70	Ja	Ja	Ja	Ja	0,58	PW	<i>D. magna</i>
PCDD/PCDF	TS	0,64	0,80	Nein	Ja	Ja	Ja	0,62	EL	<i>D. magna</i>

Es ist nicht von der Hand zu weisen, dass stärkere statistische Beziehungen von Schadstoffen zu den beiden ökotoxikologischen Verfahren vermehrt dann auftreten, wenn diese auch mit Ammonium stärker korreliert sind (Tab. 11). Dies gilt auch für die unterschiedlichen Testmedien: Ist die Korrelation zum Ammoniumgehalt im EL stärker als zum Ammoniumgehalt im PW – wie z.B. bei Cadmium und PCDD/ PCDF

in der Gesamtfraktion – findet sich i.d.R. auch bei den ökotoxikologischen Testergebnissen in EL die stärkste Korrelation $|r|$ max. zu diesen Parametern. Es ist somit unter Beachtung von 4.3 bei *D. magna* und *D. subspicatus* anzunehmen, dass die höheren Korrelationskoeffizienten in der Beziehung zu Schadstoffen durch die sekundäre Korrelation selbiger zum Ammoniumgehalt mitbegründet sind. Dies schließt nicht den parallelen Einfluss der Schadstoffe aus. So zeigte sich z.B. wie in 3.9 beschrieben bei *P. tricornutum* in Beziehung zu PCDD/ PCDF ein ähnlicher Kurvenverlauf wie bei *D. subspicatus* (Abb. 4), obwohl *P. tricornutum* deutlich weniger stark mit Ammonium korreliert ist. Eine nahezu alleinige Beschreibung durch Ammonium scheint damit aufgrund der statistischen Beziehungen nicht wahrscheinlich.

Auf die Gesamtfraktion bezogene Schadstoffe sind mit anderen auf die Gesamtfraktion bezogenen Schadstoffen und auf eine Feinfraktion bezogene Schadstoffe mit anderen auf eine Feinfraktion bezogenen Schadstoffen mehrheitlich mit hohen Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ bis $|r| \geq 0,90$ korreliert. Dies gilt auch über die Parametergruppen hinweg, also zwischen Schwermetallen und organischen Schadstoffen. Die auf eine Feinfraktion bezogenen Schadstoffe sind hingegen weniger stark bzw. weniger häufig mit höheren Korrelationskoeffizienten mit den auf die Gesamtfraktion bezogenen Schadstoffen korreliert. Dies gilt für organische Schadstoffe und Schwermetalle gleichermaßen. Die teilweise sehr starke Korrelation von Schadstoffgehalten untereinander bedeutet, dass diese parallel in den Sedimenten höher oder niedriger konzentriert vorliegen. Daher ist unter kausalen Aspekten insbesondere auch die potentielle Gemischttoxizität zu berücksichtigen. Vorliegende Schadstoffe können beispielsweise gemeinsam additive Wirkung auf den Testorganismus ausüben bzw. auch synergetische oder antagonistische Effekte bewirken. Additive oder synergetische Effekte bedeuten, dass ein Schadstoff auch bei Unterschreitung relevanter Effektgehalte toxisch auf den Testorganismus wirken kann. In Hinblick auf die vorangegangene Interpretation kann dies also auch Schadstoffe betreffen, die aufgrund des Vergleichs mit dem ERM oder OSW eher weniger relevant erscheinen. Gleichzeitig kann es sein, dass die Wirkung der kausal als relevant zu betrachtenden Schadstoffe reduziert ist, wenn andere Faktoren – z.B. das Vorliegen optimaler Nährstoffverhältnisse - dem zu beobachtenden Effekt entgegenwirken. Das gemeinsame Auftreten der Schadstoffe in den Proben lässt weiter vermuten, dass weitere, nicht bestimmte Schadstoffe in den Proben vorliegen können, die möglicherweise zu den beobachteten ökotoxikologischen Effekten in Beziehung stehen.

