

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT
- Oberflächengewässerschutz -

Forschungsbericht 296 24 511
UBA-FB 000197



**Pflanzenschutzmittel-
Belastung und
Lebensgemeinschaften in
Fließgewässern mit
landwirtschaftlich
genutztem Umland**

von

**Matthias Liess
Ralf Schulz
Norbert Berenzen
Jakob Nanko-Drees
Jörn Wogram**

Technische Universität Braunschweig

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei
Vorauszahlung von DM 20,-- (10,26 Euro)
durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Ahornstraße 1-2,
10787 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte
eine schriftliche Bestellung mit Nennung
der **Texte-Nummer** sowie des **Namens**
und der **Anschrift des Bestellers** an die
Firma Werbung und Vertrieb.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und
Vollständigkeit der Angaben sowie für
die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiete II 3.4
Dr. Ulrich Irmer

Berlin, November 2001

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 000197	2.	3.
4. Titel des Berichts Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Liess, Matthias; Schulz, Ralf; Berenzen, Norbert; Nanko-Drees, Jakob; Wogram, Jörn	8. Abschlußdatum Juli 2000	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Zoologisches Institut Technische Universität Fasanenstrasse 3 D-38092 Braunschweig	9. Veröffentlichungsdatum März 2001	
	10. UFOPLAN-Nr. 29624511	
	11. Seitenzahl 227	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, D-14191 Berlin	12. Literaturangaben 301; Anh Kap. III: 324	
	13. Tabellen und Diagramme 41	
	14. Abbildungen 37	
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung Im vorliegenden Projekt sollte auf der Ebene zahlreicher Gewässer im Landschaftsmaßstab ein Zusammenhang zwischen der Pflanzenschutzmittel-Belastung (PSM) und der Ausprägung aquatischer Lebensgemeinschaften untersucht werden. Zur Optimierung der PSM-Probenahme im Freiland wurden ereignisbezogene elektronisch gesteuerte Probennehmer entwickelt und eingesetzt. In etwa 75% der untersuchten Gewässer wurden Fungizide (u.a. Strobilurine), Herbizide (hauptsächlich Isoproturon) und Insektizide (z.B. Parathion-ethyl) nachgewiesen (0,1 – 1 µg/L). Es wurde ein biologischer Index für die PSM-Belastung entworfen (SR-Index), der die physiologische Empfindlichkeit der Arten und Eigenschaften des Reproduktions- bzw. Lebenszyklus (Schlupfzeitpunkt, Generationsdauer) einbezieht. Der SR-Index zeigt einen sehr hohen statistischen Zusammenhang ($R = 0,85$; $p < 0,0001$) mit der PSM-Belastung eines Gewässers. Probestellen mit integrierter Umlandnutzung zeigen eine höhere PSM-Belastung und einen schlechteren SR-Index als Probestellen mit ökologischer Umlandnutzung oder Weidewirtschaft. In Mikrokosmosstudien konnte gezeigt werden, daß freilandtypische Konzentrationen von Ammonium/Ammoniak, Nitrit und Schwebstoffen unterhalb ökotoxikologischer Effektkonzentrationen liegen. Anhand von Mesokosmosstudien kann der LOEC (Lowest observable effect concentration) für eine Gemeinschaftsveränderung auf $\leq 1 \mu\text{g/L}$ (Nominal) Esfenvalerat und Parathion-ethyl festgelegt werden. Für die Zustandsklasse „Guter Zustand“ der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurde eine Spanne des SR-Index von 1,6 bis 2,0 festgelegt, was mit der Gruppe der als "unbelastet" eingestuften Gewässer übereinstimmt. Alle Gewässer mit einem SR-Index $\geq 2,1$ fallen nach WRRL in die Zustandsklasse "Mäßiger Zustand" oder schlechter.		
17. Schlagwörter Pflanzenschutzmittel, Lebensgemeinschaften, Freiland, Belastung, Messung, Diffuse Einträge, Landwirtschaft, Mesokosmen, Parathion-ethyl, Insektizide, Esfenvalerat, Ammonium, Nitrit, Suspendierte Sedimente Indikatorsysteme, Probenahme, Belastungsindex, SR-Index, Wasserrahmenrichtlinie, EQR, LOEC, Mikrokosmen		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB 000197	2.	3.
4. Report Title Pesticide contamination and macroinvertebrate communities in running waters in agricultural areas		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Liess, Matthias; Schulz, Ralf; Berenzen, Norbert; Nanko-Drees, Jakob; Wogram, Jörn		8. Report Date July 2000
6. Performing Organisation (Name, Address) Zoologisches Institut Technische Universität Fasanenstrasse 3 D-38092 Braunschweig		9. Publication Date March 2001
		10. UFOPLAN-Ref. No. 29624511
		11. No. of Pages 227
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, D-14191 Berlin		12. No. of Reference 301; Attachment Section III: 324
		13. No. of Tables, Diagrams 41
		14. No. of Figures 37
15. Supplementary Notes		
16. Abstract The aim of the present project was to analyse the relationship between pesticide load and the characteristics of aquatic communities at the level of numerous bodies of water distributed over large areas. To optimize pesticide sampling in the field, event-related electronically controlled samplers were developed and employed. In about 75% of the waters tested, fungicides (including strobilurins), herbicides (mainly isoproturon) and insecticides (e.g., parathion-ethyl) were demonstrated (0.1 to 1 µg/L). A biological index for pesticide contamination was set up (SR-Index), including the physiological sensitivities of the species, and taking into account features of reproduction and life cycle (time of emergence, duration of a generation). The SR index is statistically very closely correlated ($R = 0.85$; $p < 0.0001$) with the pesticide contamination of a stream. Sites with integrated agriculture in the surroundings showed a higher pesticide contamination and a worse SR-Index in comparison to sites adjacent to ecologically managed fields or pastures. Microcosm studies revealed that the concentrations of ammonium/ammonia, nitrite and suspended particles are below levels, that are of ecotoxicologically importance. The LOEC (Lowest observable effect concentration) in terms of community effects that was obtained from mesocosm studies, was at a nominal concentration $\leq 1 \mu\text{g/L}$ esfenvalerate and parathion-ethyl. The status „Good status“ of the European Water Directive is equal to an SR-index range from 1.6 to 2.0, which matches the value for the group of surface waters classified as „uncontaminated“. All surface waters with an SR index ≥ 2.1, are in the category „Moderate status“ or worse, according to the European Water Directive.		
17. Keywords Pesticides, Macroinvertebrate communities, Field, Contamination, Measurement, Nonpoint-source, Agriculture, Mesocosms, Microcosms, Parathion-ethyl, Insecticides, Esfenvalerate, Ammonia, Nitrite, Suspended Particles, Indicator system, Sampling, Contamination index, European Water Directive, EQR, LOEC		
18. Price	19.	20.

Inhalt

Kapitel	Seite
Abschnitt I: Zusammenfassung und Summary	I-1
Abschnitt II: Einleitung	II-1
Abschnitt III: Erarbeitung eines Systems zur vergleichenden physiologischen Empfindlichkeit von Makroinvertebraten-Taxa	
1 Einleitung	III-1
2 Material und Methoden	III-3
2.1 Datengrundlage	III-3
2.1.1 Auswahl der Arten	III-3
2.1.2 Auswahl der Literaturquellen und Toxizitätsdaten	III-3
2.2 Berechnung der relativen Empfindlichkeiten	III-4
2.2.1 Vergleich der Toxizitätsdaten mit <i>Daphnia magna</i>	III-4
2.2.2 Umrechnung der relativen Empfindlichkeiten auf höheres taxonomisches Niveau	III-4
2.3 Statistik	III-4
3 Ergebnisse	III-5
3.1 Anzahl und Verteilung der Literaturangaben	III-5
3.2 Erelativ der Taxa gegenüber organischen Verbindungen	III-5
4 Diskussion	III-7
4.1 Ursachen für die unterschiedlichen Empfindlichkeiten der Ordnungen	III-7
4.2 Wahl des Determinationsniveaus und Übertragbarkeit von Erelativ	III-7
4.3 Schlußfolgerungen aus Abschnitt III	III-9
5 Literatur	III-9
Anhang	III-11
Abschnitt IV: Pflanzenschutzmittel-Belastung kleiner Fließgewässer im nord-deutschen Tiefland und Auswirkungen auf die Gewässerzönose	
1 Einleitung	IV-2
2 Material und Methoden	IV-3
2.1 Auswahl der Untersuchungsgewässer	IV-3
2.2 Beprobung der PSM-Belastung	IV-6
2.2.1 Automatischer Probennehmer	IV-8
2.2.2 Hochwassersammler	IV-9
2.2.3 Analyse der Wasserproben	IV-10
2.2.4 Berechnung der Gesamtoxizität	IV-11
2.3 Tierprobennahme	IV-12
2.4 Beprobung chemisch-physikalischer Parameter	IV-13
2.5 Bewertung von Gewässerstruktur und -morphologie	IV-13
2.6 Berechnungen und Statistik	IV-14
2.6.1 Klassifizierung der gewässerbezogenen Toxizität	IV-15

Abschnitt IV (fortgesetzt)

2.6.2	Berechnung von Zönoseeigenschaften.....	IV-15
2.6.3	Erarbeitung eines zönosenbasierten Index für die Belastung mit PSM	IV-15
3	Ergebnisse	IV-18
3.1	Belastung der Untersuchungsgewässer mit Pflanzenschutzmitteln	IV-18
3.1.1	Anzahl der Beprobungsereignisse.....	IV-18
3.1.2	Belastungsmuster der Gewässer.....	IV-18
3.1.3	Konzentrationen und Häufigkeiten der nachgewiesenen Wirkstoffe	IV-20
3.2	Strukturparameter der Gewässer.....	IV-21
3.3	Schwebstofffracht und physikalisch-chemische Meßparameter	IV-22
3.4	Vergleich der Zönosen-Zusammensetzung mit der PSM-Belastung.....	IV-23
3.4.1	Zeigerarten?	IV-23
3.4.2	Abundanzentwicklungen in den Gewässern	IV-24
3.4.3	Artenzahlen	IV-25
3.4.4	Abundanzanteile physiologisch empfindlicher Arten.....	IV-26
3.4.5	Abhängigkeit der Generationszeit-Verteilung von der PSM-Belastung.....	IV-28
3.4.6	Zusammenhang des SR-Index mit der PSM-Belastung.....	IV-29
3.4.7	Jahreszeitliche Variabilität des SR-Index	IV-30
3.5	Zusammenhang des SR-Index mit anderen Parametern	IV-31
3.5.1	Strukturparameter.....	IV-32
3.5.2	Schwebstofffracht und biologisch-chemische Parameter	IV-32
3.6	Vergleich der Haupt-Einflußfaktoren	IV-33
4	Diskussion.....	IV-34
4.1	Belastung der Gewässer und Gesamttoxizität.....	IV-34
4.1.1	Konzentrationen der Wirkstoffe und toxikologische Bewertung	IV-35
4.1.2	Komplexität der Belastung und Ableitung des TUs	IV-36
4.2	Abhängigkeit der Gewässerzönose von der PSM-Belastung.....	IV-37
4.2.1	Das Fehlen akuter Reaktionen auf Abundanzebene	IV-37
4.2.2	Veränderung der Artenzusammensetzungen und Ableitung des SR-Index.....	IV-38
4.2.3	Wirkungsgrenze der PSM-Belastung im Freiland	IV-39
4.3	Einfluß weiterer Faktoren auf den SR-Index	IV-39
4.3.1	Zusammenhang von organischer u. Sedimentbelastung mit dem SR-Index	IV-39
4.3.2	Zusammenhang der Gewässerstrukturen mit dem SR-Index.....	IV-41
4.4	Vergleich der Haupt-Einflußfaktoren auf den SR-Index	IV-42
4.5	Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen von Abschnitt IV	IV-43
5	Literatur.....	IV-43
	Anhang.....	IV-48

Abschnitt V: Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit unterschiedlicher Umlandnutzung

1	Einleitung.....	V-2
2	Material und Methoden	V-4
2.1	Auswahl der Untersuchungsgewässer und zeitlicher Rahmen	V-4
2.2	Beprobung der PSM-Belastung	V-6
2.2.1	Suspendierte Schwebstoffe	V-7
2.2.2	Hochwassersammler	V-7
2.2.3	Analyse der Proben	V-8
2.2.4	Berechnung der Gesamttoxizität anhand von Schwebstoffbelastungswerten.....	V-10
2.3	Tierprobenahme	V-11

Abschnitt V (fortgesetzt)

2.4	Messung chemisch-physikalischer Parameter	V-12
2.5	Bewertung von Gewässerstruktur und –morphologie.....	V-13
2.6	Berechnungen und Statistik	V-14
2.6.1	Berechnung des Saprobieindex und der physikalisch-chemischen Belastungsst. ..	V-15
2.6.2	Berechnung der SR-Index Werte	V-15
3	Ergebnisse	V-16
3.1	Belastung der Untersuchungsgewässer mit Pflanzenschutzmitteln	V-16
3.2	Struktur- und Umlandparameter	V-18
3.3	Schwebstofffracht und physikalisch-chemische Meßparameter	V-21
3.4	Beschreibung der Zönosen-Zusammensetzung	V-22
3.4.1	Allgemeine Kennwerte der Gemeinschaft	V-22
3.4.2	Gemeinschaftsunterschiede in Abhängigkeit von der Umlandnutzung	V-23
3.4.3	Differenzierung für ökologische Umlandnutzung und extensive Weidewirtschaft..	V-24
3.4.4	Einfluß der Höhenlage der Gewässer.....	V-25
3.4.5	Ergänzende Ergebnisse	V-26
4	Diskussion	V-27
4.1	Unterschiede in der PSM-Belastung der Gewässer	V-27
4.2	Unterschiede in anderen abiotischen Parametern	V-28
4.3	Unterschiede in den Wirbellosen-Gemeinschaften	V-29
4.3.1	PSM als Ursache	V-29
4.3.2	Höhenlage als Ursache	V-30
4.4	Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen von Abschnitt V	V-30
5	Literatur	V-31

Abschnitt VI: Nachweis der Bioverfügbarkeit von Organophosphaten mit Hilfe von Fisch-Cholinesterasen

1	Einleitung	VI-1
2	Material und Methoden	VI-3
2.1	Fang und Präparation der Fische.....	VI-3
2.2	Biochemische Assays.....	VI-3
2.3	Gewässer und Zeitraum der Untersuchungen	VI-4
2.4	Statistik.....	VI-4
3	Ergebnisse	VI-5
3.1	Belastung der Gewässer vor dem Fang der Fische	VI-5
3.2	Abhängigkeit der BChE-Aktivität von der OP-Belastung der Gewässer	VI-5
4	Diskussion	VI-7
4.1	Unterschiedliche Empfindlichkeiten von BChE und AChE	VI-7
4.2	Vergleich der BChE-Aktivitäten mit der OP-Belastung der Gewässer	VI-7
4.3	Schlußfolgerungen aus Abschnitt VI	VI-8
5	Literatur	VI-9

Abschnitt VII: Freilandnahe Mikrokosmosstudie über die Wirkungen von toxischen Stickstoffkomponenten und Schwebstoffen auf die Makroinvertebratenzönose kleiner Fließgewässer

1	Einleitung	VII-2
1.1	Wirkung von toxischen Stickstoffkomponenten.....	VII-2
1.2	Wirkung von Schwebstoffen.....	VII-3

Abschnitt VII (fortgesetzt)

2	Material und Methoden	VII-4
2.1	Allgemeines	VII-4
2.2	Untersuchungssystem und Tierbesatz	VII-4
2.3	Ammoniumcarbonat-Kontamination	VII-5
2.4	Schwebstoff-Kontamination	VII-5
2.5	Physikalisch-chemische Parameter	VII-6
2.6	Emergenz und Populationsdynamik	VII-6
2.7	Statistik	VII-7
3	Ergebnisse	VII-8
3.1	Wirkung von toxischen Stickstoffkomponenten	VII-8
3.1.1	Abundanzänderungen bei <i>G. pulex</i>	VII-9
3.1.2	Abundanzänderungen bei <i>R. ovata</i>	VII-10
3.1.3	Schlupfrate von <i>L. lunatus</i>	VII-11
3.1.4	Zusammenfassung der Ergebnisse aus 3.1	VII-12
3.2	Wirkung von Schwebstoffen	VII-13
3.2.1	Abundanzänderungen bei <i>G. pulex</i>	VII-13
3.2.2	Abundanzänderungen bei <i>R. ovata</i>	VII-14
3.2.3	Schlupfrate von <i>L. lunatus</i>	VII-15
3.2.4	Zusammenfassung der Ergebnisse aus 3.2	VII-16
4	Diskussion	VII-17
4.1	Wirkung von toxischen Stickstoffkomponenten	VII-17
4.2	Wirkung von Schwebstoffen	VII-19
5	Schlußfolgerungen	VII-20
6	Literatur	VII-21

Abschnitt VIII Wirkung freilandrelevanter Insektizid-Konzentrationen auf die Makroinvertebraten-Gemeinschaft in Mesokosmen

1	Einleitung	VIII-2
2	Material und Methoden	VIII-3
2.1	Aufbau der Mesokosmen	VIII-3
2.2	Abiotische Parameter	VIII-4
2.3	Kontamination	VIII-5
2.4	Erfassung der Organismen	VIII-7
3	Ergebnisse	VIII-8
3.1	Drift von <i>Gammarus pulex</i>	VIII-8
3.2	Veränderung der Populationsdichte und Gemeinschaftszusammensetzung	VIII-9
3.3	Zerkleinerungsleistung der Gemeinschaft	VIII-18
4	Diskussion	VIII-21
4.1	Drift von <i>Gammarus pulex</i>	VIII-21
4.2	Veränderung der Populationsdichte und Gemeinschaftszusammensetzung	VIII-21
4.3	Unterschiede in den Ergebnissen der Experimente	VIII-22
4.4	Zerkleinerungsleistung der Gemeinschaft	VIII-24
5	Literatur	VIII-25

Abschnitt IX Integration der Ergebnisse des Projektes in nationale und Europäische Bewertungsansätze

1	Einführung in die Belastungscharakteristik von Agrarfließgewässern	IX-1
1.1	Bedeutung kleiner Gewässer	IX-1

Abschnitt IX (fortgesetzt)

1.2	Ableitung freilandrelevanter Expositionsszenarien	IX-2
1.3	Auftretenswahrscheinlichkeit von Eintragsereignissen	IX-3
2	Biologische Reaktionen auf Pflanzenschutzmittel-Einträge im Freiland	IX-5
3	Bewertung diffuser Pflanzenschutzmittel-Belastungen von Fließgewässern	IX-7
4	Ableitung eines Leitbildgewässers als Grundlage einer Bewertung	IX-8
5	Zukünftige Integration in nationale Bewertungsansätze	IX-10
6	Bezug zur Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)	IX-11
6.1	Fließgewässerbewertung im Rahmen der WRRL	IX-11
6.2	Möglichkeiten der Anwendung des SR-Index im Rahmen der WRRL	IX-11
7	Literatur	IX-14

Abschnitt I

Zusammenfassung und Summary

Pflanzenschutzmittel (PSM) werden im Zuge ihrer Anwendung in der Landwirtschaft in Gewässer eingetragen und können sich dort nachteilig auf die Biozönosen auswirken. Dieser Zusammenhang war im Vorfeld des vorliegenden Projektes anhand von Arbeiten zu Fallbeispielen für einzelne Gewässer belegt worden. Es resultierte die Frage, inwiefern auch auf der Ebene zahlreicher Gewässer im Landschaftsmaßstab ein Zusammenhang zwischen der Pflanzenschutzmittel-Belastung und der Ausprägung aquatischer Lebensgemeinschaften belegt werden kann.

Die Beantwortung dieser Frage anhand von Freilanderfassungen und freilandrelevanten experimentellen Untersuchungen stellt die grundlegende Zielsetzung des vorliegenden Projektes dar. Auf der Basis der Ergebnisse sollten darüber hinaus Aussagen zur Ableitung von Qualitätsanforderungen für PSM in Oberflächengewässern auf nationaler und europäischer Ebene gemacht werden.

Bei der Beantwortung der o.g. Frage ist man mit einer Reihe von Problemen konfrontiert, die die Ableitung eines sehr speziellen Untersuchungsansatzes erfordern. Zunächst einmal kann nur ein Untersuchungsdesign, welches im wesentlichen aus Freilanderfassungen der Belastung und der Lebensgemeinschaften besteht für eine Problemlösung dienen. Bereits die Erfassung der PSM- Belastung ist mit zahlreichen Schwierigkeiten verbunden, da es sich hierbei hinsichtlich des zeitlichen und räumlichen Auftretens um kaum vorhersagbare Ereignisse handelt. Zur Lösung dieser Problematik wurden für das vorliegende Projekt elektronisch gesteuerte, ereignisbezogene Probenahmegeräte entwickelt und erfolgreich für die Belastungsmessung eingesetzt.

Die entscheidende Herausforderung stellt jedoch die kausale Verknüpfung von gemessener Belastung und Ausprägung der Lebensgemeinschaft im Gewässer dar, denn das Vorkommen von Arten wird durch eine Reihe von Parametern beeinflusst. Insbesondere in kleineren und mittelgroßen Fließgewässern in der Agrarlandschaft, die anthropogen überformte Systeme darstellen, liegen zahlreiche weitere Stressorenkomplexe (Strukturarmut, Nährstoffbelastung, Gewässerunterhaltung etc.) vor. Letztlich bleibt hierdurch ein eindeutiger Beweis der Bedeutung eines einzelnen Einflußfaktors (z.B. PSM-Belastung) unmöglich, wenn gleichzeitig durch Untersuchungen im Freiland ein ausreichendes Maß an Realitätsnähe erhalten bleiben soll. Um jedoch trotz dieser Vorbedingungen eine Identifikation und Bewertung des Einflußfaktors PSM vornehmen zu können, wurde eine mehrteilige Strategie verfolgt.

So wurden die PSM-Belastung und die aquatische Gemeinschaft im Braunschweiger Umland in Gewässern untersucht, bei denen von einer deutlichen Belastung und damit resultierend von potentiellen Zusammenhängen ausgegangen werden konnte. Die Variabilität weiterer Einflußfaktoren wurde durch die lokale Nähe der Probestellen zueinander und durch die Wahl von Probestellen, bei denen der Faktor "diffuser Stoffeintrag aus der Landwirtschaft" eine hohe Rolle zu spielen schien, reduziert.

In einem parallelen Ansatz wurden Gewässer in einem wesentlich weiteren geographischen Rahmen in Nord- und Mitteldeutschland untersucht. Hierbei wurde eine Reduktion der Bedeutung weiterer Einflußfaktoren durch die parallele Untersuchung von Probestellen mit konventionell genutztem Einzugsgebiet und ökologischem Landbau im Einzugsgebiet verglichen. Die wesentliche Unterscheidung dieser Probestellen sollte in der PSM-Belastung liegen, die somit in ihrer Wirkung identifiziert werden kann.

Zur Absicherung der Ergebnisse aus dem Freiland wurden verschiedene experimentelle Untersuchungen in Fließgerinnen durchgeführt. In Freiland-Mikrokosmen wurde der Einfluß von Sedimenteinträgen und Nährstoffbelastungen, insbesondere toxischer Stickstoffverbindungen, auf Beispielorganismen aus landwirtschaftlichen Fleißgewässern bewertet. Diese Stressoren treten im Freiland z.B. während Oberflächenrunoff zusammen mit PSM-Belastungen auf und wurden durch diesen Untersuchungsansatz differenziert bewertbar.

In Freiland-Mesokosmen, die einen Gewässerausschnitt mit den wesentlichen Reaktionsmöglichkeiten der Fauna auf Schadstoffbelastung repräsentieren, konnte der Einflußfaktor PSM-Belastung isoliert von allen anderen Einflußfaktoren untersucht werden. Es wurden freilandtypische, kurzzeitige PSM-Belastungen verwendet und deren Auswirkungen auf komplexe Vielartengemeinschaften, innerhalb derer zahlreiche Formen biologischer Interaktionen möglich waren untersucht.

Aus den Ergebnissen wurde ein neuartiges Bewertungssystem entwickelt, welches autökologische Eigenschaften der Wirbellosenarten verwendet und für die Indikation von PSM-Belastungen optimiert wurde. Dieses Bewertungssystem konnte schließlich auch für die Einordnung der Bedeutung der Einflußfaktors diffuse PSM-Belastung in nationale und europäische Bewertungsansätze genutzt werden.

Die im Rahmen des Projektes angewendeten Methoden und die erzielten Ergebnisse werden im folgenden für die verschiedenen Teilprojekte zusammengefaßt.

Als eine erste Annäherung an die Erarbeitung von freilandrelevanten Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen erfolgt in Abschnitt III eine Einteilung von Makroinvertebratentaxa hinsichtlich ihrer physiologischen Empfindlichkeit gegenüber toxischen organischen Verbindungen. Hierzu wurden mit Hilfe der USEPA Datenbank AQUIRE für 196 Arten und 211 verschiedene organische Substanzen Toxizitätswerte recherchiert und im Vergleich zu den Werten für *Daphnia magna* in einer relativen Skala eingeordnet. Es wurde gezeigt, daß statistisch zwischen empfindlichen (z.B. Plecoptera oder Amphipoda) und weniger empfindlichen Gruppen (z.B. Hirudinea oder Gastropoda) unterschieden werden kann. Diese

Einteilung der Taxa ermöglichte die ökotoxikologische Bewertung der Ergebnisse aus den ebenfalls im Rahmen des vorliegenden Projektes durchgeführten Freiland- und Mesokosmenuntersuchungen.

Zur Optimierung der PSM-Probenahme im Freiland wurden ereignisbezogene elektronisch gesteuerte Probenehmer entwickelt und eingesetzt. Die Probenahme kann mit Hilfe verschiedener Eingangssignale (z.B. Niederschlag oder Pegeländerung) getriggert werden und es erfolgt direkt eine Aufreinigung der Proben durch die angeschlossene Festphasenextraktion. In etwa 75% der untersuchten Gewässer wurden Fungizide (u.a. Strobilurine), Herbizide (hauptsächlich Isoproturon) und Insektizide (z.B. Parathion-ethyl) nachgewiesen. Die nachgewiesenen Konzentrationen lagen dabei häufig zwischen 0,1 µg/L und 1 µg/L (Abschnitt IV). Gewässer mit konventioneller Ackernutzung im Umland waren deutlich höher belastet als Gewässer mit ökologischer Umlandnutzung oder mit konventionell genutzten Weideflächen im Einzugsgebiet (Abschnitt V). Um Vergleiche zu ermöglichen, wurde die Bewertung des in den jeweiligen Gewässern vorhandenen toxischen Potentials infolge PSM-Belastung durch die Aufsummierung der Toxizitäten der nachgewiesenen Stoffe vorgenommen (Abschnitt IV).

Durch den statistischen Vergleich der Belastung der untersuchten Gewässer im Braunschweiger Umland mit der Verteilung von Makroinvertebraten wurden Gruppen von Zeigerarten für die Belastung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer mit PSM abgeleitet (Abschnitt IV). Auf dieser Basis wurde ein biologisches Indikatorsystem für die PSM-Belastung entworfen. Dieses basiert auf der Errechnung eines SR-Index aus der o.g. physiologischen Empfindlichkeit der Arten, welche mit Eigenschaften des Reproduktions- bzw. Lebenszyklus (Schlupfzeitpunkt, Generationsdauer) verrechnet wird. Der SR-Index zeigt einen sehr hohen statistischen Zusammenhang ($R = 0,85$; $p < 0,0001$) mit der PSM-Belastung eines Gewässers, welche als aufsummierte Toxizität der nachgewiesenen Wirkstoffe ausgedrückt wurde (Abb. I-1). Es kann gefolgert werden, daß durch die PSM-Belastung Veränderungen in der Zusammensetzung der Gewässerzönosen auftreten, die sich auf physiologische und autökologische Eigenschaften der Arten zurückführen lassen. Die Gemeinschaften weisen mit zunehmender Belastung einen höheren Anteil physiologisch unempfindlicher bzw. bivoltiner bis plurivoltiner Arten mit zwei oder mehr Generationszyklen im Jahr auf.

Unterstützend zu den Ergebnissen aus dem Braunschweiger Umland weisen auch die in Abschnitt V dargestellten Ergebnisse aus Fließgewässern in Nord- und Mitteldeutschland, die sich in ihrer Umlandnutzung unterschieden, deutlich auf einen negativen Einfluß von PSM-Belastungen auf aquatische Lebensgemeinschaften hin. Zunächst konnten in Abhängigkeit von der Landnutzungsform Unterschiede in der PSM-Belastung in suspendierten Schwebstoffen angrenzender Gewässer festgestellt werden. Die Probenahme der Schwebstoffe erfolgte mit kontinuierlich arbeitenden Passivsammlern. Während an Probestellen mit integrierter Umlandnutzung (i) insgesamt 46 Nachweise erfolgten, von denen 10 Insektizidfunde waren, konnten an Probestellen mit ökologischer Umlandnutzung oder Weidewirtschaft (ö/w) nur insgesamt 3 Nachweise gemacht werden, die sich alle auf das Fungizid Epoxiconazol

beziehen. Es zeigt sich, daß bei allen sieben Probestellenpaaren der SR-Index an der i-Probestelle höher ist als an der entsprechenden ö/w-Probestelle (Abb. I-2). Das heißt, daß die Gemeinschaftsstrukturen an den jeweiligen i-Probestellen eher durch weniger sensitive und an kurzfristige Störungen angepaßte Arten dominiert werden. Diese negative Beeinflussung der Lebensgemeinschaften bei unterschiedlicher Umlandnutzung ließ sich ebenfalls statistisch absichern ($p = 0,031$). Hierfür ist nach den vorliegenden Ergebnissen in wesentlichem Maße die PSM-Belastung verantwortlich, ihr Einfluß wird jedoch von anderen Faktoren, wie z.B. der Höhenlage der Gewässer überlagert. Es kann gefolgert werden, daß eine geänderte Landnutzung auch zu einer Reduktion der PSM-Einträge in Oberflächengewässer führen wird.