4.5.7 Einfluss auf den pT-Wert

Die pT-Werte sollen die Summe der Schadstoffwirkungen auf die Testorganismen repräsentieren. Es ist anzunehmen, dass – wie zuvor thematisiert – Schadstoffgehalte und Gemischttoxizitätseffekte in gewissem Maße auf die ökotoxikologischen Probenergebnisse wirken, während es gleichzeitig aufgrund der vorangegangenen Interpretation nicht wahrscheinlich ist, dass ein einzelner Schadstoff hier exzeptionell starke Wirkung zeigt. Aufgrund der Verdünnung der vorliegenden Nährstoffe je Verdünnungsstufe ist vor allem bei höheren Verdünnungsstufen mit einer zunehmenden Relevanz der Schadstoffe zu rechnen, während die Schadstoffwirkung in den niedri-

geren Verdünnungsstufen durch Fördereffekte von Nährstoffen überdeckt sein kann. In der vorliegenden Analyse war die stärkste Korrelation zwischen pT-Werten und ökotoxikologischen Probenergebnissen mit $|r| = 0,67$ in Beziehung zwischen *D. magna* in EL und PCDD/ PCDF zu finden (Tab. 5, Abb. 4). Wie in Abb. 4 zu sehen ist, traten ab ca. 25 ng/ kg pT-Werte von 3 auf. D.h. gleichzeitig, dass bei Überschreitung des OSW (20 ng/kg) vermehrt bedenkliche pT-Werte auftraten. Allerdings ist diesbezüglich der anzunehmende sekundäre Einfluss von Ammonium zu berücksichtigen. PCDD/ PCDF ist im limnischen EL mit $r = 0,80$ mit dem Ammoniumgehalt korreliert. Der pT-Wert von *D. magna* ist mit Ammonium im EL mit $|r| = 0,65$ korreliert, also etwas geringfügiger als mit PCDD/ PCDF. Wie oben beschrieben erscheint eine exklusive Beschreibung des Ergebnisses durch Ammonium damit ausgeschlossen, während zugleich von einem Einfluss durch Ammonium auszugehen ist.

5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die ökotoxikologischen Analyseergebnisse weisen zur überwiegenden Mehrzahl der Schadstoffe und Begleitparameter signifikante Korrelationen auf. Da die Signifikanz der *spearman'schen* Korrelationskoeffizienten bei Bindungen nicht korrekt berechnet wird, wurde besonderer Wert auf die Betrachtung der Höhe der Korrelationskoeffizienten gelegt. Hierbei zeigt sich, dass die Sedimentkontakttests mit *C. volutator* und *A. globiformis* keine Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ in Beziehung zu Schadstoff- und Begleitparametern aufweisen. Auch der Test mit *V. fischeri* zeigt hinsichtlich des pT-Wertes und der prozentualen Hemmung in der G1 lediglich in Beziehung zu einem Parameter (DOC) einen Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$. Die prozentuale Wachstumshemmung der marinen Alge *P. tricornutum* korreliert in der G1 Verdünnungsstufe des EL mit fünf Schadstoffparametern (Arsen, Kupfer, Nickel, Zink, PCDD/ PCDF) mit $|r| \geq 0,50$. Im PW korreliert die Leitfähigkeit (vor der Aufsalzung) mit dem pT-Wert von *P. tricornutum* mit $|r| \geq 0,50$. Die meisten Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ treten bei den Testverfahren mit *D. magna* und *D. subspicatus* im PW und EL auf und betreffen für die beiden Verfahren oft dieselben Parameter, darunter Schadstoffe in Gesamt- und Feinfraktion sowie Begleitparameter in PW und EL. Bei *D. magna* beziehen sich die Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ auf pT- und %-Werte. Bei *D. subspicatus* treten relevante Beziehungen des pT-Wertes nur zu Ammonium und DOC auf, während Schadstoffe ausschließlich in Bezug auf die prozentuale Wachstumshemmung in der G1 relevant sind. Parameter, die sowohl mit dem Daphnien- als auch mit dem limnischen Algentest Beziehungen mit $|r| \geq 0,50$ aufweisen sind hinsichtlich der Begleitparameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Ammonium und DOC sowie bei den Schadstoffen Cadmium, Zink, TeBT, PCDD/ PCDF sowie DDT-Metabolite und $\sum 6$ DDX. Bei *D. magna* ist weiterhin der Kupfergehalt in der Feinfraktion $< 20 \mu\text{m}$ mit dem pT-Wert und der prozentualen Schwimmfähigkeit in der G1 des PW korreliert.