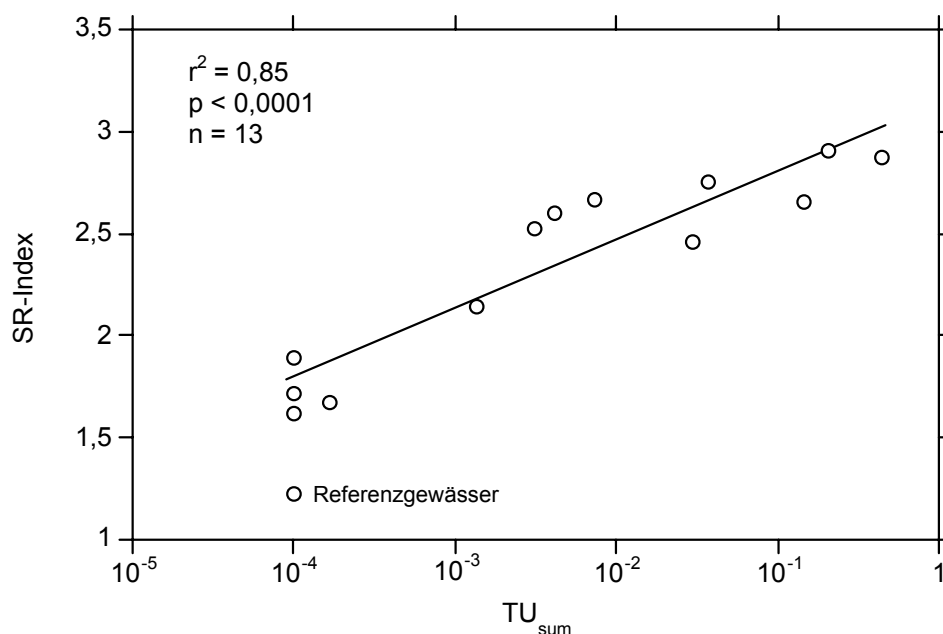


Abb. I-1: Zusammenhang zwischen SR-Index und gemessener PSM-Belastung (als aufsummierte Toxizität) an 13 Untersuchungsgewässern im Braunschweiger Raum.

Die Zuordnung von Belastung und biologischer Reaktion wurde durch einen mehrstufigen Ansatz realisiert. Ergänzend zu den Freilandmessungen der Wirbellosen-Lebensgemeinschaften wurde der Nachweis geführt, daß die vorhandene Exposition mit PSM eine biologische Reaktion hervorrufen kann und daß die PSM bioverfügbar sind. Hierfür wurde ein Cholinesteraseassay an Fischen durchgeführt (Abschnitt VI), mit dem sich Belastungen durch Organophosphorinsektizide (z.B. Parathion-ethyl) bzw. Carbamatinsektizide nachweisen lassen. Es zeigte sich, daß die im Freiland festgestellte Parathion-Belastung eine signifikante Reduktion der Cholinesteraseaktivität bei Freilandfängen des Dreistachligen Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) aus den entsprechenden Gewässern zur Folge hatte. Der damit geführte Wirknachweis auf suborganismischer Ebene kann aufgrund der physiologischen Elastizität von Organismen nicht mit der

Populationsentwicklung dieser Art in Verbindung gebracht werden. Für die Plausibilität des gesamten Vorhabens stellt jedoch der biologische Wirknachweis von Parathion-ethyl im Freiland eine wichtige Ergänzung dar.

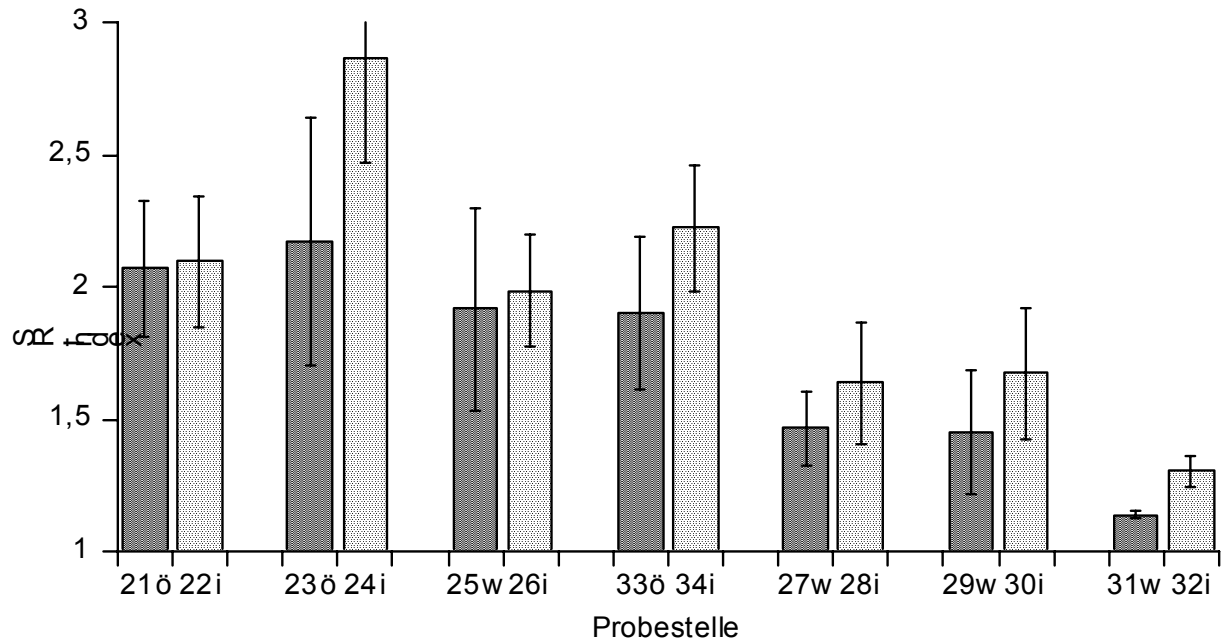


Abb. I-2 Mittelwerte und Standardfehler des SR-Index im paarweisen Vergleich von Untersuchungsgewässern im Nord- und Mitteldeutschen Raum, die sich hinsichtlich der Umlandnutzung unterscheiden (dunkel: ö/w-Probestellen; hell: i-Probestellen). i-Probestellen weisen über alle Probestellenpaare betrachtet einen signifikant schlechteren SR-Index auf als ö/w-Probestellen ($p = 0,031$).

Um den Einfluß weiterer im Freiland relevanter Einflußfaktoren abschätzen zu können, wurden Untersuchungen in künstlichen Freiland-Fließgewässer-Mikrokosmen durchgeführt (Abschnitt VII). Es wurde die Wirkung von chronischer Stickstoffbelastung (0,3 bis 30 mg/L Ammonium und dreimalig kurzzeitig (1h) erhöhter Schwebstoffkonzentration 0,3 bis 30 g/L (Trockengewicht) auf ausgewählte Makroinvertebraten (*Gammarus pulex*, *Limnephilus lunatus* und *Radix ovata*) untersucht. Bei einer Konzentration von 3 mg/L Ammonium, 0,91 mg/L Nitrit und 0,15 mg/L Ammoniak waren bei *G. pulex* Abundanzabnahmen gegenüber der Kontrolle zu verzeichnen. *R. ovata* und *L. lunatus* zeigten dagegen erst bei 10-fach höheren Konzentrationen signifikante Effekte. Lediglich bei *L. lunatus* konnte bei der höchsten Schwebstoffkonzentration (30 g/L) signifikante Effekte (Abnahme der Emergenz) festgestellt werden. Bei den im Rahmen des vorliegenden Projektes durchgeführten Freilanduntersuchungen lagen die Konzentrationen von Ammonium/Ammoniak, Nitrit und Schwebstoffen in wesentlich geringeren Bereichen als die effektiven Konzentration aus der entsprechenden Mikrokosmosstudie. Es kann somit gefolgert werden, daß diese Einflußfaktoren bei der Interpretation der vorliegenden Freilandergebnisse von untergeordneter Bedeutung sind.

Die im Freiland erarbeiteten Zusammenhänge zwischen Belastung und Veränderung der Populationsdichte einzelner Arten wurde zur Absicherung des Stressfaktors PSM-Belastung ebenso in komplexen Mesokosmen mit kontrollierten Randbedingungen nachvollzogen (Abschnitt VIII). Diese 20 m langen künstlichen Fließgerinne weisen zahlreiche Vorteile gegenüber kleineren und mehr artifiziellen Laborsystemen auf. So ist die Exposition aufgrund von Sorptionsprozessen realistischer. Intra- und interspezifische Interaktion zwischen den Organismen sind möglich und eine hohe Anzahl von Arten kann in ihrer Reaktion auf Schadstoffe über mehrere Monate beobachtet werden. Wiederbesiedlung ist für flugfähige Insekten aus einem nur wenige Meter entfernten unbelasteten Gewässer ebenfalls möglich. Die verwendeten Insektizide (1997 Esfenvalerat bzw. 1998 Esfenvalerat und Parathion-ethyl) sowie die Höhe der Kontamination (Kontaminationsdauer 1h, Konzentrationen von 0,01 - 10 µg/L) entsprechen der im Freiland gefundenen Belastung. In beiden Experimenten war nach der Kontamination eine Verminderung der Abundanz aller Arten im Mesokosmos mit steigender Kontamination festzustellen. Die Erhöhung des Anteiles insensitiver Arten an der Gesamtabundanz war zu bestimmten Zeitpunkten für die Gruppe der gering kontaminierten Ansätze (0,1 µg/L, 0,316 µg/L, 1 µg/L; ANOVA, $p = 0,013$) und der hoch kontaminierten Ansätze (3,16 µg/L, 10 µg/L; $p = 0,033$) gegenüber der Kontrolle signifikant. Somit kann der LOEC der Gemeinschaftsveränderung auf eine Konzentration von kleiner oder gleich 1 µg/L Esfenvalerat und Parathion-ethyl Nominalkonzentration festgelegt werden. Die real im Mesokosmos gemessene Konzentration lag in etwa um den Faktor 10 niedriger (0,1 µg/L Esfenvalerat und Parathion-ethyl). Entsprechend dieser Befunde ist im Freiland also unterhalb der Nachweisgrenze für Insektizide mit einer Veränderung der Gemeinschaftszusammensetzung zu rechnen.

Tab. I-1: Vorschlag für eine Einordnung der SR-Indexwerte, errechnet auf der Basis der Lebensgemeinschaft in die Zustandsklassen der WRRL. Zusätzlich ist der Summentoxizitätswert und die qualitative Beschreibung der PSM-Belastung aufgeführt.

EG-WRRL		SR-Index (Gemeinschaft)		Qualitative Beschreibung der PSM-Belastung
Status	EQR-Skala	Wert	als EQR	
Sehr guter Zustand	0,96 bis 1	1,0 bis 1,5	0,97 bis 1	Referenzgewässer, dauerhaft belastungsfrei
Guter Zustand*	0,81 bis 0,95	1,6 bis 2,0	0,77 bis 0,96	Belastung selbst durch Peakmessung kaum nachweisbar
Mäßiger Zustand	0,61 bis 0,8	2,1 bis 2,5	0,57 bis 0,76	Herbizid- und Fungizidbelastet**
Unbefriedigender Zustand	0,31 bis 0,6	2,6 bis 3,0	0,37 bis 0,56	Insektizid-, Herbizid- und Fungizidbelastet**
Schlechter Zustand	0 bis 0,3	3,1 bis 4,0	0 bis 0,36	Hohe Insektizid-, Herbizid- und Fungizidbelastung**

* Zielsetzung für alle Gewässer.

** Ergebnisse aus Peakmessungen.

Abschließend wurden in Abschnitt IX die Projektergebnisse zur Bewertung von Wirbellosen-Gemeinschaften hinsichtlich der PSM-Belastung von Gewässern eingeordnet. Dies geschah im Wesentlichen über den im Abschnitt IV vorgestellten SR-Index, der auf den physiologischen und autökologischen Eigenschaften der Arten beruht. Demnach ist ein Leitbild- oder Referenzgewässer durch einen vergleichsweise hohen Anteil (>5%) von semivoltinen Arten mit einer Generationsdauer von mehr als 12 Monaten gekennzeichnet. Gleichzeitig ist der Anteil bi- bis plurivoltiner Arten mit zwei oder mehr Generationen pro Jahr relativ gering (<15%). Analog zu den gebräuchlichen Zielsetzungen in der allgemeinen Güteüberwachung der Gewässer wird vorgeschlagen, den Status „Guter Zustand“ der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) als Zielsetzung auch für kleine Gewässer anzustreben. Für diese Zustandsklasse wurde eine Spanne des SR-Index von 1,6 bis 2,0 festgelegt, was mit der Gruppe der als "unbelastet" eingestuften Gewässer aus Abschnitt IV übereinstimmt (Tab. I-1). Alle Gewässer mit einem SR-Index ab 2,1 fallen nach WRRL in die Zustandsklasse "Mäßiger Zustand" oder schlechter. Die aus der in Abschnitt IV dargestellten Untersuchung am schlechtesten eingestuften Gewässer mit einem SR-Index >2,6 sind der Zustandsklasse "Unbefriedigender Zustand" nach WRRL zuzuordnen.

Summary

When pesticides are applied for agricultural purposes, a certain amount enters local bodies of water and can have negative effects on the biocenoses there. This relationship had been established by work on exemplary cases in individual bodies of water prior to the present project, but its generality remained in question. That is, to what extent can a relationship between pesticide load and the characteristics of aquatic communities be documented at the level of numerous bodies of water distributed over large areas?

To answer this question by means of field assessments and experimental investigations relevant to the field is the fundamental objective of the present project. In addition, it is intended to derive from these results information that can be used to establish national and pan-European quality requirements regarding pesticides in surface waters.

The above question presents a number of problems that make it necessary to work out a very special research approach. For one thing, only a design based substantially on field investigations of contamination and of the biological communities can provide a useful answer. But the measurement of pesticide load is itself associated with many difficulties, because it is practically impossible to predict when and where the agents will appear. To solve this problem, for the present project electronically controlled, event-triggered sampling devices were developed and were successfully used to measure transient contamination.

The crucial demand, however, was to determine whether there is a causal link between measured contamination and characteristics of the aquatic community, which is problematic because a number of parameters influence species composition. Especially in small and medium-sized streams in the agrarian landscape, which represent anthropogenically modified systems, many other stressor complexes are present (reduced structural complexity, eutrophication, maintenance work etc.). As a result, it is ultimately impossible to demonstrate conclusively the significance of a single influential factor (e.g., pesticide load) while simultaneously preserving a sufficient degree of realism by doing the investigations in the field. So as to identify and evaluate pesticides as an influential factor despite these preconditions, a composite strategy was adopted.

Thus one approach was to examine the pesticide load and the aquatic community in waters near Braunschweig that were known to be distinctly contaminated and hence were expected to demonstrate potential consequences. The variability of other influential factors was reduced by the proximity of the sampling sites to one another and by choosing sites where the factor „nonpoint-source pollution“ appeared to play a major role.

In a parallel approach bodies of water were sampled on a considerably larger geographical scale, in northern and central Germany. Here a reduction in the significance of other influential factors was achieved by studying in parallel sites with catchment regions where

different agricultural methods were used, some conventional and others ecologically oriented. These two kinds of sites ought to differ substantially only in pesticide load, the effect of which should thus be identifiable.

To check the results from the field, various experimental tests were performed in channels of flowing water. In field microcosms the influence of sediment inputs and nutrient substances, in particular toxic nitrogen compounds, on exemplary organisms of agricultural streams was evaluated. In the field these stressors are introduced, for example, in surface runoff together with pesticides, and with this research approach they could be evaluated individually.

In field mesocosms, which represent a section of a body of water in which the most important potential reactions of the fauna to contaminants are demonstrated, the pesticide factor could be examined in isolation from all other influential factors. Brief pesticide loads typical of those in the field were used, to test their effects on complex communities comprising diverse species, within which many forms of biological interactions were possible.

From the results a new kind of evaluation system was developed, which utilizes autecological properties of invertebrate species and was optimized for indication of pesticide contamination. This system could ultimately be used for ranking the significance of nonpoint-source pesticide contamination in national and European classifications of influential factors.

The methods employed in this project and the results obtained are summarized in the following for the various individual approaches.

As a first approximation for working out field-relevant concentration-effect relationships, in Section III macroinvertebrate taxa are classified according to their physiological sensitivity to toxic organic compounds. Toxicity values were obtained from the USEPA database AQUIRE for 196 species and 211 different organic substances and were organized on a relative scale in comparison to the values for *Daphnia magna*. It was possible to distinguish statistically between sensitive (e.g., Plecoptera or Amphipoda) and less sensitive (e.g., Hirudinea or Gastropoda) groups. This classification of taxa enabled an ecotoxicological evaluation of the results obtained from the field and mesocosm studies that also formed part of this project.

To optimize pesticide sampling in the field, event-related electronically controlled samplers were developed and employed. The sampling can be triggered by various input signals (e.g., precipitation or change in water level) and the samples are preserved and concentrated directly by subsequent solid-phase extraction. In about 75% of the waters tested, fungicides (including strobilurins), herbicides (mainly isoproturon) and insecticides (e.g., parathion-ethyl) were demonstrated. Their concentrations were often between 0.1 µg/L and 1 µg/L (Section IV). Bodies of water in conventionally cultivated surroundings were distinctly more contaminated than those with catchment regions comprising ecologically managed crops or conventional pastures (Section V). To enable comparisons, the toxic potential in each body of water resulting from pesticide contamination was evaluated by adding up the toxicities of the various substances (Section IV).

By statistical comparison of the contamination of the waters studied in the vicinity of Braunschweig with the distribution of macroinvertebrates, groups of indicator species for the contamination of small and medium-sized streams with pesticides were derived (Section IV). On this basis a biological indicator system for pesticide contamination was set up. It is based on calculation of an SR index from the physiological sensitivities found for the species, and takes into account features of reproduction and life cycle (time of emergence, duration of a generation). The SR index is statistically very closely correlated ($R = 0.85$; $p < 0.0001$) with the pesticide contamination of a stream, expressed as the total toxicity of all the agents detected (Fig. I-1). It can be inferred that pesticide contamination causes changes in the composition of the aquatic communities, which are ascribable to physiological and autecological properties of the species. As contamination increases, the communities exhibit a greater proportion of physiologically insensitive and/or of bivoltine to plurivoltine species (with two or more generation cycles per year).

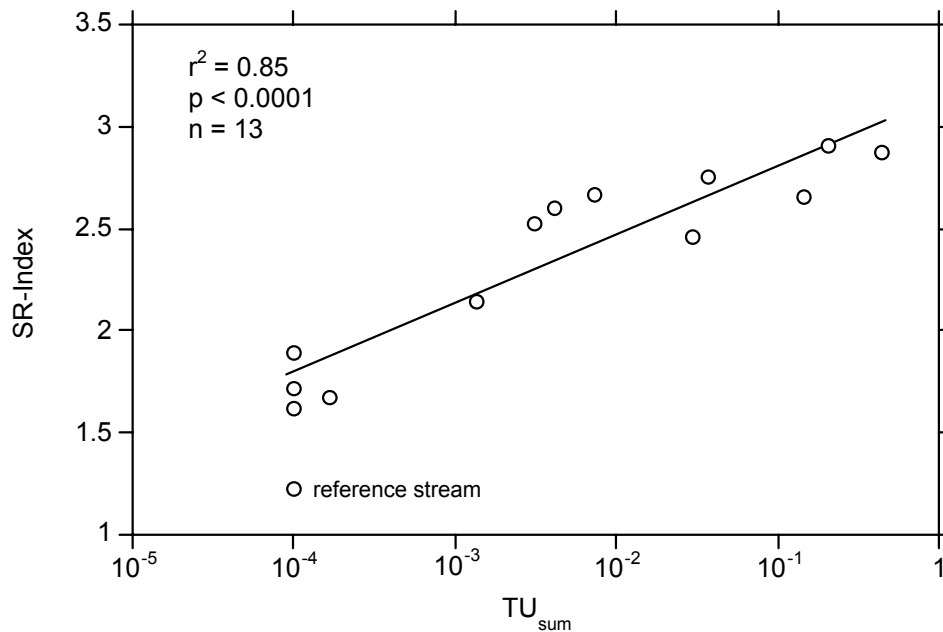


Fig. I-1: Correlation of the SR-Index and the measured pesticide contamination (expressed by adding up the toxicities) at 13 sites in the region of Braunschweig.

Corroborating the results from the Braunschweig region, the findings presented in Section V from streams with differently farmed surroundings in northern and central Germany clearly indicate a negative influence of pesticide contamination on aquatic communities. First, differences in the pesticide content of suspended materials in the streams were found to be related to the agricultural methods used nearby. The suspensions were sampled with continuously operating passive collecting devices. Whereas at sampling sites with integrated agriculture in the surroundings (i) altogether 46 samples were contaminated, 10 of them by insecticides, at sites adjacent to ecologically managed fields or pastures (e/p) only 3

contaminated samples were found, all containing the fungicide epoxiconazol. It is evident that for all seven site pairs the SR index at the i site is higher than at the corresponding e/p site (Fig. I-2). That is, the community structures at the i sites tend to be dominated by species that are less sensitive and are adapted to brief disturbances. This negative influence on communities, depending on local agricultural methods, likewise proved statistically significant ($p = 0.031$). According to the present results, pesticides are to a great extent responsible for this effect, but their influence is accompanied by that of other factors such as the altitude of the stream. It can be concluded that suitably modified land management will result in a reduction of the pesticide inputs into surface waters.

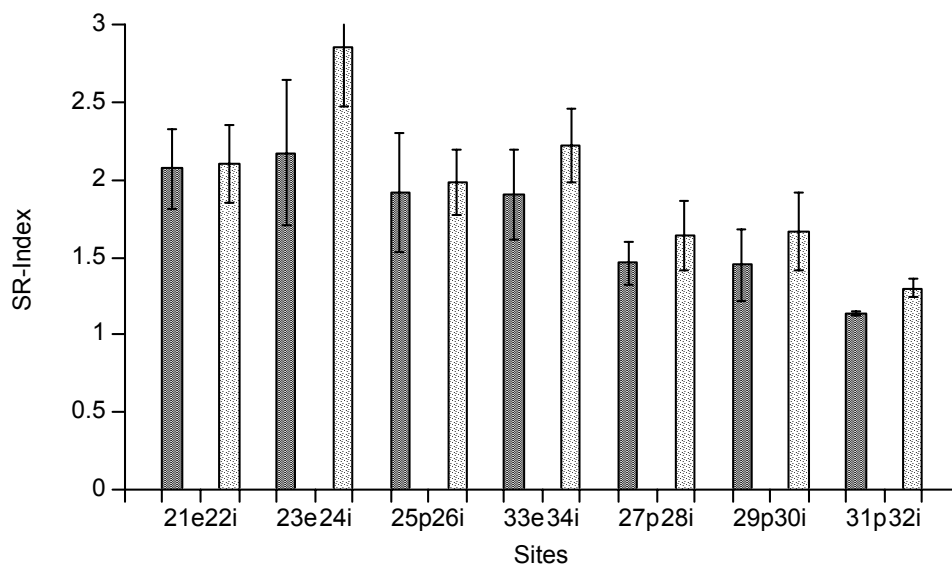


Fig. I-2 Mean and standard error of the SR-Index for the pairwise comparison of sites differing in the type of landuse (dark bars: e/p-sites: pale bars: i-sites) situated in northern and middle Germany. The SR-index is significantly higher at i-sites in comparison to e/p-sites ($p = 0.031$).

The relationship between contamination level and biological response was analyzed in a several-stage approach. The field assessments of invertebrate communities were supplemented by demonstrating that exposure to pesticides in the amounts detected can elicit a biological response and that the pesticides are bioavailable. A cholinesterase assay that can reveal contamination by organophosphate insecticides (e.g., parathion-ethyl) and carbamate insecticides was carried out on fishes (Section VI). Parathion at the concentrations found in the field proved to cause a significant reduction of cholinesterase activity in three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) that had been caught in the streams concerned. From this demonstration of an effect at the suborganismic level one cannot infer changes in the population of this species, because of the physiological flexibility of organisms. However, the fact that parathion-ethyl does produce a biological effect in the field is important supplementary evidence of the plausibility of the entire project.

In order to estimate the influence of other field-relevant factors, experiments were performed in artificial stream microcosms approximating field conditions (Section VII). The action of

chronic nitrogen contamination (0.3 to 30 mg/L ammonium) and three brief (1 h) increases in concentration in suspended matter (0.3 to 30 g/L dw) was tested with selected macroinvertebrates (*Gammarus pulex*, *Limnephilus lunatus* and *Radix ovata*). With concentrations of 3 mg/L ammonium, 0.91 mg/L nitrite and 0.15 mg/L ammonia, the abundance of *G. pulex* decreased with respect to the control. In contrast, *R. ovata* and *L. lunatus* exhibited effects only at concentrations 10-fold higher. It was only at the highest suspended-matter concentration (30 g/L) that *L. lunatus* was significantly affected (decreased emergence). In the field studies carried out as part of this project, the concentrations of ammonium/ammonia, nitrite and other suspended substances were in considerably lower ranges than the concentrations found to be effective in the corresponding microcosm study. It can thus be concluded that these factors are of subordinate importance in the interpretation of the present field results.

The relationships found in the field between contamination and altered population density of individual species were also found in experiments with complex mesocosms under controlled boundary conditions, designed to verify pesticide load as a stress factor (Section VIII). These 20-m-long channels filled with running water have many advantages over smaller and more artificial laboratory systems. Because sorption processes are involved, the exposure is more realistic. Intra- and interspecific interactions between the organisms are possible, and a large number of species can be monitored for several months for a response to contaminants. Recolonization is also possible for flying insects, as an uncontaminated stream is only a few meters away. The insecticides used here (esfenvalerate in 1997, esfenvalerate and parathion-ethyl in 1998) and the degree of contamination (exposure duration 1 h, concentrations 0.01 - 10 µg/L) correspond to those found in the field. In both experiments exposure was followed by a decrease in abundance of all species in the mesocosm, greater with increasing contamination. An increase in the contribution of insensitive species to the overall abundance, with respect to the control, was at times significant for the group of low-concentration trials (0.1 µg/L, 0.316 µg/L, 1 µg/L; ANOVA, $p = 0.013$) as well as the high-concentration group (3.16 µg/L, 10 µg/L; $p = 0.033$). Thus the LOEC for the community effect can be set at a concentration lower than or equal to 1 µg/L esfenvalerate and parathion-ethyl (nominal concentration). The actually measured concentration in the mesocosm was lower by about the factor 10 (0.1 µg/L esfenvalerate and parathion-ethyl). On the basis of these findings, then, a change in community composition can be expected to occur in the field below the detection limit for insecticides.

In conclusion, in Section IX the project results are organized to show the relative value of invertebrate communities for indicating the pesticide contamination of bodies of water. This organization is mainly based on the SR index presented in Section IV, which in turn is based on the physiological and autecological features of the species. It shows that a reference body of water is characterized by a comparatively high proportion (>5%) of semivoltine species, with a generation duration of more than 12 months. At the same time, the proportion of bi- to plurivoltine species, with two or more generations per year, is relatively low (<15%). In analogy to the customary target values for general quality monitoring of bodies of water, it is proposed to use the status „Good status“ of the European Water Directive as a target for small

bodies of water as well. For this condition an SR-index range from 1.6 to 2.0 was specified, which matches the value for the group of waters classified as „uncontaminated“ in Section IV (Tab. I-1). All waters with an SR index of 2.1 or more, according to the European Water Directive, are in the category „Moderate status“ or worse. The bodies of water classified as worst in Section IV, with an SR index >2.6 , should be assigned to the the European Water Directive category „Poor Status“.

Tab. I-1: Suggested relation of the SR-Index based on the macroinvertebrate community and the status classification of surface waters according to the European Water Directive. Additionally, the qualitative description of the pesticide contamination is given.

European Water Directive		SR-Index (community)		Qualitative description of the pesticide contamination
Status	EQR-scale	Value	as EQR	
High status	0.96 to 1	1.0 to 1.5	0.97 to 1	Reference site, permanently free of pollution
Good status*	0.81 to 0.95	1.6 to 2.0	0.77 to 0.96	Even peak values do usually not indicate a pollution
Moderate status	0.61 to 0.8	2.1 to 2.5	0.57 to 0.76	Herbicides and fungicides**
Poor status	0.31 to 0.6	2.6 to 3.0	0.37 to 0.56	Insecticides, herbicides and fungicides**
Bad status	0 to 0.3	3.1 to 4.0	0 to 0.36	High levels of insecticides, herbicides and fungicides**

* Target status for all surface waters.

** Resulting from peak measurements.

II Einleitung

Einführung in das Untersuchungskonzept

Die Erstellung einer Belastungs-Wirkungs-Beziehung zwischen Pflanzenschutzmittel (PSM) und Gewässer-Lebensgemeinschaft ist Voraussetzung für die Ableitung von Qualitätsanforderungen aus Freilanddaten. Die Schwierigkeit einer derartigen Vorhersage der Effekte von PSM im Freiland liegt in der Vielzahl von weiteren Faktoren begründet, die eine Veränderung der Gemeinschaft hervorrufen. Die vollständige Isolation der PSM-Wirkung gegenüber allen anderen Faktoren im Problemfeld der hier untersuchten Einträge aus der Landwirtschaft ist nach Meinung der Autoren mit vertretbarem Aufwand nicht möglich.

Es wird jedoch der Versuch unternommen, eine weitgehende Isolation der PSM-Wirkung gegenüber anderen Faktoren durchzuführen und somit eine Belastungs-Wirkungs-Beziehung zwischen PSM und Gewässer-Lebensgemeinschaft zu ermitteln. Dies wird durch eine Vielzahl sich ergänzender Untersuchungen erreicht.

Folgende Bereiche wurden bearbeitet:

- * Probenahmemethoden zur ereignisbezogenen Erfassung der PSM wurden weiterentwickelt, um auch an vielen Gewässern preiswert eine Erfassung durchführen zu können.
- * Somit konnten diverse Gewässer untersucht werden, um gewässertypische Unterschiede von Gemeinsamkeiten in der Reaktion der Gemeinschaft auf PSM auf statistischer Basis zu identifizieren.

- * Es wurden suborganismische Reaktionen untersucht. Spezifische Biomarker mit eindeutiger Konzentrations-Wirkungsbeziehung gegenüber Organophosphaten ermöglichen im Freiland den eindeutigen Nachweis biologischer Verfügbarkeit dieser PSM. Sie ermöglichen jedoch nicht die Interpolation dieser Effekt in Bezug auf Effekte auf Individual-, Populations- und Gemeinschaftsebene. Treffend wurde diese Problematik von (Schwoerbel, 1993) formuliert: "Ein noch so genaues Studium der einzelnen Elemente in vitro erlaubt NICHT eine Erkenntnis der Systemeigenschaften. Eine rigorose Analytik, welche die organisierte Komplexität zerstört, führt zum Verlust genau jener Eigenschaften, die es zu Erkennen gilt."
- * Zur Identifikation der Effekte von PSM auf Populations- und Gemeinschaftsniveau wurde eine Kaskade von Experimenten durchgeführt, die folgende Systeme umfaßte: *In situ* Bioassays zur weitgehenden Isolation von Effekten der PSM im Freiland. In Fließgewässer-Mesokosmen wurde die Reaktion einer vollständigen Gemeinschaft auf definierte PSM-Kontamination bewertet. Hier fehlten naturgemäß die freilandtypischen Begleitfaktoren wie z. B. Sedimentbelastung. In Fließgewässer-Mikrokosmen wurden Grundlagen erarbeitet, um die Interpolation der Ergebnisse von Testsystemen auf das Freiland zu verbessern.
- * Es wurde ein Modell erarbeitet, welches bekannte Informationen zu den Arten in Bezug auf PSM-Sensitivität und Wiederbesiedlungsfähigkeit verwendet, um die Gemeinschaftszusammensetzung aufgrund der PSM-Belastung vorherzusagen und auch umgekehrt aus der Gemeinschaftszusammensetzung eine zurückliegende PSM-Belastung zu erkennen. Die Gültigkeit dieses Modells soll durch die Ergebnisse im Freiland und in den Testsystemen validiert werden.