Sedimentproben sind komplexe Umweltproben, die eine Vielfalt von Stoffen enthalten, die auf die Testorganismen je nach deren spezifischen Eigenschaften hemmende oder fördernde Wirkung haben können. Die vorliegenden Ergebnisse lassen unter Einbezug vorhandener Literaturdaten den Schluss zu, dass der Ammoniumgehalt im

PW und EL einen Einfluss auf die Ergebnisse des Wachstumshemmtests mit *D. subspicatus* und des Schwimmfähigkeitstests mit *D. magna* haben könnte. Dies wird zum einen dadurch bekräftigt, dass in diesen Beziehungen die höchsten Korrelationskoeffizienten der Analyse – respektive $|r| = 0,80$ zwischen der prozentualen Wachstumshemmung der limnischen Alge und dem Ammoniumgehalt im PW sowie $|r| = 0,70$ zwischen der prozentualen Schwimmfähigkeit und dem pT-Wert der Daphnien zum Ammoniumgehalt im PW - auftreten. Gleichzeitig liegen die vorliegenden Ammoniumgehalte in einem auf Basis von laborbasierten Literaturdaten gezeigten effektrelevanten Bereich. Die Betrachtung der Korrelation der einzelnen Parameter untereinander zeigt, dass höhere Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ in Beziehung zu Schadstoffen bei *D. magna* und *D. subspicatus* vermehrt dann auftreten, wenn die Schadstoffgehalte in den Sedimenten auch stark mit den Ammoniumgehalten im PW und EL korreliert sind. Zu nennen sind hier z.B. Cadmium, Zink, p,p'-DDE, p,p'-DDD und PCDD/ PCDF. Dies lässt vermuten, dass die Beziehung zu diesen Schadstoffen aufgrund des Einflusses von Ammonium in den Korrelationskoeffizienten überschätzt wird. Gleichzeitig kann eine Korrelation mit Ammonium auch auf eine Korrelation zu gemeinsam mit dem Ammonium eingetragenen Schadstoffen insbesondere aus der Agrarwirtschaft hindeuten. Es ist weiterhin festzuhalten, dass eine alleinige Erklärung der vorliegenden Korrelation über den Ammoniumgehalt i.A. nicht wahrscheinlich scheint. Dies zeigt sich z.B. durch den marinen Algentest, der selbst nicht maßgeblich mit dem Ammoniumgehalt korreliert ist, jedoch in Beziehung zu den mit dem Ammoniumgehalt korrelierten Parametern teilweise Korrelationskoeffizienten $|r| \geq 0,50$ hervorbringt. Darüber hinaus erscheint es aufgrund der Verdünnung unwahrscheinlich, dass Ammonium einen maßgeblichen Anteil der pT-Werte ≥ 5 verursacht. Es ist weiterhin zu berücksichtigen, dass eine Korrelation mit Schadstoffgehalten möglicherweise höhere Korrelationskoeffizienten hervorbringen würde, wenn – genau wie z.B. bei Ammonium – die Schadstoffgehalte im PW und EL und nicht jene im Sediment berücksichtigt würden, welche jedoch nicht bestimmt wurden.

Aufgrund der komplexen Zusammensetzung der Proben lässt sich nicht abschließend nachvollziehen, ob eine korrelative Beziehung zwischen einem Parameter und einem ökotoxikologischen Effekt auf einer Ursache-Wirkungs-Beziehung beruht. So kann z.B. die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen durch Assoziation mit anderen Probenparametern mehr oder weniger ausgeprägt sein. In der Analytik der Schwermetalle wird beispielsweise der Stoffgehalt ungeachtet der vorliegenden Schwermetallspezies – respektive der Gehalt gebundener Schwermetalle sowie von gelösten Schwermetallionen unterschiedlicher Wertigkeit – erfasst. Weiterhin können die Hemmwirkungen von Schadstoffen durch Fördereffekte anwesender Nährstoffe überdeckt werden oder vorliegende Schadstoffe gemeinsam additive, synergetische oder antagonistische Wirkung zeigen. Additive oder synergetische Effekte bedeuten, dass ein Schadstoff auch bei Unterschreitung einer relevanten Effektkonzentration toxisch auf den Testorganismus wirken kann, während eine antagonistische Wirkung oder Reduzierung der Bioverfügbarkeit durch andere Probenparameter dazu führen kann, dass trotz relevanter Schadstoffgehalte keine ökotoxikologische Wirkung auftritt. In der vorliegenden Analyse zeigten sich beispielsweise Quecksilber und Blei

weniger stark mit ökotoxikologischen Analyseergebnissen korreliert, obgleich diese aufgrund der in Bezug auf die vorliegenden Literaturvergleichsdaten eher hohen Gehalte in den Sedimentproben eine stärkere Korrelation vermuten ließen. Gleiches gilt für den Ammoniumgehalt in Beziehung zum marinen Algentest. Hier wäre auf Basis der literaturbasierten Toleranzgrenzen eine stärkere Korrelation – ähnlich wie bei *D. subspicatus* oder *D. magna* - zu erwarten. Im Gegensatz dazu liegen die Korrelationskoeffizienten von *P. tricornutum* in Beziehung zum Ammonium eher in einer ähnlichen Höhe wie jene von *V. fischeri*, der gemäß den vorliegenden Literaturdaten eine deutlich höhere Toleranz zu Ammonium aufweist. In Anbetracht der genannten Faktoren ist zu berücksichtigen, dass Korrelationskoeffizienten zwischen ökotoxikologischen Analyseergebnissen und Schadstoff- sowie anderen Parametern in einer komplexen Umweltprobe nie die Ursache-Wirkungs-Beziehung zwischen genau *einem* Stoff oder Parameter und dem Testergebnis repräsentieren, sondern stets auf einer Mischung verschiedener Einflussfaktoren basieren. Eine Vielzahl der Probenparameter – z.B. weitere Schadstoffgehalte – wurden nicht bestimmt und konnten daher nicht in die Korrelationsanalyse einbezogen werden.

Ungeachtet der vorliegenden komplexen Probeneigenschaften sind hinsichtlich der vorliegenden Korrelationsanalyse und Interpretation einige Einflussfaktoren zu bedenken, die bereits vorstehend erläutert wurden. Dazu gehört, dass Werte < BG und nicht abschließend bestimmte pT-Werte auf Basis des letzten verfügbaren Wertes – respektive der BG selbst und der maximalen Verdünnungsstufe – in die Analyse einbezogen wurden. Dies kann die Korrelationskoeffizienten bei den entsprechenden Parametern – insbesondere aufgrund der sehr uneinheitlichen BG über die Jahre und in den verschiedenen Laboren – herabgesetzt haben. Selbiges gilt auch aufgrund des Einbezugs einiger Leuchtbakterientestergebnisse ohne Farbkorrektur. Weiterhin bleibt anzumerken, dass aufgrund des enormen Umfangs der über mehrere Jahre angesammelten Daten trotz sorgfältiger Bearbeitung weitere Ungenauigkeiten nicht auszuschließen sind.