Durch die Integration der aufgeführten Arbeiten werden abschließend Qualitätsanforderungen für kleine Flachlandfließgewässer definiert und im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie formuliert.

Zielsetzung

Eine übliche Methode der Ableitung von Qualitätsanforderungen ist die Verwendung von Konzentrations-Wirkungs-Daten für einen oder mehrere Organismen. Die zugrundeliegende Datenbasis wird dabei durch Untersuchungen in Testsystemen geschaffen (Irmer *et al.*, 1994). In der vorliegenden Untersuchung war es Ziel, die Ableitung von Qualitätsanforderungen durch eine Belastungs-Wirkungs-Beziehungen aus Freilanddaten zu erreichen.

Die auch in dieser Untersuchung angewendete Methode der Verwendung von Konzentrations-Wirkungs-Daten aus dem Freiland wurde bereits bei der Entwicklung des Saprobien-Systems angewendet (Kolkwitz & Marsson, 1902). Für die Erarbeitung von Qualitätsanforderungen für toxische Stoffe wird diese Vorgehensweise in den letzten Jahren zunehmend verfolgt (Long *et al.*, 1995; McDonald *et al.*, 1996). Wie im Untersuchungskonzept dargelegt, ist es Ziel, alle verfügbaren Ergebnisse aus Labor- und Felduntersuchungen zu integrieren und durch eine sinnvolle Ergänzung der Methoden eine maximale Sicherheit in der Bewertung zu erreichen (Chapman, 1995).

Literatur:

Chapman, J.C., 1995. The role of ecotoxicity testing in assessing water quality. *Australian Journal of Ecology* 20: 20-27.

Irmer, U., C. Markard, K. Blondzik, C. Gottschalk, C. Kussatz, B. Rechenberg & D. Schudoma, 1994. Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben für gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern. *UWSF* 6: 19-27.

Kolkwitz, R. & M. Marsson, 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitteilungen der königlichen Prüfungsanstalt Wasserversorgung Abwasserbeseitigung Berlin-Dahlem* 1: 33-72.

Long, E.R., D.D. McDonald, S.L. Smith & F.D. Calder, 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Managem.* 19: 81-97.

McDonald, D.D., R.S. Carr, F.D. Calder, E.R. Long & C.G. Ingersoll, 1996. Development and Evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology* 5: 253-278.

Schwoerbel, J., 1993. Einführung in die Limnologie. Fischer, Stuttgart, New York, 387 pp.

Abschnitt III

Erarbeitung eines Systems zur vergleichenden physiologischen Empfindlichkeit von Makroinvertebraten-Taxa

In diesem Abschnitt wird eine Einteilung von Makroinvertebraten-Taxa hinsichtlich ihrer physiologischen Empfindlichkeit gegenüber toxischen organischen Verbindungen vorgenommen. Es wird gezeigt, daß statistisch zwischen empfindlichen und weniger empfindlichen Taxa unterschieden werden kann. Die Einteilung der Makroinvertebraten nach ihrer Empfindlichkeit wird in den Abschnitten IV, V und VIII für den Vergleich von Zönoseigenschaften mit der Pflanzenschutzmittelbelastung verwendet.

Inhalt

1	Einleitung.....	III-1
2	Material und Methoden.....	III-3
2.1	Datengrundlage.....	III-3
2.1.1	Auswahl der Arten.....	III-3
2.1.2	Auswahl der Literaturquellen und Toxizitätsdaten.....	III-3
2.2	Berechnung der relativen Empfindlichkeiten.....	III-4
2.2.1	Vergleich der Toxizitätsdaten mit <i>Daphnia magna</i>	III-4
2.2.2	Umrechnung der relativen Empfindlichkeiten auf höheres taxonomisches Niveau.....	III-4
2.3	Statistik.....	III-4
3	Ergebnisse.....	III-5
3.1	Anzahl und Verteilung der Literaturangaben.....	III-5
3.2	E_{relativ} der Taxa gegenüber organischen Verbindungen.....	III-5
4	Diskussion.....	III-7
4.1	Ursachen für die unterschiedlichen Empfindlichkeiten der Ordnungen.....	III-7
4.2	Wahl des Determinationsniveaus und Übertragbarkeit von E_{relativ}	III-7
4.3	Schlußfolgerungen aus Abschnitt III.....	III-9
5	Literatur.....	III-9
	Anhang.....	III-11

1 Einleitung

Zönosenbasierte Indices stellen eines der wichtigsten Werkzeuge der angewandten Gewässerökologie dar. Da die Zönose das „ökologische Gedächtnis“ eines Gewässers darstellt, sind solche Indices oft besser geeignet als direkte Messungen chemisch-physikalischer Parameter, um spezifische Störungen von Ökosystemen nachzuweisen (Klee, 1991). Die Grundidee, die zönosenbasierten Indices zugrundeliegt, besteht meist darin, den im Gewässer vorkommenden Taxa einen spezifischen Zeigerwert entsprechend ihrer bekannten Toleranz gegenüber einem bestimmten Stressor zuzuordnen. Über die Verrechnung dieser Zeigerwerte entsprechend der Häufigkeitsverteilung der eingeordneten Taxa im Gewässer wird ein Index gebildet, der die bestehende Belastungssituation im Gewässer widerspiegelt. In der Vergangenheit wurden zönosenbasierte Indices beispielsweise für die Bestimmung der Saprobie von Gewässern (Kolkwitz & Marsson, 1902; Kelly & Whitton, 1995), des Säuregehaltes (Brauckmann, 1994) und der Trophie (O'Connor *et al.*, 2000) entwickelt. Bislang fehlen jedoch Indices, die eine spezifische Bestimmung von Gewässerbelastungen mit toxischen Stoffen ermöglichen. Gerade in diesem Bereich wären aber zönosenbasierte Indices wünschenswert, da Giftstoffe oft nur unregelmäßig in Gewässer eingetragen werden und, gerade in Fließgewässern, zum Teil nur kurze Verweildauern aufweisen (Liess *et al.*, 1999). Der Nachweis der Belastung über Wasserprobennahme und

anschließende chemische Analyse ist daher schwierig und an aufwendige Probennahmemethoden gebunden (Liess *et al.*, 1999).

In Kontaminationsversuchen in Mesokosmen zeigte sich wiederholt, daß Veränderungen der aquatischen Zönose, die auf Expositionen mit der jeweiligen Testsubstanz folgten, neben der Generationsdauer der einzelnen Testarten vor allem durch deren spezifische physiologische Empfindlichkeit gegenüber dem Kontaminant zu erklären waren. Während die Abundanzen empfindlicher Arten nach der Kontamination stark absanken, wurden die Abundanzen weniger empfindlicher Arten kaum beeinflusst (Van den Brink *et al.*, 1996; Sherratt *et al.*, 1999). Es liegt daher nahe, auch schadstoffbedingte Veränderungen der Artzusammensetzung von Zönosen natürlicher Gewässer über die relativen Empfindlichkeiten der Arten zu beschreiben.

Ein Grund für das Fehlen von Indices zum Nachweis von Belastungen mit toxischen Substanzen ist, daß bislang keine umfassende Einteilung von Makroinvertebraten-Taxa hinsichtlich ihrer spezifischen Empfindlichkeit vorgenommen wurde. In der Literatur existieren zwar Angaben zu einer Vielzahl von Arten, etwa in Form von Ergebnissen aus Standard-Toxizitätstests, jedoch wurden meist nur wenige Stoffe an den einzelnen Arten getestet. Aus naheliegenden Gründen erscheint es auch kaum möglich, die spezifischen Empfindlichkeiten aller bekannter Arten eines Gebietes gegenüber allen ökotoxikologisch relevanten Stoffen durch Toxizitätstests zu bestimmen.

In diesem Abschnitt wird eine Möglichkeit der Einordnung von Makroinvertebraten-Taxa hinsichtlich ihrer spezifischen Empfindlichkeiten gegenüber toxischen organischen Substanzen vorgestellt, um die Erarbeitung von entsprechenden Indices für den Nachweis von Gewässerbelastungen zu ermöglichen. Grundlage bildet hierbei ein Vergleich von Literaturangaben zu LC50- und EC50-Werten verschiedener Arten gegenüber verschiedenen Substanzen mit den entsprechenden Werten zur Cladocerenart *Daphnia magna*. Zu *D. magna* liegen vergleichsweise viele Toxizitätswerte vor, da die Art als Standard-Testart im Rahmen von Zulassungsverfahren eingesetzt wird (Koivisto, 1995). Neben der Einordnung der Taxa werden die möglichen Ursachen für spezifische Empfindlichkeiten und die Übertragbarkeit der im Labor gemessenen Empfindlichkeiten der Taxa auf ihre ökologische Empfindlichkeit im Freiland diskutiert.

2 Material und Methoden

2.1 Datengrundlage

2.1.1 Auswahl der Arten

Für die Recherche der Toxizitätsdaten wurde die Artenliste der zweiten Auflage der Limnofauna Europaea (Illies, 1978) zugrundegelegt, die eine umfassende Zusammenstellung der in Europa vorkommenden aquatischen Makroinvertebraten darstellt. Ausgewählt wurden alle dort für das Verbreitungsgebiet Mitteleuropa aufgeführten Arten aus folgenden taxonomischen Gruppen: Amphipoda, Cladocera, Coleoptera, Copepoda, Decapoda, Diptera, Ephemeroptera, Gastropoda, Heteroptera, Hirudinea, Isopoda, Lamellibranchia, Megaloptera, Odonata, Oligochaeta, Ostracoda, Plecoptera, Trichoptera und Turbellaria. Diese werden im weiteren als Ordnungen bezeichnet.

2.1.2 Auswahl der Literaturquellen und Toxizitätsdaten

Die Auswahl der verwendeten Toxizitätsdaten wurde über die Datenbank „Aquire“ der Environmental Protection Agency der Vereinigten Staaten von Amerika (EPA, 2000) getroffen. Zur Überprüfung und Interpretation der Angaben wurde die entsprechende Originalliteratur herangezogen, soweit sie verfügbar war. Die Recherche in Aquire erfolgte auf dem taxonomischen Niveau der Gattung, so daß auch Arten nichteuropäischer Verbreitung erfaßt wurden. Die Auswahl der Toxizitätswerte wurde auf akute und chronische LC50 und EC50-Werte mit einer maximalen Expositionsdauer zwischen 1 und 96 Stunden beschränkt. Es wurden nur Werte aus Labortests mit Süßwasser als Medium verwendet. Berücksichtigt wurden die in Aquire kategorisierten Meßgrößen „immunity“, „intoxication“, „mortality“ und „reproduction“.

Aus der Ergebnismenge der Suchabfrage in Aquire wurden diejenigen Angaben herausgesucht, die sich auf organische Verbindungen bezogen. Grundsätzlich wurden alle in Aquire verfügbaren Literaturangaben berücksichtigt, die den oben genannten Kriterien entsprachen. Gab es zu einer Art pro Testart und Substanz Angaben aus mehreren Literaturstellen, so wurde das arithmetische Mittel aus diesen berechnet. Nicht verwendet wurden Werte, die um mehr als den Faktor zehn vom nächstliegenden Wert aus einer Gruppe von mindestens drei weiteren Angaben anderer Autoren abwichen, um „Ausreißer“ aus dem Datensatz zu entfernen.

2.2 Berechnung der relativen Empfindlichkeiten

2.2.1 Vergleich der Toxizitätsdaten mit *Daphnia magna*

Die ermittelten Toxizitätswerte wurden im Datenbankprogramm Microsoft Access® (Version Office 97) mit den entsprechenden Angaben zu *D. magna* verglichen. Es wurden jeweils nur EC50- bzw. LC50-Werte gleicher Dauer und gleichen Endpunktes miteinander verglichen. Aus den gegenübergestellten Daten wurde nach Formel III-1 für jede Art „j“ die relative Empfindlichkeit im Vergleich zu *D. magna* (im weiteren „E_{relativ}“) gebildet.

(F. III-1)

$$E_{\text{relativ}} = \frac{\text{Toxizitätswert}_j}{\text{Toxizitätswert}_{D. magna}}$$

2.2.2 Umrechnung der relativen Empfindlichkeiten auf höheres taxonomisches Niveau

Die Übertragung der artbezogenen relativen Empfindlichkeiten pro Stoff auf höhere taxonomische Ebene erfolgte durch Bildung des arithmetischen Mittels aus den logarithmierten einzelnen Toxizitätswerten. Die Übertragung wurde ausschließlich auf das taxonomische Niveau der Ordnung vorgenommen, um eine Übertragbarkeit der E_{relativ}-Werte auf eine beliebige Anzahl von Arten zu gewährleisten

2.3 Statistik

Alle statistischen Tests wurden mit dem Programmpaket SPSS® für MS Windows® (Version 10.0) durchgeführt. Ein Mittelwertvergleich von E_{relativ} der einzelnen Ordnungen mit denen zu *D. magna* wurde mit dem *one sample t-test* mit 1 als Vergleichswert vorgenommen. Zuvor wurden die Daten mittels Kolmogoroff-Smirnov-Test auf Normalverteilung getestet. Als Signifikanzgrenze für alle statistischen Tests wurde die Fehlerwahrscheinlichkeit $p = 0,05$ zugrundegelegt.

3 Ergebnisse

3.1 Anzahl und Verteilung der Literaturangaben

Insgesamt fanden sich in Aquire (EPA, 2000) in 322 Literaturstellen zu 211 verschiedenen organischen Substanzen Toxizitätswerte zu den behandelten Taxa, die direkt mit entsprechenden Werten zu *D. magna* vergleichbar waren. Für die einzelnen Ordnungen reichte die Anzahl an Stoffen, zu denen vergleichbare Toxizitätswerte sowohl für die behandelten Taxa als auch zu *D. magna* vorlagen, von eins zu Megaloptera bis 118 zu Cladocera. LC50-Testergebnisse machten 80 %, EC50-Ergebnisse 20 % der verwendeten Datenmenge aus. Die Expositionsdauern der gefundenen Toxizitätsangaben waren wie folgt verteilt: 3 % der Einzelwerte wies eine Expositionsdauer von unter 24 Stunden auf, 78 % der Werte entfielen auf eine Expositionsdauer zwischen 24 und 48 Stunden, und 19 % der Werte lagen zwischen 48 und 96 Stunden Expositionsdauer. Die Anzahl der Einzelarten pro Ordnung, zu denen sich Angaben fanden, betrug zwischen eins (Megaloptera) und 63 (Diptera; Tab. III-A1).

3.2 E_{relativ} der Taxa gegenüber organischen Verbindungen

Die E_{relativ} -Werte der untersuchten Ordnungen gegenüber organischen Verbindungen sind im Anhang, Tab. III-A1 sowie in entlogarithmierter Form in Abb. III-1 dargestellt. Die entsprechenden Literaturangaben sind im Anhang zu finden. Die Empfindlichkeit der Ordnung Megaloptera gegenüber organischen Verbindungen wird aufgrund der geringen Datenbasis in Abb. III-1 nicht dargestellt.

Die Ordnungen Coleoptera, Diptera, Gastropoda, Heteroptera, Hirudinea, Isopoda, Lamellibranchia, Odonata, Oligochaeta, Ostracoda und Turbellaria wiesen eine signifikant geringere mittlere Empfindlichkeit auf als *D. magna* (*one sample t-test*; vgl. Tab. III-A1).

Die Ordnung Lamellibranchia wies mit einem gegenüber *D. magna* 90-fach höheren E_{relativ} -Wert die geringste Empfindlichkeit auf. Die Ordnungen Amphipoda, Plecoptera und Cladocera ohne *D. magna* wiesen signifikant höhere mittlere Empfindlichkeiten als *D. magna* auf. Die Ordnung

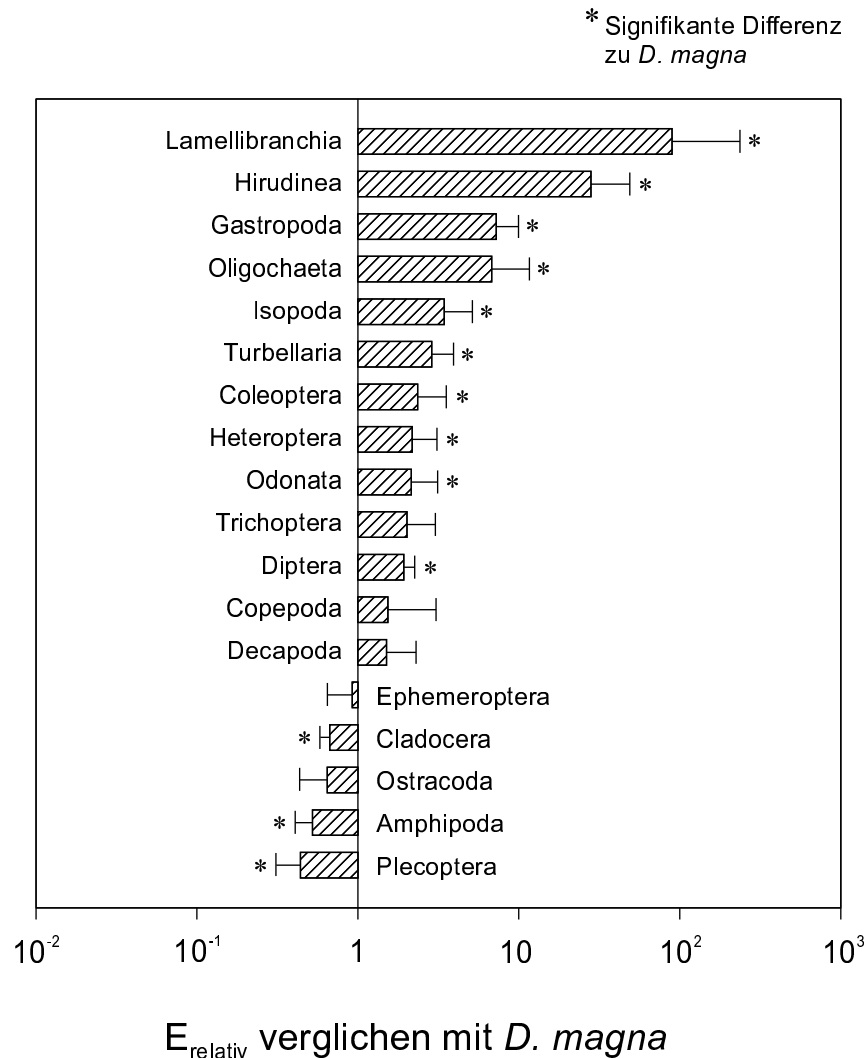


Abb. III-1: Unterschiedliche physiologische Empfindlichkeiten (E_{relativ}) ausgewählter Makroinvertebraten-Ordnungen gegenüber organischen Verbindungen im Vergleich zu *Daphnia magna* (arithmetische Mittelwerte $\pm$ Standardfehler). Die senkrechte bei $x = 1$ verlaufende Linie stellt die als Vergleich dienende relative Empfindlichkeit von *D. magna* dar. Die mit „*“ gekennzeichneten Balken unterscheiden sich signifikant von *D. magna* (one sample t-test, $\alpha=0,05$). Der Balken mit der Bezeichnung „Cladocera“ bezieht sich auf Cladocerenarten außer *D. magna*. Datengrundlage bildet eine Datenrecherche in „Aquire“ (EPA, 2000). Für Stichprobenzahl sowie berücksichtigte Arten und Substanzen siehe Tab. III-A1. Der Balken „Gastropoda“ beinhaltet Werte zu den Ordnungen Basommatophora und Monotocardia.

Plecoptera wies mit einem Wert von $E_{\text{relativ}} = 0,4$ die höchste relative Empfindlichkeit auf. Die übrigen Ordnungen unterschieden sich hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit nicht signifikant von *D. magna*. Tendenziell wiesen hierbei Copepoda, Decapoda und Trichoptera eine geringere Empfindlichkeit, Ostracoda und Ephemeroptera eine höhere Empfindlichkeit als *D. magna* auf.

4 Diskussion

4.1 Ursachen für die unterschiedlichen Empfindlichkeiten der Ordnungen

Bei der Betrachtung der E_{relativ} -Werte der einzelnen Ordnungen lassen sich Ordnungen unterscheiden, die sich als wesentlich empfindlicher im Vergleich zu *D. magna* erwiesen und solche, die ähnlich oder signifikant weniger empfindlich waren als *D. magna*. Der Abstand der E_{relativ} -Werte der einzelnen Ordnungen zueinander läßt sich zum Teil durch deren phylogenetischen Verwandtschaftsgrad und einer wahrscheinlich daraus resultierenden physiologischen Disposition erklären. So gehören etwa die zwölf empfindlichsten Ordnungen sämtlich der Gruppe der Arthropoden an, während die vier unempfindlichsten Gruppen keine Arthropoden sind. Auch stehen die der Gruppe der Crustacea angehörenden Ordnungen mit Ausnahme von Isopoda in der Reihenfolge ihrer Empfindlichkeiten relativ nahe beieinander (Abb. III-1). Gleiches gilt für die Gruppe der Insecta mit Ausnahme von Plecoptera sowie für die Gruppen Mollusca (Gastropoda und Lamellibranchia) und Annelida (Oligochaeta und Hirudinea). Eine scharfe Trennlinie zwischen den einzelnen taxonomischen Gruppen besteht hinsichtlich der relativen Empfindlichkeiten jedoch nicht. Zum einen werden diese Überschneidungen in der Empfindlichkeit zwischen nicht engverwandten Gruppen in der großen Anzahl unähnlich wirkender Substanzen liegen, die in die Untersuchung einbezogen wurden. Zum anderen sind morphologische Unterschiede zwischen den Ordnungen als Ursache möglich. So ist denkbar, daß eine starke Sklerotisierung der Körperoberfläche (z. B. Coleoptera) oder das Atmen von Luftsauerstoff statt Kiemenatmung (Coleoptera, Heteroptera, viele Diptera) eine geringere Empfindlichkeit gegenüber kurzzeitigen Kontaminationen mit toxischen Substanzen bewirkt. Auch unterschiedlich ausgeprägte Entgiftungssysteme der einzelnen Gruppen in Abhängigkeit von ihrem Lebensraum kommen als Erklärungsmöglichkeit in Frage. So hat ein Großteil der als besonders empfindlich eingestuften Plecoptera seinen Verbreitungsschwerpunkt in organisch nur gering bis mäßig belasteten, sauerstoffreichen Gewässern. Mehrere Arten der als unempfindlich eingestuften Ordnung Isopoda kommen hingegen auch in stark belasteten Gewässern mit höherem Gehalt an toxischen Abbauprodukten vor.

4.2 Wahl des Determinationsniveaus und Übertragbarkeit von E_{relativ}

Im Zuge von Arbeiten zur vergleichenden Toxizität werden Empfindlichkeitsvergleiche, beispielsweise im Zusammenhang mit dem ecological risk assessment von Schadstoffen, meistens auf dem Determinationsniveau von Art, Gattung oder Familie vorgenommen (Knoben *et al.*, 1998; Notenboom *et al.*, 1995; Versteeg *et al.*, 1999, Roshon *et al.*, 1999). Umfassende vergleichende Einordnungen auf Ordnungsniveau finden sich hingegen bislang nicht. Da die Ähnlichkeit der physiologischen Empfindlichkeit von Organismen in erster Linie durch den Grad ihrer phylogenetischen Verwandtschaft bestimmt wird (Notenboom *et al.*, 1995), sind Generalisierungen um so ungenauer, je höher das Determinationsniveau ist, auf dem die zu vergleichenden

Organismengruppen gebildet werden. Guerold, (2000) zeigte für mehrere organismen-basierte Indices, daß mit sinkendem Determinationsgrad die Indexwerte zunehmend fehlerhaft werden. In der vorliegenden Arbeit wurde trotz Kenntnis dieser Sachverhalte eine Einordnung der Empfindlichkeiten auf Ordnungsebene gewählt, da nur auf diesem Niveau eine Anwendung auf eine repräsentative Anzahl von Makroinvertebraten-Arten möglich ist, wie sie bei der Beurteilung von Zönosen im Freiland und in Mesokosmen vonnöten ist. Die im Rahmen dieser Arbeit festgestellten großen Unterschiede in den relativen Empfindlichkeiten zwischen den Ordnungen zusammen mit festgestellten Signifikanzen in den Unterschieden von Ordnungs-basierten E_{relativ} -Werten zu den entsprechenden Werten zu *D. magna* rechtfertigen diesen Schritt trotz z. T. relativ großer Standardfehler in den einzelnen Ordnungen (vgl. Abb. III-1 u. Tab. III-1). So liegt zwischen den relativen Empfindlichkeiten der im Mittel empfindlichsten Ordnung und der unempfindlichsten gegenüber organischen Verbindungen ein Faktor von mehr als 200. Die Varianzen der Empfindlichkeitswerte innerhalb der Ordnungen erklärt sich hierbei wahrscheinlich neben tatsächlichen physiologischen Unterschieden zwischen den Arten durch das Testergebnis beeinflussende Faktoren, für die bei Toxizitätstests z. T. keine Standardvorschriften bestehen und die im Zuge der hier vorgenommenen Vergleiche auch nicht berücksichtigt werden konnten, wie z. B. die Wasserhärte und -temperatur, die Lichtintensität und -qualität, das Volumen der Testgefäße oder das Lebensstadium der Testorganismen (vgl. Roshon *et al.*, 1999). Das gewählte Determinationsniveau ist daher in erster Linie dort angebracht, wo eine umfassende Datenbasis (beispielsweise bei Zönosenerfassungen im Freiland) zu komplexen Belastungen in Beziehung gesetzt werden soll. Im Zuge einer präzisen toxikologischen Bewertung von Einzelstoffen gegenüber bestimmten Arten kann die hier vorgenommene Einordnung von physiologischen Empfindlichkeiten auf Ordnungsniveau hingegen den Standard-Toxizitätstest nicht ersetzen.

Bei der vorgeschlagenen Bildung eines Index zum Nachweis von Belastungen mit toxischen Substanzen muß berücksichtigt werden, daß die physiologische Empfindlichkeit eines Taxons nur einer von vielen Einflußfaktoren ist, die seine *ökologische* Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffbelastungen bestimmen. So können beispielsweise Dauer und zeitliches Muster des Generationszyklus (Sherratt, 1999; Van den Brink *et al.*, 1996) sowie die Wiederbesiedelungsfähigkeit (Schulz & Liess, 1996) die ökologische Toleranz von Arten gegenüber Giftstoffen entscheidend mitbestimmen. Hinweise auf einen Einfluß der Wiederbesiedelungsfähigkeit auf die ökologische Empfindlichkeit von Arten ergeben sich auch aus den Ergebnissen von Teilprojekt VIII. Weiterhin sollte die hier vorgenommene Einteilung der Empfindlichkeiten nicht als statisch angesehen werden, sondern mit zunehmender wissenschaftlicher Erkenntnis stetig fortentwickelt werden. Ein mögliches Muster gibt hier das Saprobien-system (Kolkwitz & Marsson, 1902) vor, daß in seinen Grundzügen seit 1902 besteht und seitdem mehreren Revisionen unterzogen wurde.

4.3 Schlußfolgerungen aus Abschnitt III

- Makroinvertebraten-Ordnungen lassen sich hinsichtlich ihrer relativen physiologischen Empfindlichkeit gegenüber toxischen organischen Substanzen statistisch unterscheiden
- Eine Verwendung der Einordnung der Taxa hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit zur Bildung eines Index zur Beschreibung der Belastung von Gewässern mit toxischen Substanzen wird empfohlen.

5 Literatur

- Baughman, D. S., D. W. Moore & G. I. Scott, 1989. A comparison and evaluation of field and laboratory toxicity tests with fenvalerate on an estuarine crustacean. *Envir. Toxicol. Chem.* 8: 417-429.
- Brauckmann, U., 1994. Biologische Indikation und Kartierung des Säurezustandes kleiner Fließgewässer in Baden-Württemberg. *Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Jahrestagung 1993*, Krefeld: 70-76.
- Calow, P., R. M. Sibly & V. Forbes, 1997. Risk assessment on the basis of simplified life-history scenarios. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 16(9): 1983-1989.
- Environmental Protection Agency, 2000. Ecotox Database. United States Environmental Protection Agency, <http://www.epa.gov/ecotox/>.
- Gray, J. S., 1998. Risk Assessment for Complex Chemical Exposure in Aquatic Systems: The Problem of Estimating Interactive Effects. In *Archives of Toxicology*, Vol. Supplement 20: 349-361.
- Guerold, F., 2000. Influence of taxonomic determination level on several community indices. *Wat. Res.* 34(2): 487-492.
- Hurle, K., 1992. Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch ihre Anwendung in der Landwirtschaft. In *Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen*, ed. H. DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft, R., VCH. Weinheim: 35-50.
- Illies, J., 1978. *Limnofauna Europaea* : eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie. 2 ed. G. Fischer, Stuttgart.
- Kelly, M. G. & B. A. Whitton, 1995. The trophic diatom index: A new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7(4): 433-444.

- Klee, O., 1991. Angewandte Hydrobiologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Knoben, R. A. E., M. A. Beek & A. M. Durand, 1998. Application of species sensitivity distribution as ecological risk assessment tool for water management. *Journal of hazardous materials* 61: 203-207.
- Koivisto, S., 1995. Is *Daphnia magna* an ecologically representative zooplankton species in toxicity tests? *Envir. Pollut.* 90(2): 263-267.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson, 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitteilungen der königlichen Prüfanstalt Wasserversorgung Abwasserbeseitigung Berlin-Dahlem 1: 33-72.
- Kreuger, J. K. & N. Brink, 1988. Losses of pesticides from agriculture. *Pesticides: Food and Environmental Implications*, Vienna. International Atomic Energy Agency. 101-112.
- Liess, M. & R. Schulz, 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Envir. Toxicol. Chem.* 18: 1948-1955.
- Liess, M., R. Schulz, M. H.-D. Liess, B. Rother & R. Kreuzig, 1999. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Wat. Res.* 33(1): 239-247.
- Notenboom, J., M. A. Vaal & J. A. Hoekstra, 1995. Using Comparative Ecotoxicology to develop quantitative Species Sensitivity Relationships (QSSR). *Environ. Sci. & Pollut. Res.* 2(4): 242-243.
- O'Connor, R. J., T. E. Walls & R. M. Hughes, 2000. Using multiple taxonomic groups to index the ecological condition of lakes. *Environmental-Monitoring-and-Assessment* 61(2): 207-228.
- Roshon, R.-D., J. H. McCann, D. G. Thompson & G. R. Stephenson, 1999. Effects of seven forestry management herbicides on *Myriophyllum sibiricum*, as compared with other non-target aquatic organisms. *Canadian Journal of Forest Research* 29(7): 1158-1169.
- Schulz, R. & M. Liess, 1997. Runoff-related short-term pesticide input into agricultural streams: Measurement by use of an *in situ* bioassay with aquatic macroinvertebrates. *Verh. Ges. Ökol.* 27: 399-404.
- Sherratt, T. N., G. Roberts, P. Williams, M. Whitfield, J. Biggs, N. Shillabeer & S. J. Maund, 1999. A life-history approach to predicting the recovery of aquatic invertebrate populations after exposure to xenobiotic chemicals. *Envir. Toxicol. Chem.* 18(11): 2512-2518.
- Van den Brink, P. J., R. P. A. Van Wijngaarden, W. G. H. Lucassen, T. C. M. Brock & P. Leeuwangh, 1996. Effects of the insecticide Dursban® 4E (active ingredient Chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: II. Invertebrate community response and recovery. *Envir. Toxicol. Chem.* 15(7): 1143-1153.
- Versteeg, D. J., S. E. Belanger & G. J. Carr, 1999. Understanding single-species and model ecosystem sensitivity: Data-based comparison. *Envir. Toxicol. Chem.* 18(6): 1329-1346.

Anhang Tab. III-A1: Geometrische Mittelwerte der physiologischen relativen Empfindlichkeiten (E_{relativ}) ausgewählter Makroinvertebraten-Ordnungen gegenüber organischen Verbindungen im Vergleich zu *Daphnia magna*. Durch Entlogarithmieren von E_{relativ} erhält man den Faktor zwischen der mittleren Empfindlichkeit der entsprechenden Ordnung und der von *D. magna* (vgl. Abb. 1). n = Anzahl der in die Mittelwertbildung eingegangenen Toxizitätswerte; StE = Standardfehler der E_{relativ} -Mittelwerte; p = Signifikanzniveau von E_{relativ} im Vergleich zu *D. magna* (one sample t-test). Die Ordnung „Cladocera“ bezieht sich auf Cladocerenarten außer *D. magna*. Eingearbeitete Stoffe = Trivialnamen der berücksichtigten Substanzen (internationale Schreibweise). Datengrundlage bildet eine Datenrecherche in „Aquire“ (EPA, 2000). Literatur = zugrundeliegende Originalliteratur (n=322).

Ordnung	n	E_{relativ}	StE	p	Eingeordnete Arten (Anzahl Toxizitätswerte)	Eingeordnete Stoffe	Literatur
Amphipoda	154	-0,28	0,106	0,008	<i>Corophium spec.</i> (1) <i>Echinogammarus tibaldii</i> (4) <i>Gammarus spec.</i> (3) <i>Gammarus fasciatus</i> (41) <i>Gammarus fossarum</i> (1) <i>Gammarus italicus</i> (4) <i>Gammarus lacustris</i> (45) <i>Gammarus minus</i> (6) <i>Gammarus pseudolimna.</i> (17) <i>Gammarus pulex</i> (32)	1-Heptanol; 1-Propanol; 2,4,5,4'-Tetrachlorodiphenyl sulfone; 2,4-D, Dimethylamine Salt, 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid; 2-Naphthol, 3,4-dichloroaniline; Acridine, Allyl alcohol; Allylamine; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro-m-cresol; Atrazine; Benzene; Chlorfenvinfos; Chlorpyrifos; Diazinon; Dicyclopentadiene; Diethylene glycol dinitrate; Diisopropyl methylphosphonate; Dinoseb; Diuron; Endrin; Ethyl acetate; Ethyl Propionate; Ethylenediamine dihydrochloride; Heptachlor; Malathion; Methoxychlor; Methyl carbamate, Methylphenol; Naphthalin; N-Hexadecyltrimethyl-ammonium Chloride; Paraquat dichloride; Pentachlorophenol; Phenanthrene; Phenol, Pyridin; Quinoline; Resorcinol; Salicylaldehyde; Sodium cyanide; Temephos; Thiosulfan; Thiram; Thymol; Trichloroethylene; Trifluralin; Chlordane; Potassium ferricyanide; Rokafenol N-8; Roundup; LAS, Fenvalerate; cypermethrin; Permethrin; Alcohols, C14-15, ethoxylated	L; Q; R; S; U; AE; AF; AG; AN; AO; AS; AT; AZ; BJ; BS; CI; CJ; CR; CW; CX; DD; DF; DI; EI; EQ; FN; FR; FT; FW; GJ; GT; HG; HN; IB; IE; IG; IT; IU; JF; JT; JU; JX; JY; LH; LN
Cladocera	311	-0,18	0,057	0,002	<i>Alonella spec.</i> (4) <i>Bosmina coregoni</i> (1) <i>Bosmina longirostris</i> (1) <i>Ceriodaphnia cornuta</i> (1) <i>Ceriodaphnia dubia</i> (70) <i>Ceriodaphnia lacustris</i> (3) <i>Ceriodaphnia pulchella</i> (3) <i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (1) <i>Ceriodaphnia reticulata</i> (12) <i>Chydorus ovalis</i> (1) <i>Chydorus sphaericus</i> (1) <i>Daphnia spec.</i> (6) <i>Daphnia carinata</i> (21) <i>Daphnia cucullata</i> (14) <i>Daphnia galeata mendotae</i> (7) <i>Daphnia laevis</i> (1) <i>Daphnia longispina</i> (6) <i>Daphnia pulex</i> (105) <i>Daphnia pulicaria</i> (5) <i>Daphnia similis</i> (1) <i>Daphnia spinulata</i> (4) <i>Diaphanosoma excisum</i> (1) <i>Moina australiensis</i> (1) <i>Moina brachiata</i> (1) <i>Moina macrocopa</i> (8) <i>Sida crystallina</i> (1) <i>Simocephalus spec.</i> (1) <i>Simocephalus serrulatus</i> (22) <i>Simocephalus vetulus</i> (8)	DDT, Piperonyl butoxide; Trichlorofen; Fenthion; Parathion; Lindan; Dieldrin; Benzeneamine; Dichlorvos; Methylcarbamate; Aceton; Trichloromethane; 1-Propanol; Benzene; Endrin; Methoxychlor; Fentin hydroxide; 2-Methyl-1-propanol; Trichloroethylene; Rotenone; Phenanthrene; Fluorene; 2,6-Dichlorophenol; Pentachlorophenol; 2,4,6-Trichlorophenol; Salicylaldehyde; Naphthalin; 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid; Methylphenol; 3,4-Dichloroaniline; Nitrobenzene, Ethyl Propionate; Allylamine; Resorcinol; Methylbenzene; Chlorobenzene; Phenol, Pyridin; 2,2'-Iminobisethanol; 1-Heptanol, Trichloroethanol; Thiosulfan; Aldicarb; Di-sec-octyl phthalate; Anthracene; 2,4-Dichlorophenol; Malathion; Fenitrothion; 2,4-Pentanedione; Tributyl phosphate, Sodium Pentachlorophenate; Aramite; Ethyl acetate; Sodium cyanide; Sodium dodecyl sulfate; Kaliumcyanid; Fluoranthene; Azulene; Methyl Parathion; Linuron; Diazinon; Chlorfenvinfos; Longifolene; Sodium carbonate; Dinitro-o-cresol; Ethion, Potassium carbonate, Pentachlorobenzene; 3,4,5-Trichlorophenol; Simetryn; Glyphosate, Dichlobenil; 2,4-D propylene glycol butyl ether ester; Carbofuran; Trifluralin; Chlornitrofen; Paraquat dichloride; Atrazine; Molinate; Mirex; Chlorfenac sodium salt, 4,5,6-trichloroguaiacol; Diquat; Chlorpyrifos; 2-Aminoethanethiolsulfuric acid, Paraquat, 1-Decanaminium, N-decyl-N,N-dimethylchloride; Tergitol NP-33; Chlordane; Oxadiazon; Butachlor; Tetrachlorophenol; Thiobencarb; Roundup; LAS, Fenvalerate; Permethrin; Pydraul 50E hydraulic fluid; Tralomethrin; Cyfluthrin; Alcohols, C14-15, ethoxylated; Alpha-olefinsulfonate; AOS; Bifenthrin; Cyhalothrin	A; C; D; F; J; K; O; S; V; W; Z; AB; AH; AP; AR; BF; BL; BN; BO; BP; BV; BW; CA; CO; CP; CV; CY; DN; EQ; EZ; FB; FJ; FK; FV; FZ; GH; GI; GM; GQ; GU; GV; GW; HB; HM; HO; HP; HS; HV; HY; HZ; IJ; IL; IP; IQ; IR; IT; JA; JC; JD; JG; JQ; JV; KA; KE; KF; KH; KI; KK; KL; KN; KS; KX; KY; KZ; LB; LC; LE; LG; LJ; LL

Tab. III-A1 (fortgesetzt)

Ordnung	n	E _{relativ}	StE	p	Eingeordnete Arten (Anzahl Toxizitätswerte)	Eingeordnete Stoffe	Literatur
Decapoda	52	0,18	0,184	0,337	<i>Astacus astacus</i> (1) <i>Orconectes immunis</i> (4) <i>Orconectes limosus</i> (1) <i>Orconectes nais</i> (15) <i>Orconectes propinquus</i> (3) <i>Orconectes virilis</i> (1) <i>Palaemonetes kadiakensis</i> (27)	Formaldehyde; DDT; Fenthion; Parathion; Dieldrin; Methylcarbamate; Ethyl Alcohol; Endrin; Methoxychlor; Pentachlorophenol; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro- m-cresol; Malathion; Fenitrothion; Diazinon; Trifluralin; 2,4-D, Dimethylamine Salt, Ammonium chloride; Chlordane; Permethrin DDT; Benzopyrene; Trichlorofon; Fenthion; Bis(tri-n-butyltin)oxide; Parathion; Lindan; Dimethoate; Dieldrin; Benzeneamine; Dichlorvos; Methylcarbamate; Ethyl Alcohol; Furazolidone; Aceton; Dimethyl formamide; 1-Propanol; Benzene; Methoxychlor; Trichloroacetic acid; Dicyclopentadiene; 1,1,2- Trichloroethane; Trichloroethylene; Propionic acid; Dibutyl phthalate; Phenanthrene; Butyl benzyl phthalate; Fluorene; Pentachlorophenol; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro- m-cresol; Salicylaldehyde; Naphthalin; Quinoline; 2,4,5-T; MCPA; 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid; 2,4-D Butyl Ester; Methylphenol; 3,4-dichloroaniline; Ethyl Propionate; para- Dichlorobenzene; 4-chloroaniline; allylamine; Acrylonitrile; Methylbenzene; Phenol, Pyridin; 1- Heptanol, Triethylene glycol; Methyl carbamate, Triphenyl Phosphate, Aldicarb; di-sec-octyl phthalate; Anthracene; Malathion; Fenitrothion; Sodium acetate; Pyrene; 2-Naphthol, Ethyl acetate; Chlordecone; Kepone; Fluoranthene; Acridine, Methyl Parathion; Phorate; Diuron; Diazinon; Chlorfenvinfos; Sodium carbonate; Pentachlorobenzene; Phosmet; Fonofos; Glyphosate, Phosphoric acid 2-ethylhexyl diphenyl ester; Clonitralid; Diisopropyl methylphosphonate; Carbofuran; 4,6-Dichloro-2- methylphenol, Monolinuron; Chlornitrofen; Atrazine; Aminocarb; DL-Selenomethionine; Chlorpyrifos; Temephos; Nitrotriacetic acid Trisodium Salt; Phosdrin; Methomyl, Phosphoric acid (1-methylethyl)phenyl diphenyl ester; Pirimiphos-methyl, Diflubenzuron; Roundup; LAS, Fenvalerate; Cypermethrin; Permethrin; Deltamethrin; Phosphoric acid (1,1- dimethylethyl)phenyl diphenyl ester; Fluridone; Pydraul 50E hydraulic fluid; Dimethyl ditallow ammonium chloride;,, Kronitex 2005; Tebufenozide	H; S; AC; AF; AG; AN; BA; CJ; ED; EF; EI; ES; FY; HQ; HV; IO; KG; KT
Diptera	460	0,28	0,069	<0,0001	<i>Aedes aegypti</i> (69) <i>Aedes albopictus</i> (4) <i>Aedes atropalpus</i> (1) <i>Aedes canadensis</i> (1) <i>Aedes cantans</i> (13) <i>Aedes caspius</i> (4) <i>Aedes communis</i> (5) <i>Aedes cyprius</i> (1) <i>Aedes excrucians</i> (6) <i>Aedes hendersoni</i> (1) <i>Aedes punctator</i> (9) <i>Aedes sticticus</i> (5) <i>Aedes stimulans</i> (2) <i>Aedes taeniorhynchus</i> (3) <i>Aedes triseriatus</i> (3) <i>Aedes trivittatus</i> (1) <i>Aedes vexans</i> (8) <i>Anopheles spec.</i> (1) <i>Anopheles albimanus</i> (6) <i>Anopheles freeborni</i> (2) <i>Anopheles gambiae</i> (3) <i>Anopheles maculipennis</i> (1) <i>Anopheles quadrimaculatus</i> (3) <i>Anopheles stephensi</i> (6) <i>Chaoborus spec.</i> (4) <i>Chaoborus crystallinus</i> (4) <i>Chaoborus obscuripes</i> (1) <i>Chaoborus punctipennis</i> (1) <i>Chironomus spec.</i> (10) <i>Chironomus attenuatus</i> (2) <i>Chironomus crassicaudatus</i> (4) <i>Chironomus decorus</i> (7) <i>Chironomus plumosus</i> (24) <i>Chironomus riparius</i> (46) <i>Chironomus tentans</i> (40) <i>Chironomus tepperi</i> (5) <i>Chironomus thummi</i> (17) <i>Chironomus utahensis</i> (8) <i>Chironomus yoshimatsui</i> (1) <i>Clinotanypus pinguis</i> (2) <i>Cricotopus spec.</i> (6) <i>Cryophila lapponica</i> (1) <i>Culex spec.</i> (8) <i>Culex fatigans</i> (1) <i>Culex melanurus</i> (2) <i>Culex nigripalpus</i> (1) <i>Culex pipiens</i> (21) <i>Culex pipiens fatigans</i> (2) <i>Culex pipiens molestus</i> (15) <i>Culex pipiens pipiens</i> (9) <i>Culex pipiens quinquef.</i> (10) <i>Culex quinquefasciatus</i> (11) <i>Culex restuans</i> (3) <i>Culex tarsalis</i> (3) <i>Culex tritaeniorhynchus</i> (6) <i>Culiseta annulata</i> (9) <i>Dictya</i> (1) <i>Einfeldianatchitocheae</i> (2) <i>Eristalis</i> (1) <i>Eusimulium</i> (1) <i>Glyptotendipes paripes</i> (4) <i>Polypedilum nubifer</i> (1) <i>Procladius spec.</i> (8)	DDT; Benzopyrene; Trichlorofon; Fenthion; Bis(tri-n-butyltin)oxide; Parathion; Lindan; Dimethoate; Dieldrin; Benzeneamine; Dichlorvos; Methylcarbamate; Ethyl Alcohol; Furazolidone; Aceton; Dimethyl formamide; 1-Propanol; Benzene; Methoxychlor; Trichloroacetic acid; Dicyclopentadiene; 1,1,2- Trichloroethane; Trichloroethylene; Propionic acid; Dibutyl phthalate; Phenanthrene; Butyl benzyl phthalate; Fluorene; Pentachlorophenol; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro- m-cresol; Salicylaldehyde; Naphthalin; Quinoline; 2,4,5-T; MCPA; 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid; 2,4-D Butyl Ester; Methylphenol; 3,4-dichloroaniline; Ethyl Propionate; para- Dichlorobenzene; 4-chloroaniline; allylamine; Acrylonitrile; Methylbenzene; Phenol, Pyridin; 1- Heptanol, Triethylene glycol; Methyl carbamate, Triphenyl Phosphate, Aldicarb; di-sec-octyl phthalate; Anthracene; Malathion; Fenitrothion; Sodium acetate; Pyrene; 2-Naphthol, Ethyl acetate; Chlordecone; Kepone; Fluoranthene; Acridine, Methyl Parathion; Phorate; Diuron; Diazinon; Chlorfenvinfos; Sodium carbonate; Pentachlorobenzene; Phosmet; Fonofos; Glyphosate, Phosphoric acid 2-ethylhexyl diphenyl ester; Clonitralid; Diisopropyl methylphosphonate; Carbofuran; 4,6-Dichloro-2- methylphenol, Monolinuron; Chlornitrofen; Atrazine; Aminocarb; DL-Selenomethionine; Chlorpyrifos; Temephos; Nitrotriacetic acid Trisodium Salt; Phosdrin; Methomyl, Phosphoric acid (1-methylethyl)phenyl diphenyl ester; Pirimiphos-methyl, Diflubenzuron; Roundup; LAS, Fenvalerate; Cypermethrin; Permethrin; Deltamethrin; Phosphoric acid (1,1- dimethylethyl)phenyl diphenyl ester; Fluridone; Pydraul 50E hydraulic fluid; Dimethyl ditallow ammonium chloride;,, Kronitex 2005; Tebufenozide	B; E; G; Q; R; S; T; X; AA; AD; AK; AM; AW; AX; BB; BD; BE; BH; BI; BK; BM; BR; BT; BU; BY; CB; CD; CE; CF; CG; CI; CJ; CK; CL; CM; CP; CQ; CU; CW; CW; DA; DB; DD; DE; DH; DI; DJ; DL; DO; DP; DQ; DR; DS; DT; DU; DW; DY; DZ; EB; EF; EG; EI; EM; EN; EO; EQ; ER; ET; EV; FA; FD; FF; FH; fi; FO; FS; FU; GA; GB; GD; GE; GF; GK; GP; GR; GT; GX; GY; HA; HD; HE; HF; HG; HH; HI; HK; HR; HT; HU; HW; HX; HY; IA; IB; IC; ID; IG; IH; II; IK; IR; IS; IU; IV; IW; IY; IZ; JB; JE; JH; JJ; JN; JO; JP; JR; JU; JX; JY; KB; KC; KJ; KM; KO; KR; LF; LI; LK

Tab. III-A1 (fortgesetzt)

Ordnung	n	E _{relativ}	StE	p	Eingeordnete Arten (Anzahl Toxizitätswerte)	Eingeordnete Stoffe	Literatur
Coleoptera	50	0,37	0,178	0,042	<i>Acilius sulcatus</i> (1) <i>Berosus styliiferus</i> (1) <i>Dytiscus</i> (1) <i>Dytiscus marginalis</i> (1) <i>Eretes sticticus</i> (13) <i>Gyrinus marinus</i> (1) <i>Gyrinus natator</i> (3) <i>Haliplus flavicollis</i> (1) <i>Hydrobius fuscipes</i> (1) <i>Hydrophilus</i> (2) <i>Hydrophilus triangularis</i> (2) <i>Hygrotus</i> (2) <i>Hygrotus novemlineatus</i> (1) <i>Laccophilus decipiens</i> (2) <i>Laccophilus fasciatus</i> (1) <i>Peltodytes spec.</i> (17)	DDT; Parathion; Lindan; Dieldrin; Dichlorvos; Methylcarbamate; Phenol, Methyl carbamate, Thiosulfan; Malathion; Fenitrothion; Sodium cyanide; Chlorpyrifos; Cypermethrin; Permethrin	CK; CN; CP; EL; EU; FB; FG; FH; JU
Copepoda	26	0,19	0,300	0,535	<i>Acanthocyclops vernalis</i> (1) <i>Canthocamptus spec.</i> (1) <i>Cyclops spec.</i> (1) <i>Cyclops strenuus</i> (3) <i>Cyclops viridis</i> (2) <i>Diaptomus spec.</i> (8) <i>Diaptomus clavipes</i> (1) <i>Diaptomus forbesi</i> (1) <i>Diaptomus gracilis</i> (2) <i>Eucyclops spec.</i> (5) <i>Mesocyclops hyalinus</i> (1)	DDT; Rhodamine B Basic Violet 10; 1,1'-Ethylene-2,2'-bipyridinium dibromide; 2,4- Dichlorophenoxyacetic acid; Phenol, Thiosulfan; Malathion; Sodium cyanide; Acridine, Methyl Parathion; Linuron; Trifluralin; Diquat; Temephos; Paraquat, Methyl violet 2B; Acriflavine; Permethrin	N; Z; CT; DM; FB; FM; GN; GO; GV; GZ; HC; HY; KV
Ephemeroptera	47	-0,03	0,151	0,819	<i>Baetis spec.</i> (3) <i>Baetis intermedius</i> (2) <i>Baetis rhodani</i> (3) <i>Caenis horaria</i> (1) <i>Caenis maxima</i> (1) <i>Cloeon spec.</i> (6) <i>Cloeon dipterum</i> (20) <i>Ephemerella spec.</i> (1) <i>Ephemerella cornuta</i> (2) <i>Isonychia spec.</i> (2) <i>Isonychia bicolor</i> (2) <i>Paraleptophlebia spec.</i> (1) <i>Paraleptophlebia pallipes</i> (2) <i>Siphonurus linnaeanus</i> (1)	Fenthion; Parathion; Lindan; Benzeneamine; Methylcarbamate; Aceton; 1-Propanol; Benzene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro- m-cresol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; Allylamine; Phenol, Pyridin; 1- Heptanol, Fenitrothion; Ethyl acetate; Diazinon; Benzenesulfonic acid dodecylester; Chlorpyrifos; Cypermethrin	CP; CW; DC; DF; DT; EI; EQ; EW; GT; IO; IT; JU; JY
Gastropoda	146	0,86	0,137	<0,0001	<i>Anisus vortex</i> (1) <i>Aplexa hypnorum</i> (6) <i>Lymnaea acuminata</i> (30) <i>Lymnaea emarginata</i> (4) <i>Lymnaea luteola</i> (10) <i>Lymnaea natalensis</i> (2) <i>Lymnaea palustris</i> (1) <i>Lymnaea stagnalis</i> (24) <i>Melanoides tuberculata</i> (2) <i>Physa spec.</i> (3) <i>Physa fontinalis</i> (4) <i>Physa gyrina</i> (7) <i>Physa integra</i> (2) <i>Physella acuta</i> (24) <i>Potamopyrgus jenkinsi</i> (2) <i>Radix plicatula</i> (1) <i>Viviparus bengalensis</i> (23)	DDT; Trichlorofon; Fenthion; Bis(tri-n-butyltin)oxide; Parathion; Lindan; Dimethoate; Dieldrin; Benzeneamine; Dichlorvos; Methylcarbamate; Acetic acid; Aceton; 1-Propanol; Benzene; Endrin; Methoxychlor; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro- m-cresol; Salicylaldehyde; Naphthalin; Quinoline; Methylphenol; 3,4-dichloroaniline; Ethyl Propionate; allylamine; Acrylonitrile; Phenol, Cyclohexane; Pyridin; 1-Heptanol, Thiosulfan; Aldicarb; Malathion; Fenitrothion; Sodium Pentachlorophenolate; 2-Naphthol, Zinc dimethyldithiocarbamate, Ethyl acetate; Heptane; Sodium cyanide; Acridine, Methyl Parathion; Alpha-BHC; Diazinon; Chlorfenvinfos; Trifluralin; Chlorothalonil, Chlorpyrifos; Fenobucarb; Paraquat, Zineb; Chlordane; 6-[2-(5- nitrofuranyl)ethenyl]-2- pyridinemethanol; Cartap; Thiobencarb; Fenvalerate; Cypermethrin; Permethrin; Deltamethrin; Dimethyl ditallow ammonium chloride	Y; AL; AY; BE; BS; CW; CZ; DK; EF; EH; EJ; EK; EQ; EY; FB; FE; FP; FQ; FS; FX; FY; GC; GG; GH; GL; GS; HG; HP; HV; IF; IG; IM; IX; IZ; JL; JS; JY; KJ; LD; LM; LO

Tab. III-A1 (fortgesetzt)

Ordnung	n	E _{relativ}	StE	p	Eingeordnete Arten (Anzahl Toxizitätswerte)	Eingeordnete Stoffe	Literatur
Heteroptera	57	0,34	0,155	0,034	<i>Corixa spec.</i> (1) <i>Corixa punctata</i> (19) <i>Gerris lacustris</i> (1) <i>Ilyocoris cimicoides</i> (1) <i>Nepa spec.</i> (1) <i>Notonecta</i> (7) <i>Notonecta glauca</i> (1) <i>Notonecta undulata</i> (17) <i>Ranatra spec.</i> (1) <i>Ranatra elongata</i> (1) <i>Sigara alternata</i> (5) <i>Sigara striata</i> (1) <i>Sigara substriata</i> (1)	Formaldehyde; DDT; Parathion; Lindan; Benzeneamine; Dichlorvos; Methylcarbamat; Aceton; 1-Propanol; Benzene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro-m- cresol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; Allylamine; Phenol, Pyridin; 1- Heptanol, Methyl carbamate, Thiosulfan; Malathion; Ethyl acetate; Sodium cyanide; Sodium dodecyl sulfate; Chlorpyrifos; Cypermethrin; Permethrin	BQ; CC; CP; DT; ED; EF; EL; EQ; EW; FB; FH; fl; JU; JY
Hirudinea	39	1,45	0,241	<0,0001	<i>Erpobdella octoculata</i> (16) <i>Glossiphonia complanata</i> (1) <i>Helobdella stagnalis</i> (1) <i>Hirudo medicinalis</i> (3) <i>Hirudo nipponia</i> (18)	DDT; Trichlorofon; Fenthion; Parathion; Lindan; Benzeneamine; Methylcarbamat; Aceton; 1-Propanol; Benzene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; Allylamine; Phenol, Pyridin; 1- Heptanol, Malathion; Fenitrothion; Sodium Pentachlorophenate; Ethyl acetate; Diazinon; Clonitralid; Chlordane	BG; DG; DT; DX; JY
Isopoda	66	0,54	0,174	0,003	<i>Asellus spec.</i> (3) <i>Asellus aquaticus</i> (28) <i>Asellus brevicaudus</i> (13) <i>Asellus communis</i> (1) <i>Asellus hilgendorfi</i> (4) <i>Asellus intermedius</i> (9) <i>Asellus militaris</i> (6) <i>Asellus racovitzai</i> (2)	DDT; Trichlorofon; Fenthion; Parathion; Lindan; Dieldrin; Benzeneamine; Dichlorvos; Methylcarbamat; Aceton; 1-Propanol; Benzene; Methoxychlor; Dicyclopentadiene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro-m- cresol; Thymol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; Allylamine; Allyl alcohol; Resorcinol; Phenol, Pyridin; 1-Heptanol, N- Hexadecyltrimethylammonium chloride; Malathion; Fenitrothion; Thiram; Ethyl acetate; Sodium cyanide; Diuron; Ethylenediamine dihydrochloride; Diazinon; Diisopropyl methylphosphonate; Trifluralin; 2,4-D, Dimethylamine salt, Chlorpyrifos; Potassium ferricyanide; LAS, Cypermethrin; Alcohols, C14-15, ethoxylated	S; AF; AG; AT; AZ; DF; DI; DR; DT; DX; EK; EQ; GT; HN; HP; HV; IG; JU; JW; JY
Lamellibranchia	46	1,95	0,422	<0,0001	<i>Anodonta anatina</i> (6) <i>Anodonta cygnea</i> (6) <i>Anodonta imbecillis</i> (3) <i>Anodonta piscinalis</i> (1) <i>Corbicula spec.</i> (2) <i>Corbicula leana</i> (1) <i>Corbicula manilensis</i> (8) <i>Dreissena polymorpha</i> (10) <i>Musculium transversum</i> (1) <i>Pisidium spec.</i> (3) <i>Sphaerium spec.</i> (2) <i>Sphaerium corneum</i> (1) <i>Unio pictorum</i> (1) <i>Unio tumidus</i> (1)	Formaldehyde; Dieldrin; Dichlorvos; Ethyl Alcohol; Aceton; 1,1,2- Trichloroethane; Pentachlorophenol; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro-m- cresol; 3,4-Dichloroaniline; Phenol, Thiosulfan; Malathion; Sodium Pentachlorophenate; Sodium dodecyl sulfate; 1-Decanaminium, N-decyl- N,N-dimethyl-, chloride; 6-[2-(5- nitrofuranyl)ethenyl]-2- pyridinemethanol; Butachlor; Thiobencarb; Deltamethrin; Cyfluthrin	I; BQ; BZ; CH; CP; DF; DV; ED; EF; EH; EP; HV; JI; JS; KQ; LA
Megaloptera	1	0,29	–	–	<i>Sialis lutaria</i> (1)	Phenol	CP
Odonata	55	0,33	0,164	0,048	<i>Aeshna cyanea</i> (1) <i>Coenagrion pulhellum</i> (1) <i>Enallagma spec.</i> (5) <i>Ischnura spec.</i> (5) <i>Ischnura elegans</i> (14) <i>Ischnura verticalis</i> (2) <i>Lestes congener</i> (12) <i>Lestes dryas</i> (1) <i>Libellula spec.</i> (2) <i>Ophiogomphus spec.</i> (2) <i>Orthetrum albistylum</i> (8) <i>Platycnemis pennipes</i> (1) <i>Sympetrum flaveolum</i> (1)	DDT; Parathion; Lindan; Dieldrin; Benzeneamine; Methylcarbamat; Aceton; 1-Propanol; Benzene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; allylamine; Phenol, Pyridin; 1-Heptanol, Methyl carbamate, Thiosulfan; Malathion; Fenitrothion; Ethyl acetate; Diazinon; Dichlobenil; Diquat; Permethrin	S; AI; AJ; AN; CP; CS; EA; EL; fl; IO; JY

Tabelle III-A1 (fortgesetzt)