Bei der Interpretation lagen verschiedene Literaturdaten zugrunde, die z.T. nur eingeschränkt für die vorliegenden Testverfahren anwendbar sind. Zu nennen ist hierbei insbesondere die Verwendung des marin-benthisch basierten ERM und ERL auch bei der Interpretation der limnischen Testverfahren sowie der nicht immer ökotoxikologisch begründbaren USW und OSW. Eine genaue Erklärung ist in Abschnitt 4.5 gegeben.

Aus statistischer Perspektive kann in einem weiteren Schritt eine multiple Korrelation weiteren Aufschluss über die Beziehungen geben. Des Weiteren könnte hinsichtlich der mit Ammonium korrelierten Parameter das Verfahren der partiellen Korrelation angewandt werden. Hierbei kann für einen konstanten Gehalt an Ammonium – also unter Ausschluss dieses statistischen Einflussfaktors – die Beziehung der Ergebnisse eines ökotoxikologischen Verfahrens zu Schadstoffen wie z.B. PCDD/ PCDF überprüft werden. Es bietet sich weiterhin an Proben mit starken ökotoxikologischen Effekten – z.B. wie bei Claus et al. (2009) beschrieben – hinsichtlich deren chemischer Zusammensetzung labortechnisch zu analysieren. Um die Zusammenhänge zwi-

schen den sedimentbezogenen Schadstoffgehalten und den Ergebnissen der ökotoxikologischen Analysen weiter zu untersuchen, könnten außerdem zunächst die Schadstoffgehalte in PW- und EL-Proben laboranalytisch bestimmt werden, um diese mit vorliegenden Effektkonzentrationen zu vergleichen. Auf Basis dieser Messergebnisse kann durch den Vergleich mit vorliegenden literaturbasierten Effektkonzentrationen – genauer als im Rahmen der vorliegenden Arbeit – eine Aussage über die Wahrscheinlichkeit kausaler Beziehungen gegeben werden. Weiterhin erscheint langfristig die Ermittlung sedimentbezogener ökotoxikologischer Effektwerte insbesondere für *D. magna* und *D. suspicatus* sinnvoll. Hierbei kann der Fokus auf solchen Schadstoffen liegen, die sich im Rahmen der vorliegenden Arbeit sowohl durch die Korrelationsanalyse als auch im Vergleich mit Literaturdaten (ERM, OSW) als besonders relevant herausgestellt haben, respektive Cadmium, Zink, p,p'-DDD und PCDD/ PCDF. Auch die weitere Untersuchung in Hinblick auf TeBT ist aufgrund der Korrelation mit den Testergebnissen von *D. magna* und *D. subspicatus* erstrebenswert, insbesondere da hierzu keine Literaturvergleichswerte auffindbar waren. Durch die genannten Analysen können sedimentbezogene Schadstoffparameter ausfindig gemacht werden, die in besonderen Maße ökotoxisch wirken und so eine potentielle Gefahr für die Gewässerökosysteme darstellen. Als langfristiges Ziel sollte die Reduzierung bzw. Beseitigung der entsprechenden Schadstoffquellen gelten.

LITERATURVERZEICHNIS

- ARGE ELBE - Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (1996). *Umgang mit belastetem Baggergut an der Elbe – Zustand und Empfehlungen*.
- Baścik-Remisiewicz, A., Aksmann, A., Żak, A., Kowalska, M. und Zbigniew, T. (2011). *Toxicity of cadmium, anthracen, and their mixture to Desmodesmus subspicatus estimated by algal growth-inhibition ISO standard test*, in *Arch Environ Contam Toxicol* (2011) 60:610-617. Springer Science+Business Media.
- BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (2000). *Handlungsanweisungen für den Umgang mit Baggergut im Binnenland (HABAB-WSV)*, 2. überarbeitete Fassung. Koblenz, Bonn.
- BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (2011). BfG-Merkblatt „Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung“, Koblenz.
- Claus, E., Neumann-Hensel, H., Heininger, P. und Schwarzbauer, J (2009). *Effektororientierte Untersuchungen zur Algtoxizität fraktionierter Porenwässer und Eluate aus Elbsedimenten*, in *Umweltwiss Schadst Forsch* (2009) 21: 267 – 271. Schwarzbauer, J., Heininger, P. und Claus, E. (Hrsg). Springer-Verlag.
- DIN 38412 Teil 30 (1989). *Deutsches Einheitsverfahren zu Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L) - Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Daphnien über Verdünnungsstufen (L 33)*. Beuth Verlag. Berlin.
- DIN 38412 Teil 33 (1991). *Deutsches Einheitsverfahren zu Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L) - Bestimmung der nicht giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Grünalgen (Scenedesmus-Chlorophyll-Fluoreszenztest) über Verdünnungsstufen (L 33)*. Beuth Verlag. Berlin.
- DIN EN ISO 10253 (2006). *Wasserbeschaffenheit – Wachstumshemmtest mit marinen Algen Skeletonema costatum und Phaeodactylum tricornutum*. Beuth Verlag. Berlin.
- DIN EN ISO 11348-2 (2009). *Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der Hemmwirkung von Wasserproben auf die Lichtemission von Vibrio fischeri (Leuchtbakterientest) – Teil 2: Verfahren mit flüssig getrockneten Bakterien*. Beuth Verlag. Berlin.
- DIN EN ISO 16712 (2007). *Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der akuten Toxizität mariner Sedimente oder von Sedimenten aus Flussmündungsgebieten gegenüber Amphipoden*. Beuth Verlag. Berlin.
- Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein (2016). MELUR – Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Kiel
- Feiler, U., Ahlf, W., Fahnenstich, C., Gilberg, D., Hammers-Wirtz, M., Höss, S., Hollert, H., Melbye, K., Meller, M., Neumann-Hensel, H., Ratte, H.-T., Seiler, T.-B., Spira, D., Weber, J. und Heininger, P. (2009). *Abschlussbericht - Definition von Referenzbedingungen, Kontrollsedimenten und Toxizitätsschwellenwerten für limnische Sedimentkontakttests – SeKT*. BfG-1614. BfG (Hrsg.). Koblenz.
- Fent, K. (2013). *Ökotoxikologie – Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie*. 4. Auflage. Georg Thieme Verlag. Stuttgart.