Ordnung	n	E _{relativ}	StE	p	Eingeordnete Arten (Anzahl Toxizitätswerte)	Eingeordnete Stoffe	Literatur
Oligochaeta	46	0,83	0,235	0,001	<i>Aeolosoma headleyi</i> (4) <i>Chaetogaster diaphanus</i> (1) <i>Dero spec.</i> (3) <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (7) <i>Lumbriculus variegatus</i> (14) <i>Pristina longiseta</i> (1) <i>Stylaria lacustris</i> (3) <i>Tubifex rivulorum</i> (1) <i>Tubifex tubifex</i> (12)	DDT; Lindan; Benzeneamine; Methylcarbamate; Methoxychlor; Heptachlor; Pentachlorophenol; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro-m-cresol; Thymol; 3,4-Dichloroaniline; Allyl alcohol; Resorcinol; Phenol, N-Hexadecyltrimethylammonium Chloride; Methyl carbamate, Malathion; Sodium cyanide; Kaliumcyanid; Fluoranthene; Ethylenediamine dihydrochloride; Heptachlor epoxide; Potassium ferricyanide; LAS, Alcohols, C14-15, ethoxylated; Paclobutrazol	K; AZ; BC; DG; DR; EF; FC; GT; HF; HN; IG; JK; JN; KD; KN; KP; KU
Ostracoda	27	-0,19	0,168	0,267	<i>Cypria spec.</i> (5) <i>Cypridopsis</i> (6) <i>Cypridopsis vidua</i> (16)	Formaldehyde; DDT; Fenthion; Methylcarbamate; Endrin; 1,1'-Ethylene-2,2'-bipyridinium dibromide; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro-m-cresol; Thiosulfan; dichlone; Malathion; Simazine; Diphenamid; Dichlobenil; 2,4-D propylene glycol butyl ether ester; Trifluralin; 2,4-D butoxyethyl ester, dipropylcarbamothioic acid S-propyl ester, 2,4-D, Dimethylamine Salt; Molinate; Butoxyethanol; Silvex; Permethrin	S; Z; AF; ED; EF; GV
Plecoptera	21	-0,36	0,149	0,027	<i>Isoperla spec.</i> (1) <i>Isoperla slossonae</i> (2) <i>Leuctra moselyi</i> (1) <i>Nemoura cinerea</i> (14) <i>Nemoura marginata</i> (1) <i>Phasganophora spec.</i> (1) <i>Protonemura meyeri</i> (1) <i>Arctopsyche grandis</i> (2) <i>Brachycentrus americanus</i> (2) <i>Cheumatopsyche spec.</i> (4) <i>Chimarra obscura</i> (2) <i>Hydropsyche spec.</i> (5) <i>Hydropsyche angustipennis</i> (8) <i>Hydropsyche californica</i> (2) <i>Hydropsyche sparna</i> (1) <i>Lepidostoma spec.</i> (2) <i>Leptocerus aterrimus</i> (1) <i>Limnephilus spec.</i> (2) <i>Limnephilus bipunctatus</i> (1) <i>Limnephilus flavicornis</i> (1) <i>Limnephilus lunatus</i> (1) <i>Limnephilus stigma</i> (1) <i>Phryganea striata</i> (1)	DDT; Lindan; Benzeneamine; Aceton; 1-Propanol; Benzene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro-m-cresol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; allylamine; Phenol, Pyridin; 1-Heptanol, Fenitrothion; Ethyl acetate	S; CP; DF; IG; IO; JY
Trichoptera	36	0,31	0,176	0,092	<i>Arctopsyche grandis</i> (2) <i>Brachycentrus americanus</i> (2) <i>Cheumatopsyche spec.</i> (4) <i>Chimarra obscura</i> (2) <i>Hydropsyche spec.</i> (5) <i>Hydropsyche angustipennis</i> (8) <i>Hydropsyche californica</i> (2) <i>Hydropsyche sparna</i> (1) <i>Lepidostoma spec.</i> (2) <i>Leptocerus aterrimus</i> (1) <i>Limnephilus spec.</i> (2) <i>Limnephilus bipunctatus</i> (1) <i>Limnephilus flavicornis</i> (1) <i>Limnephilus lunatus</i> (1) <i>Limnephilus stigma</i> (1) <i>Phryganea striata</i> (1)	DDT; Parathion; Lindan; Methoxychlor; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro-m-cresol; Phenol, Malathion; Kaliumcyanid; Diazinon; Dichlobenil; Diquat; Pirimiphos-methyl, Permethrin	M; AJ; AU; AV; CJ; CP; DF; EI; GT; HJ; HL; IG; JM; JZ
Turbellaria	47	0,46	0,135	0,001	<i>Catenula spec.</i> (4) <i>Dugesia spec.</i> (6) <i>Dugesia dorotocephala</i> (3) <i>Dugesia gonocephala</i> (1) <i>Dugesia lugubris</i> (16) <i>Dugesia tigrina</i> (11) <i>Mesostoma ehrenbergi</i> (1) <i>Polycelis felina</i> (1) <i>Polycelis tenuis</i> (4)	DDT; Parathion; Lindan; Benzeneamine; Aceton; 1-Propanol; Benzene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro-m-cresol; Thymol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; Allylamine; Allyl alcohol; Resorcinol; Phenol, Pyridin; 1-Heptanol, N-Hexadecyltrimethylammonium chloride; TNT; Thiram; Ethyl acetate; Sodium cyanide; Ethylenediamine dihydrochloride; Sodium carbonate; Potassium ferricyanide; 4-Amino-2,6-dinitrotoluene; 2-Amino-4,6-dinitrotoluene; LAS, Alcohols, C14-15, ethoxylated	AK; AQ; AZ; BX; DG; DT; EF; EX; GT; HN; IG; JW; JY

Im Rahmen der Bestimmung der E_{relativ}-Werte verwendete Literatur

- a) Mokry, L. E. and K. D. Hoagland, 1990. Acute Toxicities of Five Synthetic Pyrethroid Insecticides to *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*. Environ. Toxicol. Chem. 9 (8): 1045-1051.
- b) Fisher, S. W., 1991. Changes in the Toxicity of Three Pesticides as a Function of Environmental pH and Temperature. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 46 (2): 197-202.
- c) Sibley, P. K. and N. K. Kaushik, 1991. Toxicity of Microencapsulated Permethrin to Selected Nontarget Aquatic Invertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20 (2): 168-176.
- d) Stephenson, G. L., N. K. Kaushik, and K. R. Solomon, 1991. Acute Toxicity of Pure Pentachlorophenol and a Technical Formulation to Three Species of *Daphnia*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20 (1): 73-80
- e) Ali, A. and M. S. Mulla, 1976. Insecticidal Control of Chironomid Midges in the Santa Ana River Water Spreading System, Orange County, California. J. Econ. Entomol. 69: 509-513.
- f) Cowgill, U. M. and D. P. Milazzo, 1991. The Sensitivity of *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna* to Seven Chemicals Utilizing the Three-Brood Test. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20 (2): 211-217.
- g) Lakota, S., A. Raszka, T. Utracki, and Z. Chmiel, 1989. Side-Effect of Deltamethrin and Cypermethrin in the Environment of Water Biocenoses. Organika 1987-1988: 71-77.
- h) Evans, J. W., 1979. The Construction and Use of a Continuous-Flow Bioassay Apparatus to Determine a Preliminary Unionized Ammonia 96-Hour LC50 for the Crayfish, M.S. Thesis, University of Kansas, Lawrence, KS.: 76 p.
- i) Chandler, J. H. Jr. and L. L. Marking, 1979. Toxicity of Fishery Chemicals to the Asiatic Clam, *Corbicula manilensis*. Prog. Fish-Cult. 41 (3): 148-151.
- j) DeGraeve, G. M., R. L. Overcast, and H. L. Bergman, 1980. Toxicity of Underground Coal Gasification Condenser Water and Selected Constituents to Aquatic Biota. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9 (5): 543-555.
- k) Cairns, J., A. L. Buikema, Jr., A. G. Heath, and B. C. Parker, 1978. Effects of Temperature on Aquatic Organism Sensitivity to Selected Chemicals. Va. Water Resour. Res. Center, Bull. 106, Office of Water Res. and Technol., OWRT Project B-084-VA, VA. Polytech. Inst. State Univ., Blacksburg, VA:88 p.
- l) Gaufin, A. R., L. D. Jensen, A. V. Nebeker, T. Nelson, and R. W. Teel, 1965. The Toxicity of Ten Organic Insecticides to Various Aquatic Invertebrates. Water Sewage Works 12:276-279.
- m) Gaufin, A. R., L. D. Jensen, A. V. Nebeker, T. Nelson, and R. W. Teel, 1965. The Toxicity of Ten Organic Insecticides to Various Aquatic Invertebrates. Water Sewage Works 12: 276-279.
- n) Robertson, E. B. and D. L. Bunting, 1976. The Acute Toxicity of Four Herbicides to 0-4 Hour Nauplii of *Cyclops vernalis* Fisher (Copepoda, Cyclopoida). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 16 (6): 682-688.
- o) Degraeve, G. M., D. L. Geiger, J. S. Meyer, and H. L. Bergman, 1980. Acute and Embryo-Larval Toxicity of Phenolic Compounds to Aquatic Biota. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9 (5):557-568.
- p) Maheshwari, U. K., B. C. Das, S. Paul, S. K. Chouhan, and A. K. Yadav, 1988. Bioassay Studies of Some Commercial Organic Pesticides to an Exotic Carp Fry, *Hypophthalmichthys molitrix* (C. & V). J. Environ. Biol. 9 (4): 377-380.
- q) Macek, K. J., K. S. Buxton, S. K. Derr, J. W. Dean, and S. Sauter, 1976. Chronic Toxicity of Lindane to Selected Aquatic Invertebrates and Fishes. Ecol. Res. Ser., EPA-600/3-76-046, Environ. Res. Lab., U.S. EPA, Duluth, MN:50 p.
- r) Macek, K. J. , K. S. Buxton, S. Sauter, S. Gnilka, and J. W. Dean, 1976. Chronic Toxicity of Atrazine to Selected Aquatic Invertebrates and Fishes. Ecol. Res. Ser., EPA-600/3-76-047, Environ. Res. Lab., U.S. EPA, Duluth, MN: 50 p.
- s) Johnson, W. W. and M. T. Finley, 1980. Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates. Resour. Publ. 137, Fish Wildl. Serv., U.S.D.I., Washington, D.C.:98 p.
- t) Mulla, M. S., H. A. Navvab-Gojrati, and H. A. Darwazeh, 1978. Toxicity of Mosquito Larvicidal Pyrethroids to Four Species of Freshwater Fishes. Environ. Entomol. 7 (3): 428-430.
- u) Fisher, D. J, D. T. Burton, and R. L. Paulson, 1989. Comparative Acute Toxicity of Diethyleneglycol Dinitrate to Freshwater Aquatic Organisms. Environ. Toxicol. Chem. 8 (6): 545-550.
- v) Shigeoka, T., T. Yamagata, T. Minoda, and F. Yamauchi, 1988. Acute Toxicity and Hatching Inhibition of Chlorophenols to Japanese Medaka, *Oryzias latipes* and Structure-Activity Relationships. J. Hyg. Chem./ Eisei Kagaku 34 (4): 343-349.

- w) Kline, E. R., A. W. Jarvinen, and M. L. Knuth, 1989. Acute Toxicity of Triphenyltin Hydroxide to Three Cladoceran Species. *Environ. Pollut.* 56 (1): 11-17.
- x) Kelada, N. L. and N. Shaker, 1988. Toxicity of Three Chemical Insecticides in Combination with *Bacillus spp.* Against Mosquito Larvae. *Insect Sci. Appl.* 9 (2): 229-231.
- y) Das, P.K.M.K. and S.K. Konar 1988 Acute Toxicity of Petroleum Products, Crude Oil and Oil Refinery Effluent on Plankton, Benthic Invertebrates and Fish *Environ. Ecol.* 6(4):885-891
- z) Naqvi, S.M. and R.H. Hawkins 1989 Responses and LC50 Values for Selected Microcrustaceans Exposed to Spartan, Malathion, Sonar, Weedtrine-D, and Oust Pesticides *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 43(3):386-393
- aa) Magnin, M., E. Marboutin, and N. Pasteur, 1988. Insecticide Resistance in *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae) in West Africa. *J. Med. Entomol.* 25 (2): 99-104.
- ab) Ankley, G. T., J. R. Dierkes, D. A. Jensen, and G. S. Peterson, 1991. Piperonyl Butoxide as a Tool in Aquatic Toxicological Research with Organophosphate Insecticides. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 21 (3): 266-274.
- ac) Chaiyarach, S., V. Ratananun, and R. C. Harrel, 1975. Acute Toxicity of the Insecticides Toxaphene and Carbaryl and the Herbicides Propanil and Molinate to Four Species of Aquatic Organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 14 (3): 281-284.
- ad) Julin, A. M. and H. O. Sanders, 1977. Toxicity and Accumulation of the Insecticide Imidan in Freshwater Invertebrates and Fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 106 (4): 386-392.
- ae) Sanders, H. O., 1969. Toxicity of Pesticides to the Crustacean *Gammarus lacustris*. Tech. Pap. No. 25, Bur. Sports Fish. Wildl., Fish Wildl. Serv., U.S.D.I., Washington, D.C.: 18 p.
- af) Sanders, H. O., 1970. Toxicities of Some Herbicides to Six Species of Freshwater Crustaceans. *J. Water Pollut. Control Fed.* 24 (8): 1544-1550.
- ag) Sanders, H. O., 1972. Toxicity of Some Insecticides to Four Species of Malacostracan Crustaceans. Tech. Pap. No. 66, Bur. Sports Fish. Wildl., Fish Wildl. Serv., U.S.D.I., Washington, D.C.: 19 p.
- ah) Sanders, H. O. and O. B. Cope, 1966. Toxicities of Several Pesticides to Two Species of Cladocerans. *Trans. Am. Fish. Soc.* 95 (2): 165-169.
- ai) Schoettger, R. A., 1970. Toxicology of Thiodan in Several Fish and Aquatic Invertebrates. Invest. Fish Control No. 35, Fish Wildl. Serv., Bur. Sport Fish. Wildl., U.S.D.I., Washington, D.C.: 31 p.
- aj) Wilson, D. C. and C. E. Bond, 1969. The Effects of the Herbicides Diquat and Dichlobenil (Casoron) on Pond Invertebrates Part I. Acute Toxicity. *Trans. Am. Fish. Soc.* 98 (3): 438-443.
- ak) Dowden, B. F. and H. J. Bennett, 1965. Toxicity of Selected Chemicals to Certain Animals. *J. Water Pollut. Control Fed.* 37 (9): 1308-1316.
- al) Singh, O. and R. A. Agarwal, 1981. Toxicity of Certain Pesticides to Two Economic Species of Snails in Northern India. *J. Econ. Entomol.* 74:568-571.
- am) Julin, A. M. and H. O. Sanders, 1978. Toxicity of the IGR, Diflubenzuron, to Freshwater Invertebrates and Fishes. *Mosq. News* 38 (2): 256-259.
- an) Stalling, D. L. and F. L. Mayer, Jr., 1972. Toxicities of PCBs to Fish and Environmental Residues. *Environ. Health Perspect.* 1: 159-164.
- ao) Spacie, A., A. G. Vilkas, G. F. Doebbler, W. J. Kuc, and G. R. Iwan, 1981. Acute and Chronic Parathion Toxicity to Fish and Invertebrates. EPA 600/3-81-047, Office of Research and Monitoring, U.S. EPA, Washington, D.C.: 78 p.
- ap) Hatakeyama, S. and Y. Sugaya, 1989. A Freshwater Shrimp (*Paratya compressa improvisa*) as a Sensitive Test Organism to Pesticides. *Environ. Pollut.* 59 (4): 325-336.
- aq) Kouyoumjian, H. H. and R. F. Uglow, 1974. Some Aspects of the Toxicity of p,p'-DDT, p,p'-DDE and p,p'-DDD to the Freshwater Planarian *Polycelis felina* (Tricladida). *Environ. Pollut.* 7: 103-109.
- ar) Canton, J. H. and D. M. M. Adema, 1978. Reproducibility of Short-Term and Reproduction Toxicity Experiments with *Daphnia magna* and Comparison of the Sensitivity of *Daphnia magna* with *Hydrobiologia* 59 (2): 135-140.
- as) Nebeker, A. V. and A. R. Gaufin, 1964. Bioassays to Determine Pesticide Toxicity to the Amphipod Crustacean, *Gammarus lacustris*. *Proc. Utah Acad. Sci.* 4 (1): 64-67.

- at) Smith, L. L. Jr., S. J. Broderius, D. M. Oseid, G. L. Kimball, W. M. Koenst, and D. T. Lind, 1979. Acute and Chronic Toxicity of HCN to Fish and Invertebrates Ecol. Res. Ser. EPA-600/3-79-009, Environ. Res. Lab, U.S. EPA, Duluth, MN:115 p.
- au) Carlson, C.A., 1966. Effects of Three Organophosphorus Insecticides on Immature *Hexagenia* and *Hydropsyche* of the Upper Mississippi River. Trans. Am. Fish. Soc. 95 (1): 1-5.
- av) Gaufin, A. R., L. Jensen, and T. Nelson, 1961. Bioassays to Determine Pesticide Toxicity to Aquatic Invertebrates. Water Sewage Works 108: 355-359.
- aw) Streufert, J. M., J. R. Jones, and H. O. Sanders, 1980. Toxicity and Biological Effects of Phthalate Esters on Midges (*Chironomus plumosus*). Trans. Mo. Acad. Sci. 14: 33-40.
- ax) Overnell, J., 1975. The Effect of Heavy Metals on Photosynthesis and Loss of Cell Potassium in Two Species of Marine Algae, *Dunaliella tertiolecta* and *Phaeodactylum*.... Mar. Biol. 29 (1): 99-103.
- ay) Lomte, V. S. and S. M. Alam, 1986. Temperature Dependent Toxicity of Malathion to the Freshwater Gastropod *Viviparus bengalensis*. C.A. Sel.-Environ. Pollut. 20: 105-110.
- az) Lewis, M. A. and D. Suprenant, 1983. Comparative Acute Toxicities of Surfactants to Aquatic Invertebrates. Ecotoxicol. Environ. Saf. 7 (3): 313-322.
- ba) Naqvi, S. M. and D. E. Ferguson, 1970. Levels of Insecticide Resistance in Fresh-Water Shrimp, *Palaemonetes kadiakensis* Trans. Am. Fish. Soc. 99 (4): 696-699.
- bb) Sato, H. and M. Yasuno, 1979. Test on Chironomidae Larvae Susceptibility to Various Insecticides. Eisei Dobutsu /Jpn. J. Sanit. Zool. 30(4):361-366.
- bc) Dad, N. K., S. A. Qureshi, and V. K. Pandya, 1982. Acute Toxicity of Two Insecticides to Tubificid Worms, *Tubifex tubifex* and *Limnodrilus hoffmeisteri*. Environ. Int. 7 (5): 361-363.
- bd) Sanders, H. O., J. Huckins, B. T. Johnson, and D. Skaar, 1981. Biological Effects of Kepone and Mirex in Freshwater Invertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 10: 531-539.
- be) Hansen, L. G., I. P. Kapoor, and R. L. Metcalf, 1972. Biochemistry of Selective Toxicity and Biodegradability: Comparative o-Dealkylation by Aquatic Organisms. Comp. Gen. Pharmacol. 3: 339-344.
- bf) Benijts-Claus, C. and G. Persoone. 1975. Toxicity of Three Herbicides in the Aquatic Ecosystem (La Toxicite de Trois Herbicides sur L'Ecosysteme Aquatique) La Tribune Du Cereveau 28(383):340-346.
- bg) Kimura, T. and H. L. Keegan, 1966. Toxicity of Some Insecticides and Molluscicides for the Asian Blood Sucking Leech, *Hirudo nipponia* Whitman. Am. J. Trop. Med. Hyg. 15 (1): 113-115.
- bh) Mulla, M. S. and A. M. Khasawinah, 1969. Laboratory and Field Evaluation of Larvicides Against Chironomid Midges. J. Econ. Entomol. 62 (1): 37-41.
- bi) Rettich, F., 1977. The Susceptibility of Mosquito Larvae to Eighteen Insecticides in Czechoslovakia. Mosq. News 37 (2): 252-257.
- bj) Solski, A. and E. Erndt, 1987. Application of Tests at Population and Ecosystem Levels for the Estimation of Toxicity of Selected Non-Ionic Detergents. Acta Hydrobiol. 29 (4): 387-402.
- bk) Vardia, H. K. and P. S. Rao, 1986. Pesticidal Effects on Chironomid Larvae. Rev. Biol. (Lisb.) 13 (1-4): 113-115.
- bl) Van Wijngaarden, R. and P. Leeuwangh, 1989. Relation Between Toxicity in Laboratory and Pond: An Ecotoxicological Study with Chlorpyrifos. Meded. Fac. Landbouwwet. Rijksuniv. Gent 54 (3b): 1061-1069.
- bm) Lohner, T. W. and S. W. Fisher, 1990. Effects of pH and Temperature on the Acute Toxicity and Uptake of Carbaryl in the Midge, *Chironomus riparius*. Aquat. Toxicol. 16 (4): 335-354.
- bn) Smith, S. B., J. F. Savino, and M. A. Blouin, 1988. Acute Toxicity to *Daphnia pulex* of Six Classes of Chemical Compounds Potentially Hazardous to Great Lakes Aquatic Biota. J. Great Lakes Res. 14 (4): 394-404; Aquat. Sci. Fish. Abstr. 17 (2): 139 (1987).
- bo) Lee, D. R., 1976. Development of an Invertebrate Bioassay to Screen Petroleum Refinery Effluents Discharged into Freshwater. Ph.D. Thesis, Virginia Polytechnic Inst. and State University, Blacksburg, VA:108 p.
- bp) Oris, J. T., R. W. Winner, and M. V. Moore, 1991. A Four-Day Survival and Reproduction Toxicity Test for *Ceriodaphnia dubia*. Environ. Toxicol. Chem. 10 (2): 217-224.
- bq) Ernst, W. R., P. Jonah, K. Doe, G. Julien, and P. Hennigar, 1991. Toxicity to Aquatic Organisms of Off-Target Deposition of Endosulfan Applied by Aircraft. Environ. Toxicol. Chem. 10 (1): 103-114.
- br) Ali, A. and M. S. Mulla, 1980. Activity of Organophosphate and Synthetic Pyrethroid Insecticides Against Pesticiferous Midges in some Southern California Flood Control Channels. Mosq. News 40: 593-597.

- bs) Call, D. J., L. T. Brooke, C. A. Lindberg, T. P. Markee, D. J. McCauley, and S. H. Poirier, 1984. Toxicity of Aluminum to Freshwater Organisms in Water of pH 6.5-8.5. Tech. Rep. Project No. 549-238-RT-WRD, Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin, Superior, WI:46 p.
- bt) Adams, W. J., R. A. Kimerle, and R. G. Moshe, 1985. Aquatic Safety Assessment of Chemicals Sorbed to Sediments. In: R.D.Cardwell, R.Purdy, and R.C.Bahner (Eds.), Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Seventh Symposium, ASTM STP 854, Philadelphia, PA: 429-453.
- bu) Buhl, K. J. and N. L. Faerber, 1989. Acute Toxicity of Selected Herbicides and Surfactants to Larvae of the Midge *Chironomus riparius*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 18 (4): 530-536.
- bv) Lewis, P. A. and W. B. Horning II, 1991. Differences in Acute Toxicity Test Results of Three Reference Toxicants on *Daphnia* at Two Temperatures. Environ. Toxicol. Chem. 10: 1351-1357.
- bw) Wakabayashi, M., R. Konno, and T. Nishiido, 1988. Relative Lethal Sensitivity of Two *Daphnia* Species to Chemicals. Tokyo-to Kankyo Kagaku Kenkyusho Nenpo:126-128.
- bx) Johnson, L. R., R. Davenport, H. Balbach, and D. J. Schaeffer, 1994. Phototoxicology. III. Comparative Toxicity of Trinitrotoluene and Aminodinitrotoluenes to *Daphnia magna*, *Dugesia dorotocephala*, and Sheep Erythrocytes. Ecotoxicol. Environ. Saf. 27 (1): 34-49.
- by) Roghair, C. J., A. Buijze, E. S. E. Yedema, and J. L. M. Hermens, 1994. A QSAR for Base-Line Toxicity to the Midge *Chironomus riparius*. Chemosphere 28 (5): 989-997.
- bz) Waller, D. L., J. J. Rach, W. G. Cope, L. L. Marking, S. W. Fisher, and H. Dabrowska, 1993. Toxicity of Candidate Molluscicides to Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) and Selected Nontarget Organisms. J. Great Lakes Res. 19 (4): 695-702.
- ca) Marchini, S., M. D. Hoglund, S. J. Borderius, and M. L. Tosato, 1993. Comparison of the Susceptibility of Daphnids and Fish to Benzene Derivatives. Sci. Total Environ. (Suppl.):799-808.
- cb) Darville, R. G., 1982. The Effects of Naphthalene on the Physiology and Life Cycle of *Chironomus attenuatus* and *Tanytarsus dissimilis*. Ph.D. Thesis, Oklahoma State University, Stillwater, OK:85 p.
- cc) Shukla, G., S. Omkar, and V. B. Upadhyay, 1982. Acute Toxicity of Few Pesticides to an Aquatic Insect, *Ranatra elongata* (Fabr.). J. Adv. Zool. 3 (2): 148-150.
- cd) Ziegler, R., S. Whyard, A. E. R. Downe, G. R. Wyatt, and V. K. Walker, 1987. General Esterase, Malathion Carboxylesterase, and Malathion Resistance in *Culex tarsalis*. Pestic. Biochem. Physiol. 28 (2): 279-285.
- ce) Lakota, S., A. Raszka, and I. Kupczak, 1981. Toxic Effect of Cartap, Carbaryl, and Propoxur on Some Aquatic Organisms. Acta Hydrobiol. 23 (2): 183-190.
- cf) Rubio-Moran, R., W. A. Rowley, and J. R. Coats, 1981. Effect of Permethrin and Malathion on *Aedes trivittatus* and *Culex pipiens pipiens*. Iowa State J. Res. 55 (3): 235-244.
- cg) Lansing, M. B., W. S. Gardner, and B. J. Eadie, 1993. Catecholamines as Potential Sub-Lethal Stress Indicators in Great Lakes Macrobenthic Invertebrates. J. Great Lakes Res. 19 (3): 569-581.
- ch) Wang, Y. S., C. G. Jaw, H. C. Tang, T. S. Lin, and Y. L. Chen, 1992. Accumulation and Release of Herbicides Butachlor, Thiobencarb, and Chlomethoxyfen by Fish, Clam, and Shrimp. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 48 (3): 474-480.
- ci) Taylor, E. J., S. J. Maund, and D. Pascoe, 1991. Toxicity of Four Common Pollutants to the Freshwater Macroinvertebrates *Chironomus riparius* Meigen (Insecta: Diptera) and *Gammarus pulex* (L.)... Arch. Environ. Contam. Toxicol. 21: 371-376.
- cj) Merna, J. W. and P. J. Eisele, 1973. The Effects of Methoxychlor on Aquatic Biota. EPA-R3-73-046, Ecol. Res. Ser., Office of Research and Monitoring, U.S. EPA, Washington, D.C.:59 p.
- ck) Ahmed, W., 1977. A Laboratory and Field Study of the Toxicity of Mosquito Larvicides to Non-Target Insects Found in California Rice Fields In: Ph.D. Thesis, W.Ahmed, The Effectiveness of Predators of Rice Field Mosquitoes in Relation to Pesticide use in Rice Culture, University of California, Davis, CA:1-4.
- cl) Rettich, F., 1979. Laboratory and Field Investigations in Czechoslovakia with Fenitrothion, Pirimiphos-Methyl, Temephos and Other Organophosphorous Larvicides... Mosq. News 39 (2): 320-328.
- cm) Ali, A. and M. S. Mulla, 1977. The IGR Diflubenzuron and Organophosphorus Insecticides Against Nuisance Midges in Man-Made Residential-Recreational Lakes. J. Econ. Entomol. 70 (5): 571-577.
- cn) Jeyasingam, D. N. T., B. Thayumanavan, and S. Krishnaswamy, 1978. The Relative Toxicities of Insecticides on Aquatic Insect *Eretes sticticus* (Linn.) (Coleoptera: Dytiscidae) J. Madurai Univ. 7 (1): 85-87.
- co) Santharam, K. R., B. Thayumanavan, and S. Krishnaswamy, 1976. Toxicity of Some Insecticides to *Daphnia carinata* King, an Important Link in the Food Chain in the Freshwater Ecosystems. Indian J. Ecol. 3 (1): 70-73.

- cp) Kamshilov, M. M. and B. A. Flerov, 1976. Experimental Research on Phenol Intoxication of Aquatic Organisms and Destruction of Phenol in Model Communities. In: D.I.Mount, W.R.Swain, N.K.Ivanikiw (Eds.), Proc. 1st and 2nd USA-USSR Symp. on Effects of Pollutants upon Aquatic Ecosystems, Duluth, MN:181-192.
- cq) Hatakeyama, S. and H. Shiraishi, 1991. Chronic Effects of Waterborne or Dietary Exposure to a Herbicide, Chlornitrofen (2,4,6-Trichlorophenyl-4'-Nitrophenyl Ether), on Reproduction of... . Water Res. 25 (8): 945-951.
- cr) Schoettger, R. A. and W. L. Mauck, 1978. Toxicity of Experimental Forest Insecticides to Fish and Aquatic Invertebrates. In: D.I.Mount, W.R.Swain, and N.K. Ivanikiw (Eds), Proc. 1st and 2nd USA-USSR Symp. on Effects of Pollutants upon Aquatic Ecosystems, Vol. 1, USA Symp. Oct. 21-23, 1975; Vol. 2, USSR Symp. June 22-26, 1976, Duluth, MN:250-266.
- cs) Gopal, K., R. N. Khanna, M. Anand, and G. S. D. Gupta, 1981. The Acute Toxicity of Endosulfan to Fresh-Water Organisms. Toxicol. Lett. (Amst.) 7: 453-456.
- ct) Naqvi, S. M., T. S. Leung, and N. Z. Naqvi, 1980. Toxicities of Paraquat and Diquat Herbicides to Freshwater Copepods (*Daphnopus sp.* and *Eucyclops sp.*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25 (6): 918-920.
- cu) Hooftman, R. N., D. M. M. Adema, and J. Kauffman-Van Bommel, 1989. Developing a Set of Test Methods for the Toxicological Analysis of the Pollution Degree of Waterbottoms. Rep. No. 16105, Netherlands Organization for Applied Scientific Research:68 p.
- cv) Maki, A. W. and W. E. Bishop, 1979. Acute Toxicity Studies of Surfactants to *Daphnia magna* and *Daphnia pulex*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 8 (5): 599-612.
- cw) Ali, A., 1981. Laboratory Evaluation of Organophosphate and New Synthetic Pyrethroid Insecticides Against Pesticiferous Chironomid Midges of Central Florida. Mosq. News 41 (1): 157-161.
- cw) Bluzat, R. and J. Seuge, 1979. Effects of Three Insecticides (Lindane, Fenthion, and Carbaryl) on the Acute Toxicity to Four Aquatic Invertebrate Species and the Chronic Toxicity... . Environ. Pollut. 18 (1): 51-70.
- cx) Woodward, D. F. and W. L. Mauck, 1980. Toxicity of Five Forest Insecticides to Cutthroat Trout and Two Species of Aquatic Invertebrates. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25 (6): 846-853.
- cy) Neilson, A. H., A. S. Allard, S. Fischer, M. Malmberg, and T. Vikto, 1990. Incorporation of a Subacute Test with Zebra Fish into a Hierarchical System for Evaluating the Effect of Toxicants in the Aquatic Environment. Ecotoxicol. Environ. Saf. 20 (1): 82-97.
- cz) Canton, J. H. and W. Slooff, 1977. The Usefulness of *Lymnaea stagnalis* L. as a Biological Indicator in Toxicological Bio-Assays (Model Substance alpha-HCH). Water Res. 11 (1): 117-121.
- da) Mulla, M. S., H. A. Navvab-Gojrati, and H. A. Darwazeh, 1978. Biological Activity and Longevity of New Synthetic Pyrethroids Against Mosquitoes and Some Nontarget Insects. Mosq. News 38 (1): 90-96.
- db) Berry, W. O. and J. D. Brammer, 1977. Toxicity of Water-Soluble Gasoline Fractions to Fourth-Instar Larvae of the Mosquito, *Aedes aegypti* L. Environ. Pollut. 13 (3): 229-234.
- dc) Dolan III, J. M., B. C. Gregg, J. Cairns, Jr., K. L. Dickson, and A. C. Hendricks, 1974. The Acute Toxicity of Three New Surfactant Mixtures to a Mayfly Larvae. Arch. Hydrobiol. 74 (1): 123-132.
- dd) Folmar, L. C., H. O. Sanders, and A. M. Julin, 1979, Toxicity of the Herbicide Glyphosate and Several of its Formulations to Fish and Aquatic Invertebrates, Arch. Environ. Contam. Toxicol. 8 (3): 269-278.
- de) Kawatski, J. A., M. M. Ledvina, and C. R. Hansen, Jr., 1975. Acute Toxicities of 3-Trifluoromethyl-4-Nitrophenol (TFM) and 2,5-Dichloro-4'-Nitrosalicylanilide (Bayer 73) to Larvae of the Midge *Chironomus*... Invest. Fish Control No. 57, Fish Wildl. Serv., Bur. Sport Fish. Wildl., U.S.D.I., Washington, D.C.:5 p.
- df) Maki, A. W., L. Geissel, and H. E. Johnson, 1975. Comparative Toxicity of Larval Lampricide (TFM: 3-Trifluoromethyl-4-Nitrophenol) to Selected Benthic Macroinvertebrates. J. Fish. Res. Board Can. 32 (8): 1455-1459.
- dg) Alekseyev, V. A. and N. Y. Uspenskaya, 1974. A Toxicological Description of Acute Phenolic Poisoning of Certain Freshwater Worms. Hydrobiol. J. 10 (4): 35-41; Hidrobiol. Zh. 10 (4): 36-40.
- dh) Bender, M. E. and P. E. Eisele, 1971. Long Term Effects of Pesticides on Stream Invertebrates. Office Water Resour. Res., U.S.D.I., OWRR Project No. A-029-Mich:28 p.
- di) Bentley, R. E., G. A. LeBlanc, T. A. Hollister, and B. H. Sleight III, 1976. Acute Toxicity of Diisopropylmethyl Phosphonate and Dicyclopentadiene to Aquatic Organisms. Contract No. DAMD-17-75-C-5073 Final Report, U.S. Army Medical Res. Develop. Command, Washington, D.C.: 98 p.
- dj) Nelson, J. H. and E. S. Evans,Jr., 1973. Field Evaluation of the Larvicidal Effectiveness, Effects on Nontarget Species and Environmental Residues of a Slow-Release Polymer Formulation ... Rep. No. 44-022-73/75, U.S. Army Health Services Command, Fort Sam Houston, TX:188 p.

- dk) Cairns, J. Jr., D. I. Messenger, and W. F. Calhoun, 1976. Invertebrate Response to Thermal Shock Following Exposure to Acutely Sub-Lethal Concentrations of Chemicals. Arch. Hydrobiol. 77 (2): 164-175.
- dl) Fairchild, J. F., E. E. Little, and J. N. Huckins, 1992. Aquatic Hazard Assessment of the Organophosphate Insecticide Fonofos. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 22 (4): 375-379.
- dm) Samman, J. and M. P. Thomas, 1978. Changes in Zooplankton Populations in the White Volta with Particular Reference to the Effect of Abate. Int. J. Environ. Stud. 12: 207-214.
- dn) Trabalka, J. R. and M. B. Burch, 1978. Investigation of the Effects of Halogenated Organic Compounds Produced in Cooling Systems and Process Effluents on Aquatic Organisms. In: R. L. Jolley, H. Gorchev, and D. R. Hamilton, Jr. (Eds.), Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects: 163-173.
- do) Karnak, R. E. and W. J. Collins, 1974. The Susceptibility to Selected Insecticides and Acetylcholinesterase Activity in a Laboratory Colony of Midge Larvae, *Chironomus tentans* Bull. Environ. Contam. Toxicol. 12 (1): 62-69.
- dp) Ali, A. and M. S. Mulla, 1978. Declining Field Efficacy of Chlorpyrifos Against Chironomid Midges and Laboratory Evaluation of Substitute Larvicides. J. Econ. Entomol. 71 (5): 778-782.
- dq) Knappek, R. and S. Lakota. 1974. Biological Testing to Determine Toxic Effects of Pesticides in Water. (Einige Biotests zur Untersuchung der Toxischen Wirkung von Pestiziden im Wasser). Tagungsber. Akad. Landwirtschaftswiss. D.D.R. 126:105-109.
- dr) Lakota, S., 1974. Toxic Action of Methoxychlor on Certain Water Animals (Die Toxische Wirkung Von Methoxychlor Auf Einige Wassertiere) Tagungsber. Akad. Landwirtschaftswiss. DDR 126:111-115.
- ds) Mathis, H. L. and C. P. Pant, 1974. Mosquito Susceptibility Levels to Seven New Insecticides and Their Comparative Toxicity to the Guppy, *Poecilia reticulata*, in Bangkok, Thailand. Southeast Asian J. Trop. Med. Public Health 5(2):299-302.
- dt) Dortland, R. J., 1980. Toxicological Evaluation of Parathion and Azinphosmethyl in Freshwater Model Ecosystems. Versl. Landbouwk. Onderz 898:1-112.
- du) Suedel, B. C., J. H. Rodgers, Jr., and P. A. Clifford, 1993. Bioavailability of Fluoranthene in Freshwater Sediment Toxicity Tests. Environ. Toxicol. Chem. 12 (1): 155-165.
- dv) Varanka, I., 1986. Toxicity of Mosquitocides on Freshwater Mussel Larvae Acta Biol. Hung. 37 (2): 143-158.
- dw) Estenik, J. F. and W. J. Collins, 1979. In Vivo and In Vitro Studies of Mixed-Function Oxidase in an Aquatic Insect, *Chironomus riparius*. In: M.A.Q.Khan, J.J.Lech, and J.J.Menn (Eds.), Pesticide and Xenobiotic Metabolism in Aquatic Organisms, ACS (Am. Chem. Soc.) Symp. Ser. 99:349-370.
- dx) Flerov, B. A., 1979. Comparative Study of the Avoidance of Toxic Substances in Some Aquatic Animals.. Tr. Inst. Biol. Vnutr. Vod Akad. Nauk SSSR 38:81-87.
- dy) Shamaan, N. A., R. Hamidah, J. Jeffries, A. J. Hashim, and W. Z. Wan Ngah, 1993. Insecticide Toxicity, Glutathione Transferases and Carboxylesterase Activities in the Larva of the *Aedes* Mosquito. Comp. Biochem. Physiol. 104C (1): 107-110.
- dz) Darville, R. G. and J. L. Wilhm, 1984. The Effect of Naphthalene on Oxygen Consumption and Hemoglobin Concentration in *Chironomus attenuatus* and on Oxygen Consumption and Life Cycle of Environ. Toxicol. Chem. 3 (1): 135-141.
- ea) Nishiuchi, Y. and K. Asano, 1978. Toxicity of Formulated Agrochemicals to Fresh Water Organisms. LII. The Aquiculture /Suisan Zoshoku 26 (1): 26-30.
- eb) Fisher, S. W., M. J. Lydy, J. Barger, and P. F. Landrum, 1993. Quantitative Structure-Activity Relationships for Predicting the Toxicity of Pesticides in Aquatic Systems with Sediment. Environ. Toxicol. Chem. 12:1307-1318.
- ec) Gulyas, P. and E. Fleit 1990. Evaluation of Ammonia Toxicity on *Daphnia magna* and Some Fish Species. Aquacult. Hung. (Szarvas) 6:171-183.
- ed) Bills, T. D., L. L. Marking, and J. H. Chandler, Jr., 1977. Formalin: Its Toxicity to Nontarget Aquatic Organisms, Persistence, and Counteraction. Invest. Fish Control No. 73, Fish Wildl. Serv., Bur. Sport Fish. Wildl., U.S.D.I., Washington, D.C.:7 p.
- ef) Chandler, J. H. and L. L. Marking, 1975. Toxicity of the Lampricide 3-Trifluoromethyl-4-Nitrophenol (TFM) to Selected Aquatic Invertebrates and Frog Larvae. Invest. Fish Control No. 62, Fish. Wildl. Serv., Bur. Sport Fish. Wildl., U.S.D.I., Washington, D.C.:7 p.
- eg) McCoy, L. E. and J. E. Joy, 1977. Tolerance of *Sepedon fuscipennis* and *Dictya* sp. Larvae (Diptera: Sciomyzidae) to the Molluscicides Bayer 73 and Sodium Pentachlorophenate. Environ. Entomol. 6(2):198-202.

- eh) Marking, L. L., T. D. Bills, and J. H. Chandler, Jr., 1977. Toxicity of Furanace to Fish, Aquatic Invertebrates, and Frog Eggs and Larvae Invest. Fish Control Rep. No. 76, Fish Wildl. Serv., Bur. Sport Fish. Wildl., U.S.D.I., Washington, D.C.: 6 p.
- ei) Morgan, H. G., 1976. Sublethal Effects of Diazinon on Stream Invertebrates. Ph.D. Thesis, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada:157 p.; Diss. Abstr. Int. B Sci. Eng. 38 (1): 125 (1977).
- ej) Mule, M. B. and V. S. Lomte, 1992. Cypermethrin (Synthetic Pyrethroid) Toxicity to Freshwater Snail *Thiara tuberculata*. Pollut. Res. 11 (4): 225-229.
- ek) Kikuchi, T., M. Kamei, S. Okubo, and M. Yasuno, 1992. Effects of the Insect Growth Regulator Methoprene and Organophosphorus Insecticides Against Non-Target Aquatic Organisms in Urban Drains. Jpn. J. Sanit. Zool. /Eisei Dobutsu 43(2):65-70.
- el) Federle, P. F. and W. J. Collins, 1976. Insecticide Toxicity to Three Insects From Ohio Ponds. Ohio J. Sci. 76(1):19-24.
- em) Hansen, C. R. Jr. and J. A. Kawatski, 1976. Application of 24-Hour Postexposure Observation to Acute Toxicity Studies with Invertebrates. J. Fish. Res. Board Can. 33 (5): 1198-1201.
- en) Ziegenfuss, P. S., W. J. Renaudette, and W. J. Adams, 1986. Methodology for Assessing the Acute Toxicity of Chemicals Sorbed to Sediments: Testing the Equilibrium Partitioning Theory. In: T.M.Poston and R.Purdy (Eds.), Aquatic Toxicology and Environmental Fate, 9th Volume, ASTM STP 921, Philadelphia, PA: 479-493.
- eo) Schmidt, C. H. and D. E. Weidhaas, 1961. The Toxicological Action of Three Organophosphorus Insecticides with Three Species of Mosquito Larvae. J. Econ. Entomol. 54 (3): 583-586.
- ep) Keller, A. E. , 1993. Acute Toxicity of Several Pesticides, Organic Compounds, and a Wastewater Effluent to the Freshwater Mussel, *Anodonta imbecilis*, *Ceriodaphnia dubia*,... . Bull. Environ. Contam. Toxicol. 51 (5): 696-702.
- eq) Van Wijngaarden, R., P. Leeuwangh, W. G. H. Lucassen, K. Romijn, R. Ronday, R. Van der Velde, and... , 1993. Acute Toxicity of Chlorpyrifos to Fish, a Newt, and Aquatic Invertebrates Bull. Environ. Contam. Toxicol. 51 (5): 716-723.
- er) Maier, K. J. and A. W. Knight, 1993. Comparative Acute Toxicity and Bioconcentration of Selenium by the Midge *Chironomus decorus* Exposed to Selenate, Selenite, and Seleno-DL-methionine. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 25 (3): 365-370.
- es) Airaksinen, M., E. L. Valkama, and O. V. Lindqvist, 1977. Distribution of DDT in the Crayfish *Astacus astacus* L. in Acute Test. In: O.V.Lindqvist (Ed.), Proc. 3rd Int. Symp. Freshwater Crayfish 3:349-356.
- et) Van Emden, H. M., C. C. M. Kroon, E. N. Schoeman, and H. A. Van Seventer, 1974. The Toxicity of Some Detergents Tested on *Aedes aegypti* L., *Lebistes reticulatus* Peters, and *Biomphalaria glabrata* (Say). Environ. Pollut. 6 (4): 297-308.
- eu) Alekseyev, V. A., 1970. Study of Acute Phenolic Intoxication of Certain Species of Aquatic Insects and Arachnids. Hydrobiol J. 6 (5): 22-30.
- ex) See, C. L., A. L. Buikema, Jr., and J. Cairns, Jr., 1974. The Effects of Selected Toxicants on Survival of *Dugesia tigrina* (Turbellaria). ASB (Assoc. Southeast. Biol.) Bull. 21 (2): 82.
- ey) Goel, H. C. and C. P. Srivastava, 1981. Laboratory Evaluation of Some Molluscicides Against Fresh Water Snails, *Indoplanorbis* and *Lymnaea* Species.J. Commun. Dis. 13 (2): 121-127.
- ez) Hickey, C. W., 1989. Sensitivity of Four New Zealand Cladoceran Species and *Daphnia magna* to Aquatic Toxicants. N.Z. J. Mar. Freshwater Res. 23 (1): 131-137.
- fa) Henry, C. J., 1992. Effects of Rodeo Herbicide on Aquatic Invertebrates and Fathead Minnows. M.S. Thesis, South Dakota State University:63 p.
- fb) Sarkar, S. K., 1990. Toxicity Evaluation of Sodium Cyanide to Fish and Aquatic Organisms: Effects of Temperature. Sci. Cult. 56 (4): 165-168.
- fc) Polster, M., 1973. On Problems of Toxicity of Heptachlor Residues. Scr. Med. Fac. Med. Univ. Brun. Purkynianae 46 (2): 71-77.
- fd) Shim, J. C. and L. S. Self, 1973. Toxicity of Agricultural Chemicals to Larvivorous Fish in Korean Rice Fields. Trop. Med. 15 (3): 123-130.
- fe) Nishiuchi, Y. and K. Yoshida, 1972. Toxicities of Pesticides to Some Fresh Water Snails. Bull. Agric. Chem. Insp. Stn. 12: 86-92.

- ff) Chen, P. S., Y. N. Lin, and C. L. Chung, 1971. Laboratory Studies on the Susceptibility of Mosquito-Eating Fish, *Lebistes reticulatus* and the Larvae of *Culex pipiens fatigans* to Insecticides. Tai-Wan I. Hsueh Hui Tsa Chih 70 (1): 28-35.
- fg) Siegfried, B. D.. 1993. Comparative Toxicity of Pyrethroid Insecticides to Terrestrial and Aquatic Insects. Environ. Toxicol. Chem. 12 (9): 1683-1689.
- fh) Roberts, D. R. and T. A. Miller, 1971. Effects of Polymer Formulations of Dursban and Abate on Non-Target Organism Populations April-October 1970. Entomological Spec. Study No. 31-004-71, U.S. Army Environ. Hyg. Agency, Edgewood Arsenal, MD:24 p.
- fi) Finger, S. E., E. F. Little, M. G. Henry, J. F. Fairchild, and T. P. Boyle, 1985, Comparison of Laboratory and Field Assessment of Fluorene - Part 1: Effects of Fluorene on the Survival, Growth, Reproduction, and Behavior In: T.P.Boyle (Ed.), Validation and Predictability of Laboratory Methods for Assessing the Fate and Effects of Contaminants in Aquatic Ecosystems, 1st Symposium, ASTM STP 865, Philadelphia, PA: 120-133.
- fj) Van Jaarsveld, J. H., 1970. Laboratory Study on the Toxicity of Dieldrin to Fresh Water Invertebrates. Phytophylactica 2: 269-274.
- fk) Mittal, P. K., H. C. Agarwal, and M. K. K. Pillai, 1980. Tolerance, Uptake and Metabolism of DDT by the Freshwater Flea *Simocephalus* sp. (Cladocera). Indian J. Exp. Biol. 18 (11): 1326-1329.
- fl) Nishiuchi, Y., H. Iwamura and K. Asano, 1985. Toxicity of Pesticides to Some Aquatic Animals. VI. Acute Toxicity of Latest Registered Pesticides to Some Aquatic Animals. Aquat. Ecol. Chem./Seitai Kagaku 8 (1): 13-15 ; C.A. Sel.-Environ. Pollut. 3: 104-30076N (1986).
- fm) Svobodova, Z., J. Bulinova, B. Machova, B. Vykusova, and R. Faina, 1986. The Toxicity of Selected Organic Dyes to Aquatic Organisms. Pr. Vyzk. Ustav Ryb. Hydrobiol. Vodnany 15: 52-60.
- fn) Stephenson, R. R., 1983. Effects of Water Hardness, Water Temperature, and Size of the Test Organism on the Susceptibility of the Freshwater Shrimp, *Gammarus pulex* (L.), to Bull. Environ. Contam. Toxicol. 31 (4): 459-466.
- fo) Cushman, R. M. and M. I. McKamey, 1981. A *Chironomus tentans* Bioassay for Testing Synthetic Fuel Products and Effluents, with Data on Acridine and Quinoline. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26 (5): 601-605.
- fp) Holcombe, G.W., G.L.Phipps, and J.T.Fiandt, 1983. Toxicity of Selected Priority Pollutants to Various Aquatic Organisms. Ecotoxicol. Environ. Saf. 7 (4): 400-409.
- fq) Gupta, P. K. and P. S. Rao, 1982. Toxicity of Phenol, Pentachlorophenol and Sodium Pentachlorophenate to a Freshwater Pulmonate Snail *Lymnaea acuminata* (Lamarck). Arch. Hydrobiol. 94 (2): 210-217.
- fr) Shires, S. W., 1983. The Use of Small Enclosures to Assess the Toxic Effects of Cypermethrin on Fish Under Field Conditions. Pestic. Sci. 14 (5): 475-480.
- fs) Slooff, W., J. H. Canton, and J. L. M. Hermens, 1983. Comparison of the Susceptibility of 22 Freshwater Species to 15 Chemical Compounds. I.(Sub)Acute Toxicity Tests Aquat. Toxicol. 4 (2): 113-128.
- ft) Call, D. J., L. T. Brooke, N. Ahmad, and J.E.Richter, 1983. Toxicity and Metabolism Studies with EPA Priority Pollutants and Related Chemicals in Freshwater Organisms. EPA 600/3-83-095, U.S. EPA, Duluth, MN:120 p. (U.S. NTIS PB83-263665)
- fu) Sanders, H. O., J. B. Hunn, E. Robinson-Wilson, and F. L. Mayer, Jr., 1985. Toxicity of Seven Potential Polychlorinated Biphenyl Substitutes to Algae and Aquatic Invertebrates. Environ. Toxicol. Chem. 4 (2): 149-154.
- fv) Passino, D. R. M. and A. J. Novak, 1984. Toxicity of Arsenate and DDT to the Cladoceran *Bosmina longirostris* Bull. Environ. Contam. Toxicol. 33 (3): 325-329.
- fw) Spehar, R. L., H. P. Nelson, M. J. Swanson, and J. W. Renoos, 1985. Pentachlorophenol Toxicity to Amphipods and Fathead Minnows at Different Test pH Values. Environ. Toxicol. Chem. 4: 389-397.
- fx) Gupta, P. K. and V. S. Durve, 1984. Evaluation of the Toxicity of Sodium Pentachlorophenate, Pentachlorophenol and Phenol to the Snail *Viviparus bengalensis* (L.). Arch. Hydrobiol. 101 (3): 469-475.
- fy) Phipps, G. L. and G. W. Holcombe, 1985. A Method for Aquatic Multiple Species Toxicant Testing: Acute Toxicity of 10 Chemicals to 5 Vertebrates and 2 Invertebrates. Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol. 38 (2): 141-157.
- fz) Cowgill, U. M., I. T. Takahashi, and S. L. Applegath, 1985. A Comparison of the Effect of Four Benchmark Chemicals on *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia affinis* Tested at Two Different Temperatures. Environ. Toxicol. Chem. 4 (3): 415-422.

- ga) Helson, B. V. and G. A. Surgeoner, 1983. Effect of Temperature and Stage of Development on Susceptibility of *Aedes euedes* and *Aedes stimulans* (Diptera: Culicidae) Larvae to Temephos. Can. Entomol. 115(6):623-628
- gb) Franco, P. J., K. L. Daniels, R. M. Cushman, and G. A. Kazlow, 1984. Acute Toxicity of a Synthetic Oil, Aniline and Phenol to Laboratory and Natural Populations of Chironomid (Diptera) Larvae. Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol. 34 (4): 321-331.
- gc) Singh, D. K. and R. A. Agarwal, 1983. In Vivo and In Vitro Studies on Synergism with Anticholinesterase Pesticides in the Snail *Lymnaea acuminata*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12 (4): 483-487.
- gd) Mulla, M. S., H. A. Darwazeh, and L. Ede, 1982. Evaluation of New Pyrethroids Against Immature Mosquitoes and Their Effects on Nontarget Organisms. Mosq. News 42 (4): 583-590.
- ge) Al-Khatib, Z. I., 1985. Isolation of an Organophosphate Susceptible Strain of *Culex quinquefasciatus* From a Resistant Field Population by Discrimination Against Esterase-2 J. Am. Mosq. Control Assoc. 1 (1): 105-107.
- gf) Das, V. G. K., L. Y. Kuan, K. I. Sudderuddin, C. K. Chang, V. Thomas, C. K. Yap, M. K. Lo, G. C. Ong..., 1984. The Toxic Effects of Triorganotin (IV) Compounds on the Culicine Mosquito, *Aedes aegypti* (L). Toxicology 32 (1): 57-66.
- gg) Gupta, P. K., P. S. Rao, and V. S. Mujumdar, 1984. Studies on the Toxicity of Pentachlorophenol, Sodium-Pentachlorophenate and Phenol to a Pulmonate Snail *Lymnaea luteola* (Lamarck). Arch. Hydrobiol. 102 (1): 123-130.
- gh) Magadza, C. H. D., 1983. Toxicity of Endosulfan to Some Aquatic Organisms of Southern Africa. Zimbabwe J. Agric. Res. 21 (2): 159-165.
- gi) Mount, D. I. and T. J. Norberg, 1984. A Seven-Day Life-Cycle Cladoceran Toxicity Test. Environ. Toxicol. Chem. 3 (3): 425-434.
- gj) Bluzat, R., O. Jonot, and J. Seuge, 1982. Acute Toxicity of a Fungicide, Thirame (Dithiocarbamate) in the Freshwater Amphipodal Crustacean *Gammarus pulex*. Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol. 29 (3): 225-233.
- gk) El-Khatib, Z. I. and G. P. Georghiou, 1985. Geographic Variation of Resistance to Organophosphates, Propoxur and DDT in the Southern House Mosquito, *Culex quinquefasciatis*, in J. Am. Mosq. Control Assoc. 1 (3): 279-283.
- gl) Gupta, P. K. and V. S. Durve, 1984. A Study on the Effect of Temperature upon the Toxicity of Sodium Pentachlorophenate to the Freshwater Snail *Viviparus bengalensis* L.. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 12 (4): 369-375.
- gm) Hartman, W. A. and D. B. Martin, 1984. Effect of Suspended Bentonite Clay on the Acute Toxicity of Glyphosate to *Daphnia pulex* and *Lemna minor*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 33: 355-361.
- gn) Saha, M. K. and S. K. Konar, 1983. Acute Toxicity of Some Petroleum Pollutants to Plankton and Fish. Environ. Ecol. 1 (1): 117-119.
- go) Cooney, J. D., J. J. Beauchamp, and C. W. Gehrs, 1983. Effects of Temperature and Nutritional State on the Acute Toxicity of Acridineto the Calanoid Copepod, *Diaptomus clavipes* Schacht. Environ. Toxicol. Chem. 2: 431-439.
- gp) Boike, A. H., Jr., C. B. Rathburn, Jr., K. L. Lang, H. M. Masters, and T. G. Floore, 1985. Current Status on the Florida Abate Monitoring Program - Susceptibility Levels of Three Species of Mosquitoes During 1984. J. Am. Mosq. Control Assoc. 1 (4): 498-501.
- gq) Hartman, W. A. and D. B. Martin, 1985. Effects of Four Agricultural Pesticides on *Daphnia pulex*, *Lemna minor*, and *Potamogeton pectinatus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 35 (5): 646-651.
- gr) Kagan, J., E. D. Kagan, I. A. Kagan, P. A. Kagan, and S. Quigley, 1985. The Phototoxicity of Non-Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Aquatic Organisms. Chemosphere 14 (11-12): 1829-1834.
- gs) Watton, A. J. and H. A. Hawkes, 1984., The Acute Toxicity of Ammonia and Copper to the Gastropod *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith). Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol. 36 (1): 17-29.
- gt) Green, D. W. J., K. A. Williams, and D. Pascoe, 1985. Studies on the Acute Toxicity of Pollutants to Freshwater Macroinvertebrates 2. Phenol. Arch. Hydrobiol. 103 (1): 75-82.
- gu) Foran, J. A., P. J. Germuska, and J. J. Delfino, 1985. Acute Toxicity of Aldicarb, Aldicarb Sulfoxide, and Aldicarb Sulfone to *Daphnia laevis*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 35 (4): 546-550.
- gv) Naqvi, S. M., V. O. Davis, and R. M. Hawkins, 1985. Percent Mortalities and LC50 Values for Selected Microcrustaceans Exposed to Treflan, Cutrine-Plus, and MSMA Herbicides. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 35 (1): 127-132.

- gw) Crossland, N. O. and J. M. Hillaby, 1985. Fate and Effects of 3,4-Dichloroaniline in the Laboratory and in Outdoor Ponds: II. Chronic Toxicity to *Daphnia* spp. and Other Invertebrates. Environ. Toxicol. Chem. 4 (4): 489-499.
- gx) Halliday, W. R. and G. P. Georgiou, 1985. Cross-Resistance and Dominance Relationships of Pyrethroids in a Permethrin-Selected Strain of *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae). J. Econ. Entomol. 78: 1227-1232.
- gy) Halliday, W. R. and G. P. Georgiou, 1985. Inheritance of Resistance to Permethrin and DDT in the Southern House Mosquito (Diptera: Culicidae). J. Econ. Entomol. 78: 762-767.
- gz) Rao, S. V. R. and K. J. Nath, 1983. Biological Effect of Some Poisons on *Canthocamptus* (Crustacea spp). Int. J. Environ. Stud. 21 (3-4): 271-275.
- ha) Hemingway, J. and G. P. Georgiou, 1983. Studies on the Acetylcholinesterase of *Anopheles albimanus* Resistant and Susceptible to Organophosphate and Carbamate Insecticides. Pestic. Biochem. Physiol. 19 (2): 167-171.
- hb) Stephenson, R. R. and D. F. Kane, 1984. Persistence and Effects of Chemicals in Small Enclosures in Ponds. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13 (3): 313-326.
- hc) Stephenson, R. R. and D. F. Kane, 1984. Persistence and Effects of Chemicals in Small Enclosures in Ponds. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13 (3): 313-326.
- hd) Canton, J. H. and W. Slooff, 1982. Substitutes for Phosphate Containing Washing Products: Their Toxicity and Biodegradability in the Aquatic Environment. Chemosphere 11 (9): 891-907.
- he) Fisher, S. W. and R. W. Wadleigh, 1986. Effects of pH on the Acute Toxicity and Uptake of [14C]Pentachlorophenol in the Midge, *Chironomus riparius*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 11 (1): 1-8.
- hf) Lal, H., V. Misra, P. N. Viswanathan, and C. R. K. Murti, 1983. Comparative Studies on Ecotoxicology of Synthetic Detergents. Ecotoxicol. Environ. Saf. 7: 538-545.
- hg) Millemann, R. E., W. J. Birge, J. A. Black, R. M. Cushman, K. L. Daniels, P. J. Franco, J. M. Giddings, ..., 1984. Comparative Acute Toxicity to Aquatic Organisms of Components of Coal-Derived Synthetic Fuels. Trans. Am. Fish. Soc. 113 (1): 74-85.
- hh) Scott, J. G. and G. P. Georgiou, 1986. Malathion-Specific Resistance in *Anopheles stephensi* From Pakistan. J. Am. Mosq. Control Assoc. 2 (1): 29-32.
- hi) Collins, W. J. and R. Shank, 1983. Surface Water Contamination by Insecticides: Data From Aquatic Insect Tests That Pertain to Water Quality Criteria. Project No. A-062-Ohio, Ohio State University, Columbus, OH:75 p.
- hj) Collins, W. J. and R. Shank, 1983. urface Water Contamination by Insecticides: Data From Aquatic Insect Tests That Pertain to Water Quality Criteria. Project No. A-062-Ohio, Ohio State University, Columbus, OH:75 p.
- hk) Beard, C. B., K. O. Kloter, M. K. Carroll, L. J. Magnuson, and H. Trapido, 1985. Response of Domestic and Peridomestic Strains of *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) in New Orleans, Louisiana, Usa, to Organophosphate, J. Med. Entomol. 22 (3): 276-280.
- hl) Simanov, L., Z. Adamek, Z. Svobodova, and J. Svec, 1984. Acute Toxicity of the Insecticides Actellic EC-50 and Ambush EC-25 for AquaticOrganisms. Vodni Hospod. 34 (5): 127-130; C.A. Sel.-Environ. Pollut. 24 (101): 4 (1984).
- hm) Lewis, P. A. and C. I. Weber, 1985. A Study of the Reliability of *Daphnia* Acute Toxicity Tests. In: R.D.Cardwell, R.Purdy, and R.C.Bahner (Eds.), Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, 7th Symposium, ASTM STP 854, Philadelphia, PA: 73-86.
- hn) Ewell, W. S., J. W. Gorsuch, R. O. Kringle, K. A. Robillard, and R. C. Spiegel, 1986. Simultaneous Evaluation of the Acute Effects of Chemicals on Seven Aquatic Species. Environ. Toxicol. Chem. 5 (9): 831-840.
- ho) Hall, W. S., R. L. Paulson, L. W. Hall, Jr., and D. T. Burton, 1986. Acute Toxicity of Cadmium and Sodium Pentachlorophenate to Daphnids and Fish. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37 (2): 308-316.
- hp) Hedtke, S. F., C. W. West, K. N. Allen, T. J. Norberg-King, and D. I. Mount, 1986. Toxicity of Pentachlorophenol to Aquatic Organisms Under Naturally Varying and Controlled Environmental Conditions. Environ. Toxicol. Chem. 5 (6): 531-542.
- hq) Thurston, R. V., T. A. Gilfoil, E. L. Meyn, R. K. Zajdel, T. L. Aoki, and G. D. Veith, 1985. Comparative Toxicity of Ten Organic Chemicals to Ten Common Aquatic Species. Water Res. 19 (9): 1145-1155.
- hr) Cutkomp, L. K. and B. Subramanyam, 1986. Toxicity of Pyrethroids to *Aedes aegypti* Larvae in Relation to Temperature. J. Am. Mosq. Control Assoc. 2 (3): 347-349.