- FGG Elbe - Flussgebietsgemeinschaft Elbe (2014). *Hintergrunddokument zur wichtigen Wasserbewirtschaftungsfrage - Reduktion der signifikanten stofflichen Belastungen aus Nähr- und Schadstoffen – Teilaspekt Schadstoffe.*
- FGG Elbe - Flussgebietsgemeinschaft Elbe (2017). *Elbe-Datenportal – Fachinformationssystem - Datenabruf.* <https://www.fgg-elbe.de/fachinformationssystem.html> [Abgerufen am 18.08.2017]
- Floeter, C. (2009). *Basisdokument zum Grünalgentest mit Desmodesmus subspicatus.* Im Auftrag der Hamburg Port Authority. (unveröffentlichte Quelle)
- Google Maps (2017). <https://www.google.de/maps> [Abgerufen am 16.08.2017]
- Groh, S., Claus, E., Manz, W., Möhlenkamp, C., Zimmermann, R.-D. und Blübaum-Gronau, E. (2010). *Einfluss organischer Substanzen auf die Reproduktion, Biomasse und Akkumulation hydrophober Schadstoffe in Lumbriculus variegatus,* in *Umweltwiss Schadst Forsch (2010) 22:99-106.* Hollert, H. (Hrsg.). Springer-Verlag.
- Grote, M., Walter, H. und Altenburger, R. (Hrsg.) (2004). *Toxizitätsuntersuchungen von Elbsedimenten in Kontakttesten mit Lemna minor und Danio rerio.* BfG. Koblenz.
- GÜBAK (2009). *Gemeinsame Übereinstimmung zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern.*
- Güçlü, Z. und Ertan, Ö. O. (2012). *Toxicity and removal of zinc in three species (Acutodesmus obliquus, Desmodesmus subspicatus and Desmodesmus armatus) Belonging to the Family, Scenedesmaceae (Chlorophyta),* in *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Science 12:309-314 (2012).*
- Hedderich, J. und Sachs, L. (2016). *Angewandte Statistik - Methodensammlung mit R, 15. überarbeitete und erweiterte Auflage.* Springer Spektrum. Berlin, Heidelberg.
- HPA – Hamburg Port Authority (2017). *Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen - Teilbericht: Umlagerung von Baggergut nach Neßsand - Bericht über den Zeitraum 1.1 bis 31.12.2016 (Jahresbericht 2016 Neßsand).*
- HPA und BSU - Hamburg Port Authority und Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (2012). *Übergangsregelung zum Handlungskonzept Umlagerung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen in der Stromelbe.*
- HPA und WSV – Hamburg Port Authority und Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (2008). *Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe.*
- HSDB – Hazardous Substances Data Base (2017). <https://toxnet.nlm.nih.gov/newtoxnet/hsdb.htm> [Abgerufen am 05.07.2017]
- Köppel, S. und Denner, M. (2010). *DOC/TOC im Eluat von Abfällen aus der MBA. Evaluierung der Bestimmungsverfahren.* Umweltbundesamt (Hrsg.). Wien.
- Kungolos, A., Hadjispyrou, S., Petala, M., Tsiridis, V., Samaras, P. und Sakellaropoulos, G. P. (2004). *Toxicity properties of metals and organotin compounds and their interaction on Daphnia magna and Vibrio fischeri,* in *Water, Air, and Soil Pollution: Focus 4: 101-110, 2004.* Kluwer Academic Publishers. Niederlande.

- Long, E. R., MacDonald, D. D., Smith, S. L. und Calder, F. D. (1995). *Incidence of adverse biologicals effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments*, in *Environmental Management Vol. 19, No. 1*, pp. 81-97. Springer-Verlag. New York.
- Martens, N. (2017). *III. Sedimentkontakttests*, in *Bericht zum Praxissemester bei der Hamburg Port Authority AöR (HPA)* (unveröffentlichte Quelle)
- Matthiessen, P. und Gibbs, P. E. (1998). *Critical appraisal of the evidence for tributyltin-mediated endocrine disruption in mollusks*, in *Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 17, No. 1*, pp 37 – 43, 1998. SETAC. USA.
- McCready, S., Birch, G., Long, E., Spyrakis, G. und Greely, C. (2006). *Relationship between toxicity and concentrations of chemical contaminants in sediments from Sydney Harbour, Australia, and vicinity*, in *Environmental Monitoring and Assessment (2006) 120: 187 - 220*. Springer.
- MSRL – Meeresstrategierahmenrichtlinie - 2008/56/EG (2008). *Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie)*.
- Peters, C. und Ahlf, W. (2003). *Validieren, Harmonisieren und Implementieren eines minimalen biologischen Testsets zur Bewertung mariner Wasser- und Sedimentproben*. Umweltbundesamt (Hrsg.). Berlin.
- Petri, G., Jung, K. und Zauke, G.-P. (2004). *Konzepte und Möglichkeiten eines Effekt-Monitorings für Wattenmeerorganismen in der internationalen Literatur*. 3. aktualisierte Fassung. Institut für Chemie und Biologie des Meeres (ICBM). Oldenburg.
- Postma, J., de Valk, S., Dubbeldam, M., Maas, J., Tonkes, M., Schipper, C. und Kater, B. (2002). *Confounding Factors in bioassays with freshwater and marine organisms*, in *Ecotoxicology and Environmental Safety 53*, 226 - 237 (2002). Elsevier Science.
- Prato, E., Biandolino, F. und Libralato, G. (2015) *A toxicity scoring system for the 10-day whole sediment test with Corophium insidiosum (Crawford)*, *Environ Monit Assess* (2015) 187: 180, Springer International Publishing Switzerland.
- Riba, I., García-Luque, E., Blasco, J. und DeValls, T. A. (2003). *Bioavailability of heavy metals bound to estuarine sediments as a function of pH and salinity values*, in *Chemical Specification and Bioavailability (2003)*, 15:4, 101 - 114. Taylor and Francis Group.
- Rubinos, D. A., Calvo, V., Iglesias, L. und Barral, M. T. (2014). *Acute toxicity of arsenic to Aliivibrio fischeri (Microtox © bioassay) as influenced by potential competitive-protective agents*, in *Environ Sci Pollut Res (2014) 21:8631-8644*. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg.
- Scheffer-Schachtschabel (1998). *Lehrbuch der Bodenkunde*. Ferdinand-Enke-Verlag. Stuttgart.