- hs) Gliwicz, M. Z. and A. Sieniawska, 1986. Filtering Activity of *Daphnia* in Low Concentrations of a Pesticide. *Limnol. Oceanogr.* 31 (5): 1132-1138.
- ht) Helson, B. V. and G. A. Surgeoner, 1986. Efficacy of Cypermethrin for the Control of Mosquito Larvae and Pupae, and Impact on Non-Target Organisms, Including Fish. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* 2 (3): 269-275.
- hu) Majori, G., G. Sabatinelli, F. Villani, and V. Petrarca, 1986. Studies on Insecticide Susceptibility of *Anopheles gambiae* S.L. and *Culex quinquefasciatus* in the Area of Ouagadougou, Burkina Faso (West Africa). *J. Am. Mosq. Control Assoc.* 2 (3): 305-309.
- hv) Arthur, J. W., C. W. West, K. N. Allen, and S. F. Hedtke, 1987. Seasonal Toxicity of Ammonia to Five Fish and Nine Invertebrate Species. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38 (2): 324-331.
- hw) Fisher, S. W., 1986. Effects of Temperature on the Acute Toxicity of PCP in the Midge *Chironomus riparius* Meigen. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 36 (5): 744-748.
- hx) Hamelink, J. L., D. R. Buckler, F. L. Mayer, D. U. Palawski, and H. O. Sanders, 1986. Toxicity of Fluridone to Aquatic Invertebrates and Fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 5 (1): 87-94.
- hy) Sharma, M. P. and A. K. Dattagupta, 1983. Response of Some Freshwater Micrometazoans to DDT. *Proc. Indian Acad. Sci. Anim. Sci.* 92 (1): 19-29.
- hz) Elnabarawy, M. T., A. N. Welter, and R. R. Robideau, 1986. Relative Sensitivity of Three Daphnid Species to Selected Organic and Inorganic Chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 5 (4): 393-398.
- ia) Fisher, S. W. and T. W. Lohner, 1986. Studies on the Environmental Fate of Carbaryl As a Function of pH. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 15 (6): 661-667.
- ib) Helson, B. V., P. D. Kingsbury, and P. De Groot, 1986. The Use of Bioassays to Assess Aquatic Arthropod Mortality From Permethrin Drift Deposits. *Aquat. Toxicol.* 9 (4-5): 253-262.
- ic) Johnson, B. T., 1986. Potential Impact of Selected Agricultural Chemical Contaminants on a Northern Prairie Wetland: A Microcosm Evaluation. *Environ. Toxicol. Chem.* 5 (5): 473-485.
- id) Neubert, J., 1986. On the Acute Toxicity of Trichlorfon Against Selected Aquatic Organisms. (Zur Akuten Toxizität Von Trichlorfon Gegenüber Ausgewählten Wasserorganismen). *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 14 (6): 643-651.
- ie) Graney, R. L. and J. P. Giesy, Jr., 1987. The Effect of Short-Term Exposure to Pentachlorophenol and Osmotic Stress on the Free Amino Acid Pool of the Freshwater Amphipod *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16 (2): 167-176.
- if) Singh, D. K. and R. A. Agarwal, 1986. Piperonyl Butoxide Synergism with Two Synthetic Pyrethroids Against *Lymnaea acuminata*. *Chemosphere* 15 (4): 493-498.
- ig) Green, D. W. J., K. A. Williams, and D. Pascoe, 1986. Studies on the Acute Toxicity of Pollutants to Freshwater Macroinvertebrates. 4. Lindane (gamma-Hexachlorocyclohexane), *Arch. Hydrobiol.* 106 (2): 263-273.
- ih) Chitra, S. and M. K. K. Pillai, 1984. Development of Organophosphorus and Carbamate-Resistance in Indian Strains of *Anopheles stephensi* Liston. *Proc. Indian Acad. Sci. Anim. Sci.* 93 (3): 159-170.
- ii) Borovsky, D., J. R. Linley, and J. Kagan, 1987. Polycyclic Aromatic Compounds As Phototoxic Mosquito Larvicides. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* 3 (2): 246-250.
- ij) Day, K. and N. K. Kaushik, 1987. Short-Term Exposure of Zooplankton to the Synthetic Pyrethroid, Fenvalerate, and its Effect on Rates of Filtration and Assimilation of the Alga, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16 (4): 423-432.
- ik) Fisher, S. W. and T. W. Lohner, 1987. Changes in the Aqueous Behavior of Parathion Under Varying Conditions of pH. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16 (1): 79-84.
- il) Takahashi, I. T., U. M. Cowgill, and P. G. Murphy, 1987. Comparison of Ethanol Toxicity to *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia* Tested at Two Different Temperatures: Static Acute Toxicity Test Results. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39 (2): 229-236.
- im) Holcombe, G. W., G. L. Phipps, A. H. Sulaiman, and A. D. Hoffman, 1987. Simultaneous Multiple Species Testing: Acute Toxicity of 13 Chemicals to 12 Diverse Freshwater Amphibian, Fish, and Invertebrate Families. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16: 697-710.
- in) Paul, D. and S. K. Raut, 1987. Comparative Studies on the Toxicity of Endosulphan in Some Freshwater Fishes Under Different pH and Hardness of Water. *Curr. Sci.* 56 (7): 318-320.
- io) Poirier, D. G. and G. A. Surgeoner, 1987. Laboratory Flow-Through Bioassays of Four Forestry Insecticides Against Stream Invertebrates. *Can. Entomol.* 119 (9): 755-763.

- ip) Passino, D. R. M. and S. B. Smith, 1987. Acute Bioassays and Hazard Evaluation of Representative Contaminants Detected in Great Lakes Fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 6 (11): 901-907.
- iq) Moore, S. B., R. A. Diehl, J. M. Barnhardt, and G. B. Avery, 1987. Aquatic Toxicities of Textile Surfactants. *Text. Chem. Color.* 19 (5): 29-32.
- ir) Adams, W. J., P. S. Ziegenfuss, W. J. Renaudette, and R. G. Mosher, 1986. Comparison of Laboratory and Field Methods for Testing the Toxicity of Chemicals Sorbed to Sediments. In: T.M.Poston and R.Purdy (Eds.), *Community Toxicity Testing*, 9th Volume, ASTM STP 921, Philadelphia, PA: 494-513.
- is) Holck, A. R. and C. L. Meek, 1987. Dose-Mortality Responses of Crawfish and Mosquitoes to Selected Pesticides. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* 3 (3): 407-411.
- it) Siefert, R. E., 1987. Effects of Dursban (Chlorpyrifos) on Aquatic Organisms in Enclosures in a Natural Pond - Final Report. U.S. EPA, Duluth, MN: 214 p.
- iu) Payne, N., B. Helson, K. Sundaram, P. Kingsbury, R. Fleming, and P. Degroot, 1986. Estimating the Buffer Required Around Water During Permethrin Applications. Rep. No. FPM-X-70, Environment Canada, Forest Pest Manage. Inst., Can. Forest Serv., Sault Ste. Marie, Ontario, Canada: 26 p.
- iv) Chen, P., Y. Lin, and C. Chung, 1971. Laboratory Studies on the Susceptibility of Mosquito-Eating Fish, *Lebistes reticulatus* and the Larvae of *Culex pipiens fatigans* to Insecticides. *Taiwan I. Hsueh Hui Tsa Chih* 70: 28-35.
- iw) Macri, A., A. V. Stazi, and G. Dojmi di Delupis, 1988. Acute Toxicity of Furazolidone on *Artemia salina*, *Daphnia magna*, and *Culex pipiens molestus* Larvae. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 16 (2): 90-94.
- ix) Chaudhari, T. R., M. L. Jadhav, and V. S. Lomte, 1988. Acute Toxicity of Organophosphates to Fresh Water Snails From Panzara River at Dhule, MS. *Environ. Ecol.* 6 (1): 244-246.
- iy) Stevens, M. M., 1992. Toxicity of Organophosphorus Insecticides to Fourth-Instar Larvae of *Chironomus tepperi* Skuse (Diptera: Chironomidae). *J. Aust. Entomol. Soc.* 31: 335-337.
- iz) Roghair, C. J., A. Buijze, and H. N. P. Schoon, 1991. Maximum Permissible Level of the Cationic Surfactant DTDMAC for Aquatic Ecosystems. Rep. No. 719102007, Natl. Inst. Public Health Environ. Protection, Bilthoven, Netherlands: 71 p.
- ja) Norberg-King, T. J., E. J. Durhan, G. T. Ankley, and E. Robert, 1991. Application of Toxicity Identification Evaluation Procedures to the Ambient Waters of the Colusa Basin Drain, California. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:891-900.
- jb) Riad, Y., H. M. El-Nahas, E. M. El-Kady, and A. A. El-Bardan, 1992. Aromatic Sulphides, Sulphoxides, and Sulphones as Larvicides for *Culex pipiens molestus* and *Aedes caspius* (Diptera: Culicidae). *J. Econ. Entomol.* 85 (6) 2096-2099.
- jc) Liber, K. and K. R. Solomon, 1994. Acute and Chronic Toxicity of 2,3,4,6-Tetrachlorophenol and Pentachlorophenol to *Daphnia* and Rotifers. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 26 (2): 212-221.
- jd) Sunderam, R. I. M., G. B. Thompson, J. C. Chapman, and D. M. H. Cheng, 1994. Acute and Chronic Toxicity of Endosulfan to Two Australian Cladocerans and Their Applicability in Deriving Water Quality Criteria. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27 (4): 541-545.
- je) Henry, C. J., K. F. Higgins, and K. J. Buhl, 1994. Acute Toxicity and Hazard Assessment of Rodeo, X-77 Spreader, and Chem-Trol to Aquatic Invertebrates. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27 (3): 392-399.
- jf) Kuhn, K. and B. Streit, 1994. Detecting Sublethal Effects of Organophosphates by Measuring Acetylcholinesterase Activity in *Gammarus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 53 (3): 398-404.
- yg) Pillard, D. A., 1995. Comparative Toxicity of Formulated Glycol Deicers and Pure Ethylene and Propylene Glycol to *Ceriodaphnia dubia* and *Pimephales promelas*. *Environ. Toxicol. Chem.* 14 (2): 311-315.
- jh) Bleeker, E. A. J., H. G. Van der Geest, M. H. S. Kraak, P. De Voogt, and W. Admiraal, 1998. Comparative Ecotoxicity of NPAHs to Larvae of the Midge *Chironomus riparius*. *Aquat. Toxicol.* 41 (1/2): 51-62.
- ji) Fisher, S. W., H. Dabrowska, D. L. Waller, L. Babcock-Jackson, and X. Zhang, 1994. Sensitivity of Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) Life Stages to Candidate Molluscicides. *J. Shellfish Res.* 13 (2): 373-377.
- jj) Mulla, M. S., R. L. Metcalf, and L. W. Isaak, 1962. Some New and Highly Effective Mosquito Larvicides. *Mosq. News* 22 (3): 231-238.
- jk) Schmitz, A. and R. Nagel, 1995. Influence of 3,4-Dichloroaniline (3,4-DCA) on Benthic Invertebrates in Indoor Experimental Streams. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 30: 63-71.
- jl) Panwar, R. S., R. A. Gupta, H. C. Joshi, and D. Kapoor, 1982. Toxicity of Some Chlorinated Hydrocarbon and Organophosphorus Insecticides to Gastropod, *Viviparus bengalensis* Swainson. *J. Environ. Biol.* 3 (1): 31-36.

- jm) Roback, S. S., 1965. Environmental Requirements of Trichoptera. In: C.M.Tarzwel (Ed.), Biological Problems in Water Pollution, Trans. 3rd Seminar, Aug. 13-17, 1962, Tech. Rep. 999-WP25, U.S. Public Health Service, R.A.Taft Sanitary Engineering Center, Cincinnati, OH: 118-126.
- jn) Suedel, B. C. and J. H. Rodgers, Jr., 1996. Toxicity of Fluoranthene to *Daphnia magna*, *Hyalella azteca*, *Chironomus tentans*, and *Stylaria lacustris* in Water-Only and Whole Sediment Exposures. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 57 (1): 132-138.
- jo) Hoffman, E. R. and S. W. Fisher, 1994. Comparison of a Field and Laboratory-Derived Population of *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae): Biochemical and Fitness Evidence for... . Physiol. Toxicol. Biochem. 87 (2): 318-325.
- jp) Monda, D. P., D. L. Galat, S. E. Finger, and M. S. Kaiser, 1995. Acute Toxicity of Ammonia (NH₃-N) in Sewage Effluent to *Chironomus riparius*: II. Using a Generalized Linear Model. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 28 (3): 385-390.
- jq) Julli, M. and F. R. Krassoi, 1995. Acute and Chronic Toxicity of the Thiocarbamate Herbicide, Molinate, to the Cladoceran *Moina australiensis* Sars. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 54 (5): 690-694.
- jr) Ribeiro, R., L. M. Lima, F. Goncalves, and A. M. V. M. Soares, 1995. Metier (Modular Ecotoxicity Tests in Incorporating Ecological Relevance) for Difficult Substances: *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) Initial Module... . Environ. Toxicol. Chem. 14 (7): 1241-1246.
- js) Adema, D. M. M. and G. J. Vink, 1981. A Comparative Study of the Toxicity of 1,1,2-Trichloroethane, Dieldrin, Pentachlorophenol, and 3,4 Dichloroaniline for Marine and Fresh Water Chemosphere 10 (6): 533-554.
- jt) Anderson, R. L., 1982. Toxicity of Fenvalerate and Permethrin to Several Nontarget Aquatic Invertebrates. Environ. Entomol. 11 (6): 1251-1257.
- ju) Stephenson, R. R., 1982. Aquatic Toxicology of Cypermethrin. I. Acute Toxicity to Some Freshwater Fish and Invertebrates in Laboratory Tests. Aquat. Toxicol. 2 (3): 175-185.
- jv) Geiger, J. G. and A. I. Buikema, Jr., 1982. Hydrocarbons Depress Growth and Reproduction of *Daphnia pulex* (Cladocera). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39 (6): 830-836.
- jw) Seuge, J., D. Marchal-Segault, and R. Bluzat, 1983. Acute Toxicity of a Dithiocarbamate Fungicide, Thiram, on Several Animals Species of Freshwater. Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol. 31 (3): 177-189
- jx) Sanders, H.O., M. T. Finley, and J. B. Hunn, 1983. Acute Toxicity of Six Forest Insecticides to Three Aquatic Invertebrates and Four Fishes. U.S. Fish Wildl. Serv., Tech. Pap. No. 110, Washington, D.C.:1-5.
- yy) Slooff, W., 1983. Benthic Macroinvertebrates and Water Quality Assessment: Some Toxicological Considerations. Aquat. Toxicol. 4: 73-82.
- jz) Schulz, R. and M. Liess, 1995. Chronic Effects of Low Insecticide Concentrations on Freshwater Caddisfly Larvae. Hydrobiologia 299 (2): 103-113.
- ka) Norberg-King, T. J., 1987. Toxicity Data on Diazinon, Aniline, 2,4-Dimethylphenol. U.S. EPA, Duluth, MN:11 p. (Memo to C.Stephan, U.S. EPA, Duluth, MN; D.Call and L.Brooke, Center for Lake Superior Environmental Studies, Superior, WI)
- kb) Ali, A., J. K. Nayar, and R. D. Xue, 1995. Comparative Toxicity of Selected Larvicides and Insect Growth Regulators to a Florida Laboratory Population of *Aedes albopictus*. J. Am. Mosq. Control Assoc. 11 (1): 72-76.
- kc) Mittal, P. K., T. Adak, and V. P. Sharma, 1994. Comparative Toxicity of Certain Mosquitocidal Compounds to Larvivorous Fish, *Poecilia reticulata*. Indian J. Malariol. 31 (2): 43-47.
- kd) Liu, Z. T., Z. M. Kong, F. Zhou, and L. S. Wang, 1996. Bioconcentration and Toxicity Effect on Lipid Content of Aquatic Organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 56 (1): 135-142.
- ke) Barry, M. J., D. C. Logan, J. T. Ahokas, and D. A. Holdway, 1995. Effect of Algal Food Concentration on Toxicity of Two Agricultural Pesticides to *Daphnia carinata*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 32 (3): 273-279.
- kf) Jung, K., G. Bitton, and B. Koopman, 1996. Selective Assay for Heavy Metal Toxicity Using a Fluorogenic Substrate. Environ. Toxicol. Chem. 15 (5): 711-714.
- kg) Laurent, P.J., 1995. Eradication of Unwanted Crayfish Species for Astacological Management Purposes. In: R.P.Romare (Ed.), Freshwater Crayfish VIII, Papers from the 8th Int. Symp. on Astacology, Apr. 22-26, 1990, Louisiana State Univ. Agric. Center, Baton Rouge, LA: 121-133.
- kh) Bailey, H. C., C. DiGiorgio, K. Kroll, J. L. Miller, D. E. Hinton, and G. Starrett, 1996. Development of Procedures for Identifying Pesticide Toxicity in Ambient Waters: Carbofuran, Diazinon, Chlorpyrifos. Environ. Toxicol. Chem. 15 (6): 837-845.

- kj) Zhang, T., H. Jin, and H. Zhu, 1996. Quality Criteria of Acrylonitrile for the Protection of Aquatic Life in China. *Chemosphere* 32 (10): 2083-2093.
- kk) Kluttgen, B., N. Kuntz, and H. T. Ratte, 1996. Combined Effects of 3,4-Dichloroaniline and Food Concentration on Life-Table of Two Related Cladocerans, *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia quadrangula*. *Chemosphere* 32 (10): 2015-2028.
- kl) Bitton, G., K. Rhodes, and B. Koopman, 1996. Ceriofast: An Acute Toxicity Test Based on *Ceriodaphnia dubia* Feeding Behavior. *Environ. Toxicol. Chem.* 15 (2): 123-125.
- km) Yasuno, M. and V. Kerdpibule, 1967., Susceptibility of Larvae of *Culex pipiens fatigans* to Organophosphorous Insecticides in Thailand. *Jpn. J. Exp. Med.* 37 (6): 559-562.
- kn) Brooke, L.T., 1991 Results of Freshwater Exposures with the Chemicals Atrazine, Biphenyl, Butachlor, Carbaryl, Carbazole, Dibenzofuran, 3,3-Dichlorobenzidine, Dichlorvos... . Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin, Superior, WI:110 p.
- ko) Khayrandish, A. and R. J. Wood, 1993. Organophosphorus Insecticide Resistance in a New Strain of *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae) from Tanga, Tanzania. *Bull. Entomol. Res.* 83 (1): 67-74.
- kp) Suseela, K. P., R. Ramadevi, and J. Chandrakantha, 1994. Toxic Effects of Pesticides on Survival and Proximate Composition of *Tubifex tubifex*. *J. Ecotoxicol. Environ. Monit.* 4 (1): 21-26.
- kq) Belanger, S. E., D. S. Cherry, J. L. Farris, K. G. Sappington, and J. Cairns, Jr., 1991. Sensitivity of the Asiatic Clam to Various Biocidal Control Agents. *J. Am. Water Works Assoc.* 83: 79-87.
- kr) Curtis, C. F. and N. Pasteur, 1981. Organophosphate Resistance in Vector Populations of the Complex of *Culex pipiens* L. (Diptera: Culicidae). *Bull. Entomol. Res.* 71 (1): 153-161.
- ks) Alberdi, J. L., M. E. Saenz, W. D. Di Marzio, and M. C. Tortorelli, 1996. Comparative Acute Toxicity of Two Herbicides, Paraquat and Glyphosate, to *Daphnia magna* and *D. spinulata*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57 (2): 229-235.
- kt) Thurston, R. V., T. A. Gilfoil, E. L. Meyn, R. K. Zajdel, T. I. Aoki, and G. D. Veith, 1985. Comparative Toxicity of Ten Organic Chemicals to Ten Common Aquatic Species. *Water Res.* 19 (9): 1145-1155.
- ku) Liu, Z., F. Zhou, and H. Jin, 1995. Relationship Between Bioaccumulation, Distribution of MET and Lipid Content of Aquatic Organisms. *J. Environ. Sci.* 7 (2): 212-217.
- kv) Konar, S. K. and T. K. Ghosh, 1981. Effects of Organophosphorus Insecticides on Fish and Fish Food Organisms. *IAWPC Tech. Annu.* 8: 147-160.
- kw) Maheshwari, U. K., B. C. Das, S. Paul, and S. K. Chouhan, 1989. Toxicity of Some Organic Biocides to Exotic Carp Fingerlings *Hypophthalmichthys molitrix* (C&V). *J. Indian Fish. Assoc.* 19: 65-68.
- kx) Bargar, T. A. and S. W. Fisher, 1997. Molluscicide Acute and Sub-Chronic Toxicity to the Three Non-Target Organisms *Hexagenia limbata*, *Ceriodaphnia dubia*, and *Pimephales promelas*, and... . *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58 (2): 275-282.
- ky) Sweet, L. I. and P. G. Meier, 1997. Lethal and Sublethal Effects of Azulene and Longifolene to Microtox, *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna*, and *Pimephales promelas*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58 (2): 268-274.
- kz) Wong, C. K., 1997. Effects of Diazinon on Some Population Parameters of *Moina macrocopa* (Cladocera). *Water Air Soil Pollut.* 393: 393-399.
- la) Basack, S. B., M. L. Oneto, N. R. Verrengia Guerrero, and E. M. Kesten, 1997. Accumulation and Elimination of Pentachlorophenol in the Freshwater Bivalve *Corbicula fluminea*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58 (3): 497-503.
- lb) Bailey, H. C., J. L. Miller, M. J. Miller, L. C. Wiborg, L. Deanovic, and T. Shed, 1997. Joint Acute Toxicity of Diazinon and Chlorpyrifos to *Ceriodaphnia dubia*. *Environ. Toxicol. Chem.* 16 (11): 2304-2308.
- lc) Mount, D. R., D. D. Gulley, J. R. Hockett, T. D. Garrison, and J. M. Evans, 1997. Statistical Models to Predict the Toxicity of Major Ions to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (Fathead Minnows). *Environ. Toxicol. Chem.* 16 (10): 2009-2019.
- ld) Sahay, N. and R. A. Agarwal, 1997. MGK-264 Pyrethroid Synergism Against *Lymnaea acuminata*. *Chemosphere* 35 (5): 1011-1021.
- le) Tisler, T. and J. Zagorc-Koncan, 1997. Comparative Assessment of Toxicity of Phenol, Formaldehyde, and Industrial Wastewater to Aquatic Organisms. *Water Air Soil Pollut.* 97 (3/4): 315-322.
- lf) Song, M. Y., J. D. Stark, and J. J. Brown, 1997. Comparative Toxicity of Four Insecticides, Including Imidacloprid and Tebufenozide, to Four Aquatic Arthropods. *Environ. Toxicol. Chem.* 16 (12): 2494-2500.

- lg) Roux, D., S. Jooste, E. Truter, and P. Kempster, 1995. An Aquatic Toxicological Evaluation of Fenthion in the Context of Finch Control in South Africa. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 31 (2): 164-172.
- lh) Pantani, C., G. Pannunzio, M. De Cristofaro, A. A. Novelli, and M. Salvatori, 1997. Comparative Acute Toxicity of Some Pesticides, Metals, and Surfactants to *Gammarus italicus* Goedm. and *Echinogammarus tibaldii* Pink. and Stock... . *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59 (6): 963-967.
- li) Cilek, J. E., G. B. Craig, Jr., and F. W. Knap, 1995. Comparative Susceptibility of Larvae of Three *Aedes* Species to Malathion and Permethrin. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* 11 (4): 416-418.
- lj) Willis, K. J., N. Ling, and M. A. Chapman, 1995. Effects of Temperature and Chemical Formulation on the Acute Toxicity of Pentachlorophenol to *Simocephalus vetulus* (Schoedler, 1858)... . *N.Z. J. Mar. Freshwater Res.* 29 (2): 289-294.
- lk) Lydy, M. J., K. A. Bruner, D. M. Fry, and S. W. Fisher, 1990. Effects of Sediment and the Route of Exposure on the Toxicity and Accumulation of Neutral Lipophilic and Moderately Water-Soluble Metabolizable... . In: W.G.Landis and W.H.Van der Schalie (Eds.), *Aquatic Toxicology and Risk Assessment*, 13th Volume, ASTM STP 1096, Philadelphia, PA: 140-164.
- ll) Nelson, S. M. and R. A. Roline, 1998. Evaluation of the Sensitivity of Rapid Toxicity Tests Relative to Daphnid Acute Lethality Tests. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60: 292-299.
- lm) Tripathi, A. M. and R. A. Agarwal, 1998. Molluscicidal and Anti-AChE Activity of Tertiary Mixtures of Pesticides. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 34 (3): 271-274.
- ln) Hyne, R. V. and D. A. Everett, 1998. Application of a Benthic Euryhaline Amphipod, *Corophium sp.*, as a Sediment Toxicity Testing Organism for Both Freshwater and Estuarine Systems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 34 (1): 26-33.
- lo) Sahay, N., D. K. Singh, and R. A. Agarwal, 1991. Synergistic Effect of Piperonyl Butoxide on the Toxicity of Synthetic Pyrethroids in the Snail *Lymnaea (Radix) acuminata*. *J. Med. & Appl. Malacol.* 3: 107-111.

Abschnitt IV

Pflanzenschutzmittel-Belastung kleiner Fließgewässer im norddeutschen Tiefland und Auswirkungen auf die Gewässerzönose

In diesem Abschnitt werden Untersuchungen der Pflanzenschutzmittelbelastung und der Makroinvertebraten-Zönose an Fließgewässern im norddeutschen Tiefland vorgestellt. Es wird gezeigt, daß mit Pflanzenschutzmitteln belastete Gewässer Veränderungen in der Zusammensetzung ihrer Zönose aufweisen, die sich auf physiologische und autökologische Eigenschaften der Arten zurückführen lassen.

Inhalt

1	Einleitung	IV-2
2	Material und Methoden	IV-3
2.1	Auswahl der Untersuchungsgewässer.....	IV-3
2.2	Beprobung der PSM-Belastung	IV-6
2.2.1	Automatischer Probennehmer.....	IV-8
2.2.2	Hochwassersammler	IV-9
2.2.3	Analyse der Wasserproben.....	IV-10
2.2.4	Berechnung der Gesamtoxität.....	IV-11
2.3	Tierprobennahme	IV-12
2.4	Beprobung chemisch-physikalischer Parameter	IV-13
2.5	Bewertung von Gewässerstruktur und -morphologie	IV-13
2.6	Berechnungen und Statistik	IV-14
2.6.1	Klassifizierung der gewässerbezogenen Toxizität	IV-15
2.6.2	Berechnung von Zönoseeigenschaften.....	IV-15
2.6.3	Erarbeitung eines zönosenbasierten Index für die Belastung mit PSM	IV-15
3	Ergebnisse	IV-18
3.1	Belastung der Untersuchungsgewässer mit Pflanzenschutzmitteln	IV-18
3.1.1	Anzahl der Beprobungsereignisse.....	IV-18
3.1.2	Belastungsmuster der Gewässer.....	IV-18
3.1.3	Konzentrationen und Häufigkeiten der nachgewiesenen Wirkstoffe.....	IV-20
3.2	Strukturparameter der Gewässer.....	IV-21
3.3	Schwebstofffracht und physikalisch-chemische Meßparameter.....	IV-22
3.4	Vergleich der Zönosen-Zusammensetzung mit der PSM-Belastung.....	IV-23
3.4.1	Zeigerarten?	IV-23
3.4.2	Abundanzentwicklungen in den Gewässern	IV-24
3.4.3	Artenzahlen	IV-25
3.4.4	Abundanzanteile physiologisch empfindlicher Arten.....	IV-26
3.4.5	Abhängigkeit der Generationszeit-Verteilung von der PSM-Belastung.....	IV-28
3.4.6	Zusammenhang des SR-Index mit der PSM-Belastung.....	IV-29
3.4.7	Jahreszeitliche Variabilität des SR-Index	IV-30
3.5	Zusammenhang des SR-Index mit anderen Parametern	IV-31
3.5.1	Strukturparameter.....	IV-32
3.5.2	Schwebstofffracht und biologisch-chemische Parameter	IV-32
3.6	Vergleich der Haupt-Einflußfaktoren.....	IV-33
4	Diskussion.....	IV-34
4.1	Belastung der Gewässer und Gesamtoxität.....	IV-34
4.1.1	Konzentrationen der Wirkstoffe und toxikologische Bewertung	IV-35
4.1.2	Komplexität der Belastung und Ableitung des TU_{sum}	IV-36
4.2	Abhängigkeit der Gewässerzönose von der PSM-Belastung.....	IV-37
4.2.1	Das Fehlen akuter Reaktionen auf Abundanzebene	IV-37
4.2.2	Veränderung der Artenzusammensetzungen und Ableitung des SR-Index.....	IV-38
4.2.3	Wirkungsgrenze der PSM-Belastung im Freiland	IV-39
4.3	Einfluß weiterer Faktoren auf den SR-Index	IV-39
4.3.1	Zusammenhang von organischer u. Sedimentbelastung mit dem SR-Index	IV-39
4.3.2	Zusammenhang der Gewässerstrukturen mit dem SR-Index.....	IV-41
4.4	Vergleich der Haupt-Einflußfaktoren auf den SR-Index	IV-42
4.5	Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen von Abschnitt IV	IV-43
5	Literatur.....	IV-43
Anhang		IV-48

1 Einleitung

Das Hauptziel des Gesamtprojektes besteht in der Ableitung von Zielvorgaben für die Pflanzenschutzmittelbelastung von Oberflächengewässern aus Konzentrations-Wirkungsbeziehungen im Freiland. Bislang gibt es jedoch keine genügend umfangreichen und systematischen Untersuchungen, die eine zunehmende Veränderung von Gewässerzönosen entlang von Konzentrationsgradienten im Freiland beschreiben und damit als Datenbasis für die Ableitung von Zielvorgaben oder Grenzwerte dienen könnten. Obwohl eine Vielzahl von Untersuchungen Pflanzenschutzmitteleinträge (PSM-Einträge) in Gewässer nachwies (unter anderem Kreuger & Brink, 1988; Cooper, 1992; House *et al.*, 1999; Hurle, 1992; Wauchope, 1978, Schulz & Liess, 1999) existieren nur wenig Untersuchungen, die neben der PSM-Belastung auch gleichzeitig die Wirkung der Einträge auf aquatische Organismen erfaßten. Letale und subletale Schädigungen von Organismen sowie Veränderungen von Gemeinschaftsparametern durch PSM-Einträge wurden wiederholt beobachtet, jedoch handelte es sich meist um die Beschreibung einzelner Kontaminationsereignisse (Zwick, 1992; Davies *et al.*, 1994; Lockhart *et al.*, 1985) oder die Untersuchung einzelner Gewässer (Liess *et al.*, 1999; Schulz & Liess, 1999; Tada & Shiraishi, 1994). Zum anderen wurde in weiteren Arbeiten die Zusammensetzung der Gemeinschaften von Gewässern mit unterschiedlich genutztem Umland untersucht, nicht jedoch die PSM-Belastung aufgenommen (Aufseß *et al.*, 1998; Heckman, 1982; Sallenave & Day, 1991). Ein Zusammenhang zwischen Bewirtschaftung und der Ausprägung der Gemeinschaft konnte deshalb bisher meist nur vermutet werden (Aufseß *et al.*, 1998). Deutlich wird diese Problematik auch in der Arbeit von Lenat & Crawford (1994). Sie stellten eine starke Abhängigkeit der Gemeinschaft von der Umlandnutzung fest, konnten aber aufgrund fehlender PSM-Analytik keine kausalen Zusammenhänge erkennen.