- Schulte-Oehlmann, U., Tillmann, M., Markert, B., Oehlmann, J., Watermann, B. und Scherf, S. (2000). *Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part II: Triphenyltin as a xeno-androgen*, in *Ecotoxicology*, 9, 399 – 412, 2000. Kluwer Academic Publishers. Niederlande.
- Stronkhorst, J., van Hattum, B. und Bowmer, T. (1999). *Bioaccumulation and toxicity of tributyltin to burrowing heart urchin and an amphipod in spiked, silty marine sediments*, in *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 18. No. 10, pp. 2343-2351, 1999. SETAC.
- Stronkhorst, J., Long, E. und Verhaar, H. (2003). *Relationship between toxicity in laboratory tests and chemical contamination of Dutch harbour sediments*, in *Ecotoxicological effects of Dutch harbour sediments* S. 119 – 131 (2003). Stronkhorst, J. (Hrsg.).
- Thompson, B., Anderson, B., Hunt, J., Taberski, K. und Phillips, B. (1999). *Relationship between sediment contamination and toxicity in San Fransisco Bay*, in *Marine Environmental Research* 48 (1999) 285 - 309. Elsevier Science.
- Umweltbundestamt (2016). *Nährstoffe*.
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/fluesse/zustand/naehrstoffe>
 [Abgerufen am 27.08.2017]
- Umweltbundestamt (2017). *Ammoniak-Emissionen*.
<https://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland/ammoniak-emissionen> [Abgerufen am 27.08.2017]
- Wahrendorf, D.-S., Krebs, F. und Manz, W. (2005) *Wirkung von Ammonium-Stickstoff auf den Wachstumshemmtest mit der Grünalge *Desmodesmus subspicatus* nach DIN 38412 – L33. BfG-1468*. BfG (Hrsg.). Koblenz.
- WRRL – Wasserrahmenrichtlinie - 2000/60/EG (2014). *RL 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie)*.
- Yang, X., Yan, J., Wang, F., Xu, J., Liu, X., Ma, K., Hu, X. und Ye, J. (2016). *Comparison of organics and heavy metals acute toxicity to *Vibrio fischeri**, in *J. Serb. Chem. Soc.* 81 (6) 697-705 (2016).

EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

Ich versichere hiermit, dass ich die vorliegende Bachelorarbeit mit dem Titel „Analyse ökotoxikologischer Testergebnisse von Hamburger Elbsedimenten in Beziehung zu Schadstoffgehalten und weiteren sedimentbezogenen Parametern“ ohne fremde Hilfe selbständig verfasst und nur die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Wörtlich oder dem Sinn nach aus anderen Werken entnommene Stellen sind unter Angabe der Quellen kenntlich gemacht.

Hamburg, den _____

 Nele Martens