Im vorliegenden Projekt kommt daher der Erfassung und Beschreibung realer Belastungssituationen und der Eigenschaften von Gewässerzönosen an einer ausreichend hohen Anzahl von Gewässern eine Schlüsselrolle zu. Die zu untersuchenden Gewässer waren hierbei so auszuwählen, daß sie hinsichtlich der zu erwartenden Belastung mit PSM einen möglichst kontinuierlichen Gradienten ergaben, so daß durch Vergleiche der Zönosen der einzelnen Gewässer untereinander Konzentrations-Wirkungsbeziehungen herausgearbeitet werden konnten.

Da PSM-Belastungen im Freiland, abhängig von der Vielzahl in der Landwirtschaft eingesetzter Wirkstoffe, meist aus komplexen Stoffgemischen bestehen (Gray, 1998; Clark *et al.*, 1991), muß bei einer Ableitung von ökologisch relevanten Grenzwerten aus Freilandbefunden das Auftreten von Stoffgemischen berücksichtigt werden. Im vorliegenden Abschnitt IV wurde daher ein Konzept zum Vergleich von hinsichtlich der Anzahl der beteiligten Stoffe komplexen Belastungen erarbeitet, das anschließend als Grundlage für die Bewertung der PSM-Belastung im Freiland diene (Abschnitt IX).

Außer der Belastung mit Pflanzenschutzmitteln sind bei zunehmend intensiver landwirtschaftlicher Nutzung auch weitere Störeinflüsse von Bedeutung. Neben Einbußen an struktureller Vielfalt durch Gewässerbegradigung, -ausbau oder -unterhaltung können auch die Belastung mit Schwebstoffen (Hogg & Noris, 1991; Kuhnle, 1992) und Nährstoffen (Cooper, 1992; Walther, 1980) zunehmen. Es wurde daher Sorge getragen, im Zuge der Untersuchungen neben der Erfassung von PSM auch der Strukturgüte der Gewässer und der Belastung mit Nährstoffen Gewicht beizumessen.

Eine vollständige statistische Trennung der einzelnen die Gewässerzönose beeinflussenden Faktoren ist durch Freilanduntersuchungen allein indes nicht möglich. In weiteren Teilprojekten wurden daher zum einen unter standardisierten Bedingungen freilandnahe Kontaminationsszenarien in Meso- und Mikrokosmen nachgestellt, um die Effekte von PSM-Einträgen auf Gewässerzönosen von anderen Einflußgrößen isoliert untersuchen zu können (Abschnitte VII und VIII). Zum anderen wurde aufgrund von umfangreichen Datenrecherchen eine Einteilung von Makroinvertebratentaxa hinsichtlich ihrer physiologischen Empfindlichkeit gegenüber toxischen Substanzen vorgenommen (Abschnitt III). Ein daraus abgeleitetes Bewertungssystem ermöglichte im vorliegenden Abschnitt gleichsam die Beschreibung von Zönoseneigenschaften der untersuchten Gewässer mit Schwerpunkt auf den Einfluß der PSM-Belastung.

2 Material und Methoden

2.1 Auswahl der Untersuchungsgewässer

Im Rahmen des Teilprojektes IV wurden in den Jahren 1998 und 1999 insgesamt vierzehn Gewässer beprobt. Hiervon liegen zwölf Gewässer im südlichen Niedersachsen (acht Gewässer im Bereich der Hildesheimer Börde zwischen Schladen und Peine, zwei Gewässer zwischen Wolfenbüttel und Wolfsburg, zwei Gewässer nördlich von Braunschweig bei Rolfsbüttel und Ribbesbüttel, eines in der Südheide bei Marwede). Zwei weitere Gewässer wurden in der Uckermark / Brandenburg bei Stegelitz und Gerswalde beprobt. Die Namen der Untersuchungsgewässer sowie die Zuordnung der Gewässernamen zu den im weiteren verwendeten Probestellen-Nummern sind in Tabelle IV-1 (S. IV-4) dargestellt. Die geographische Lage der Gewässer ist aus den Abbildungen IV-1 und IV-2 (S. 5 – 6) zu ersehen.

Tab. IV-1: Liste der im Rahmen des Teilprojektes IV untersuchten Fließgewässer. Neben den Gewässernamen und ihrer geographischen Lage sind der jeweilige Beprobungszeitraum und die im Text verwendete Gewässerkennung angegeben.

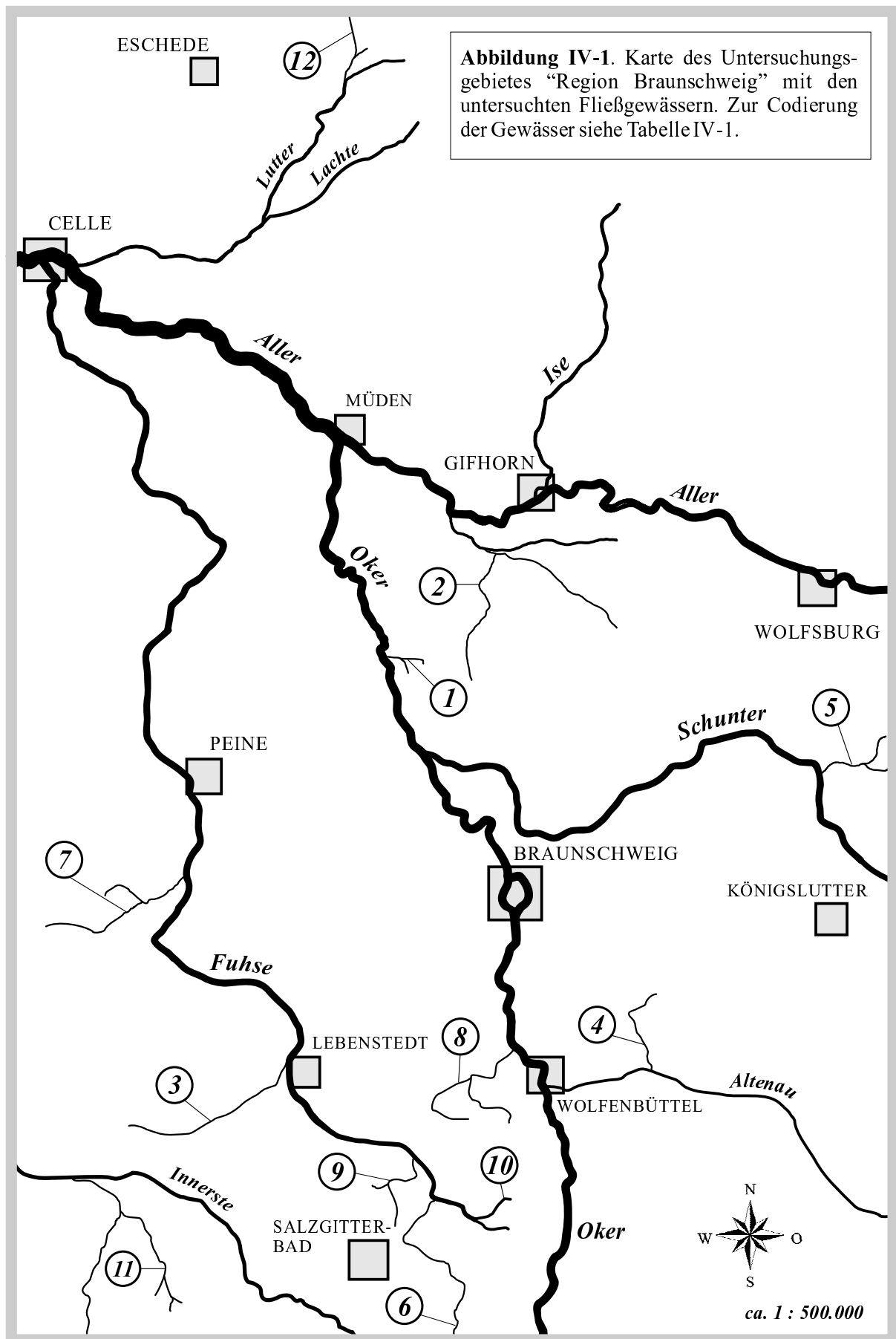
Gewässer-Nr.	Gewässername	Lage des Gewässers (Landkreis)	Beprobungszeitraum
1	Beeke	Rolfsbüttel (Gifhorn)	1998 – 1999
2	Vollbüttler Mühlenriede	Ribbesbüttel (Gifhorn)	1998 – 1999
3	Asselbach	Westerlinde (Salzgitter)	1998 – 1999
4	Glue Riede-Kanal	Dettum (Königsutter)	1998 – 1999
5	Neindorfer Bach	Neindorf (Wolfsburg)	1998 – 1999
6	Krummbach	Schlade (Goslar)	1998 – 1999
7	Flothe	Adenstedt (Peine)	1998 – 1999
8	Adersheimer Bach	Adersheim (Wolfenbüttel)	1998 – 1999
9	Calbechter Bach	Lobmachtersen (Salzgitter)	1998 – 1999
10	Fuhse	Flachstöckheim (Salzgitter)	1998 – 1999
11	Sennebach	Sillium (Salzgitter)	1999
12	Schmalwasser	Marwede (Celle)	1998 – 1999
13	Stierngraben	Gerswalde (Uckermark)	1998
14	Kleine Ucker	Stegelitz (Uckermark)	1998

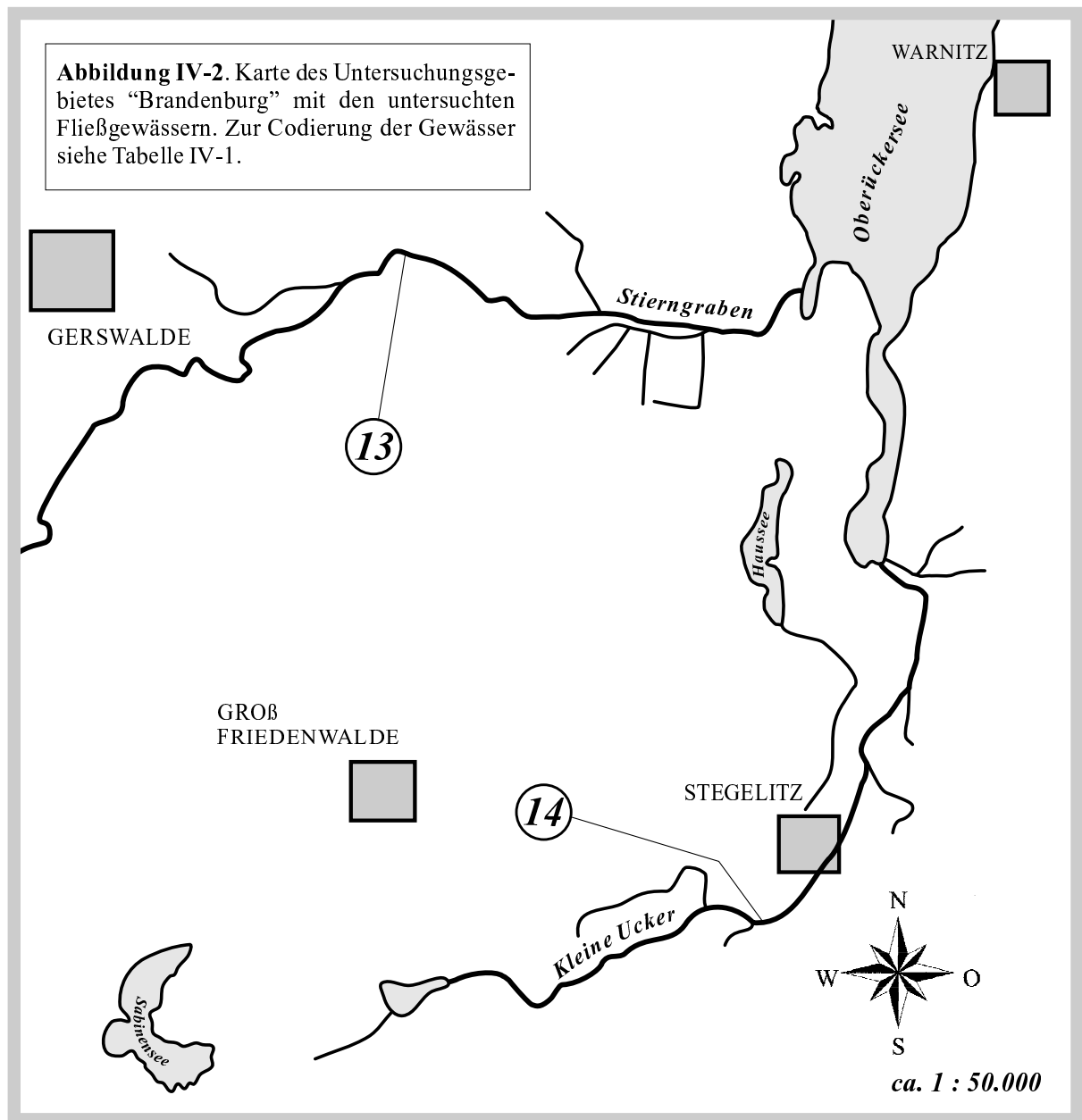
Die Gewässer unterscheiden sich untereinander hinsichtlich eintragsbestimmender Faktoren wie der Art und Intensität der landwirtschaftlichen Umlandnutzung, der Hangneigung des Uferbereiches sowie des Bodentyps des Umlandes. Durch die Unterschiede der Gewässer in diesen Faktoren stellten die Gewässer einen kontinuierlichen Gradienten hinsichtlich der PSM-Belastung dar.

Sämtliche Gewässer mit Ausnahme des Gewässers 12, das als Referenzgewässer ausgewählt wurde, liegen in landwirtschaftlich intensiv genutztem Umland. Das Referenzgewässer wird hingegen von nicht bewirtschafteten Feuchtwiesen gesäumt. In Tabelle IV-2 (S. IV-7) sind die landwirtschaftlichen Nutzungsformen der an den Uferbereich grenzenden Flächen für die einzelnen Gewässer angegeben.

Bei der Auswahl der Gewässer wurden weiterhin folgende Mindestanforderungen berücksichtigt:

- Zugehörigkeit zur Kategorie „Tieflandfließgewässer“.
- Ganzjährige Wasserführung bei einem mittleren Abfluß von weniger als 0,1 m/s.
- Fehlen von toxischen Einflüssen nicht landwirtschaftlichen Ursprungs (z. B. Straßenentwässerung, industrielle Einleiter)
- Höchstens mäßige organische Belastung des Wassers





2.2 Beprobung der PSM-Belastung

Die Belastung des Wasserkörpers der Untersuchungsgewässer mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) wurde in den Jahren 1998 und 1999 untersucht. Die Beprobung erfolgte jeweils im Zeitraum von Anfang April bis Ende Juli. Als Probenahmegeräte dienten Hochwassersammler und eigens für dieses Projekt entwickelte automatisierte Probennehmer. Diese Geräte werden in den Kapiteln 2.2.1 und 2.2.2 näher beschrieben.

Im Untersuchungsjahr 1998 wurde an jedem Gewässer ein automatischer Probennehmer und ein aus zwei Sammelflaschen bestehender Hochwassersammler eingesetzt. Im Untersuchungsjahr 1999 wurden lediglich Hochwassersammler mit jeweils vier Sammelflaschen eingesetzt. Die Beprobung erfolgte ereignisgesteuert. Die Probennahme durch die auto-

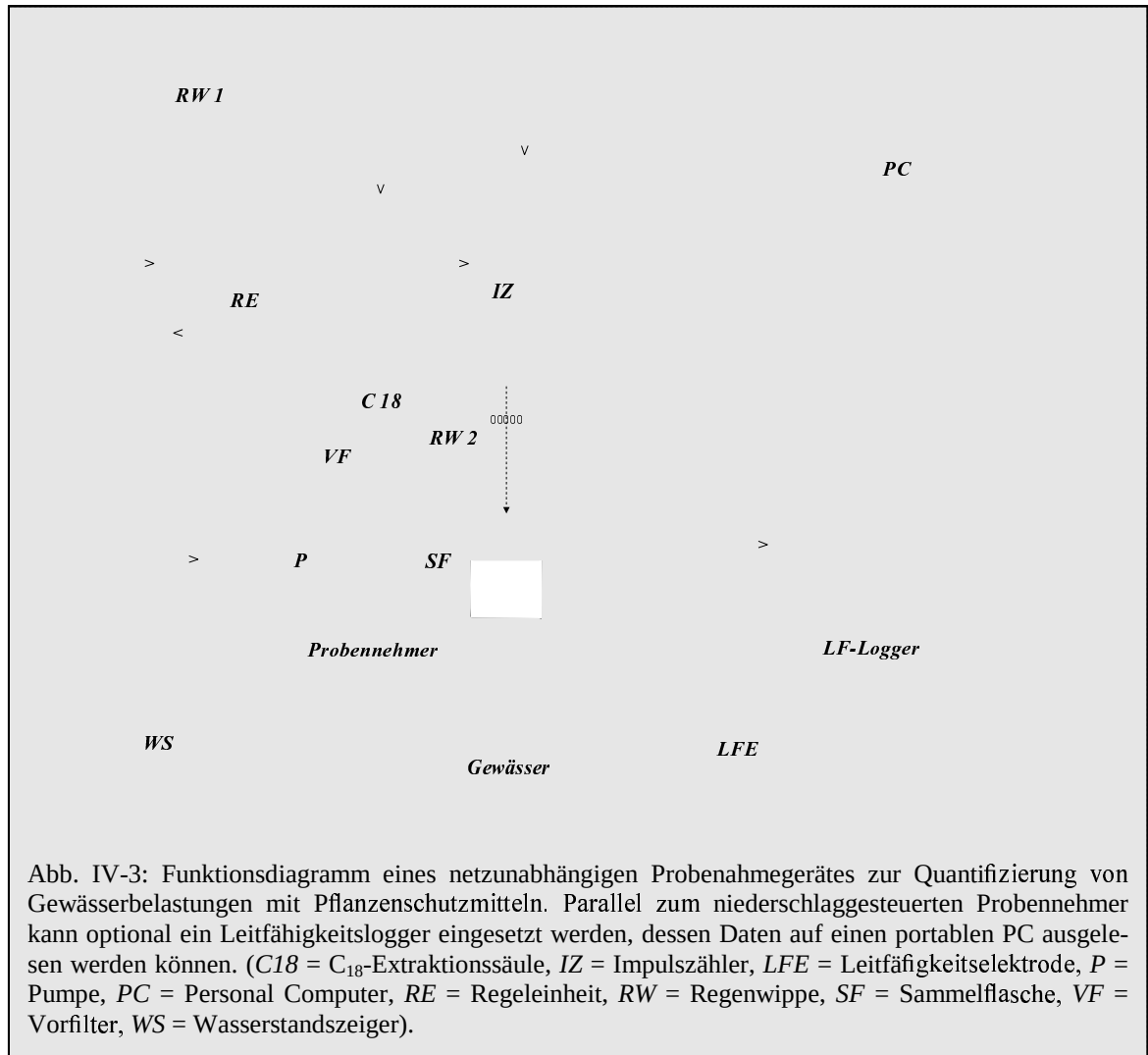
matischen Probennehmer wurde über die Leitfähigkeitsabnahme (etwa 10 % des Leitfähigkeitswertes bei Normalwasserstand) und Erhöhung des Wasserstandes (ca. 5 – 10 cm je nach Gewässer) ausgelöst. Bei den Hochwassersammlern erfolgte die Auslösung gerätebedingt über Wasserstandserhöhung (2 – 10 cm). Die Kontrolle beider Gerätetypen erfolgte wöchentlich.

Tab. IV-2: Landwirtschaftliche Nutzungsformen und angebaute Feldfrüchte sowie Anteil der ohne Gewässerrandstreifen an die Uferlinie angrenzende Ackerfläche in einem Bereich von jeweils 500 m oberhalb der Probestellen der Untersuchungsgewässer. Als Randstreifen wurde ein mindestens 5 m breiter Streifen ohne landwirtschaftliche Nutzung definiert.

Gewässer	Nutzung des Umlandes	angrenzende Ackerfläche [%]
1	Spargel, Kartoffel, Weide	0
2	Roggen, Kartoffel, Spargel	30
3	Zuckerrübe, Weizen, Mais	80
4	Zuckerrübe, Weizen	40
5	Weizen, Zuckerrübe	< 10
6	Weizen, Zuckerrübe, Mähwiese	50
7	Zuckerrübe, Weizen, Weide	40
8	Weizen, Zuckerrübe	80
9	Weizen, Zuckerrübe	80
10	Weizen, Zuckerrübe, Raps	60
11	Weide	0
12	keine Nutzung	0
13	Mähwiese, Weide	0
14	Mähwiese, Weizen, Roggen	10

2.2.1 Automatischer Probennehmer

Zur Charakterisierung der Belastungen in der Wasserphase wurde für die Anwendungsperioden 1998 und 1999 ein neuartiges Datenaufnahme- sowie Probennahmesystem entwickelt (Abb. IV-3). Das Gesamtsystem besteht aus zwei netzunabhängigen Einheiten, die gemeinsam am Gewässer eingesetzt werden können. Im rechten Bildteil ist der Leitfähigkeitslogger dargestellt. Über eine LF-Elektrode (*LFE*) wird in einstellbaren Zeitintervallen (beispielsweise alle 10 min) die Leitfähigkeit im Gewässer gemessen. Die Meßwerte können



im Gerät ohne weitere Betreuung über einen Zeitraum von bis zu 6 Monaten aufgezeichnet werden. Mittels eines portablen PC können die Werte im Feld oder nach Mitnahme des Loggers am Labor-PC ausgelesen und mit konventioneller Software (z. B. Excel®) weiterverarbeitet werden.

Im linken Bildteil ist der Probennehmer dargestellt. Über die Regenwippe 1 (*RW1*) wird der Probennehmer eingeschaltet, wobei eine wiederholte Auslösung der Regenwippe nach einstellbarer Zeit als Auslösesignal gilt. Der Probennehmer arbeitet nun über einen einstellbaren Zeitraum (ca. 30 – 90 min). Die Pumpe (*P*) saugt Bachwasser an und befördert dieses unter

Hochdruck (6 bar) über einen Vorfilter (VF, Maschenweite 0,2 µm) und eine Festphasenextraktionssäule (C18) in eine Sammelflasche (SF; 2,5 L.). RW2 schaltet die Pumpe nach einer einstellbaren Zeit (beispielsweise 5 min) wieder aus und regelt so die pro Saugereignis gezogene Probenmenge. Die Anzahl der Saugereignisse pro Regenereignis kann ebenfalls variabel an der Regeleinheit (RE) eingestellt werden.

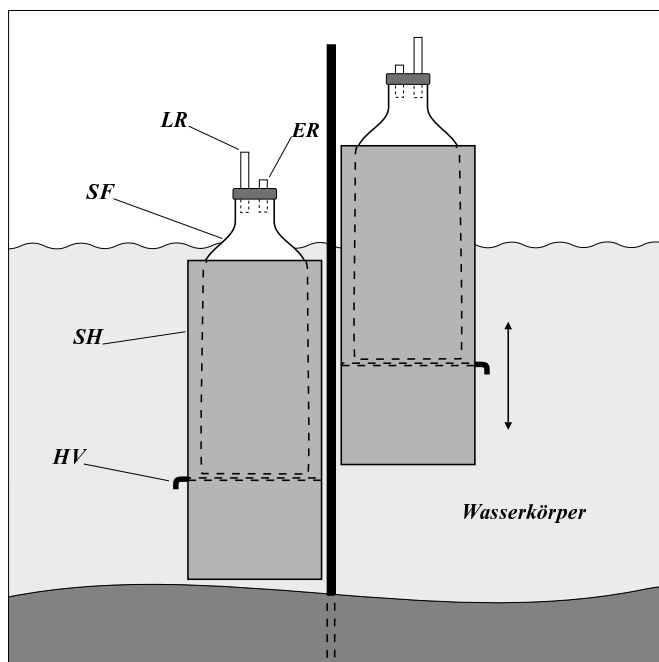


Abb. IV-4: Schematische Darstellung eines Probenahmegerätes („Hochwassersammler“) zur Gewinnung von Wasserproben für die Analyse auf Pflanzenschutzmittel-Rückstände. Die beiden an Haltevorrichtungen (SH) angebrachten Sammelflaschen (SF) können über eine verstellbare Sperre (HV) in unterschiedlichen Höhen über dem Wasserspiegel justiert werden. Steigt der Wasserspiegel über das Niveau des Einströmröhrchens (ER), so füllt sich die Sammelflasche. Ein zweites Röhrchen (LR) dient hierbei der Entlüftung.

Durch diese Konstruktion ist es möglich, Proben aus dem Gewässer in drei Fraktionen aufzutrennen und getrennt einer PSM-Analyse zuzuführen: Schwebstoffgebundene PSM aus dem Vorfilter, lipophile Substanzen aus der Festphasensäule und hydrophile Substanzen aus der Sammelflasche.

Durch diese Konstruktion ist es möglich, Proben aus dem Gewässer in drei Fraktionen aufzutrennen und getrennt einer PSM-Analyse zuzuführen: Schwebstoffgebundene PSM aus dem Vorfilter, lipophile Substanzen aus der Festphasensäule und hydrophile Substanzen aus der Sammelflasche.

Es wurde bei der Entwicklung des Probenahmegerätes darauf geachtet, daß möglichst vielfältige Einsatzmöglichkeiten gegeben sind. So kann die Probenahme durch Niederschläge, Leitfähigkeitserniedrigung und / oder Wasserstände (über den Pegelschalter WS) ausgelöst werden. Es können aber auch in regelmäßigen Abständen Proben aus dem Gewässer entnommen werden.

Die Anzahl aufzunehmender Ereignisse sowie die Intensität der Beprobung eines Ereignisses ist ebenfalls variierbar. Die von RW1 ausgehende Impulszahl kann mit einem Zähler (IZ) aufgenommen werden und in Kombination mit dem LF-Logger als kontinuierlicher Regenmesser eingesetzt werden.

2.2.2 Hochwassersammler

Neben dem automatisierten Probennehmer wurde ein sogenannter Hochwassersammler (Abb. IV-4) für die Gewinnung von Wasserproben für die spätere Analyse auf PSM-Rückstände eingesetzt. Hierbei handelt es sich um eine mittels einer Haltevorrichtung (SH) im Gewässer angebrachte Sammelflasche mit einem Fassungsvermögen von einem Liter (SF), deren Öffnung bei Normalwasserstand in einem einstellbaren Abstand über dem Wasserspiegel liegt. Bei einer Wasserstandserhöhung füllt sich die Flasche über ein Einströmröhrchen (ER). Ein zweites, längeres Röhrchen (LR) dient hierbei der Entlüftung der Flasche.

An einer Haltevorrichtung können mehrere Sammelflaschen in unterschiedlicher Höhe über dem Wasserspiegel angebracht werden. Die Auswahl der Wasserproben für eine spätere Analyse auf PSM-Rückstände erfolgt über die Messung der Leitfähigkeitdifferenz zwischen der Wasserprobe und dem Wasserkörper des Gewässers bei Normalwasserstand.

Tab. IV-3: Liste der 1998 und 1999 im Rahmen des Teilprojektes IV untersuchten Wirkstoffe. Die Auswahl der Substanzen bezieht sich auf Anwendungsempfehlungen der Landwirtschaftskammer Hannover für die Jahre 1997 und 1998.

Wirkstoff	Stoffgruppe	Untersuchungsjahr
λ-Cyhalothrin	Insektizid	1999
Cyfluthrin	Insektizid	1999
Cypermethrin	Insektizid	1999
Deltamethrin	Insektizid	1998 – 1999
Demethon-S-methyl	Insektizid	1999
Esfenvalerat	Insektizid	1998 – 1999
Lindan	Insektizid	1998
Parathion-ethyl	Insektizid	1998 – 1999
Pirimicarb	Insektizid	1999
Azoxystrobin	Fungizid	1998 – 1999
Epoxiconazol	Fungizid	1998 – 1999
Kresoxim-methyl	Fungizid	1998 – 1999
Propiconazol	Fungizid	1998 – 1999
Fenpropimorph	Fungizid	1999
Terbuconazol	Fungizid	1999
Bifenox	Herbizid	1998 – 1999
Chloridazon	Herbizid	1999
Ethofumesat	Herbizid	1999
Metribuzin	Herbizid	1999
Pendimethalin	Herbizid	1998 – 1999
Prosulfocarb	Herbizid	1999

Lindan) wurden im dem Untersuchungsjahr vorausgehenden Jahr von der Landwirtschaftskammer Hannover für die Anwendung in der Region empfohlen (LWK Hannover, 1998). Das Stoffspektrum für das Untersuchungsjahr 1998 bezieht sich somit auf Empfehlungen der LWK Hannover für das Jahr 1997, während sich das Spektrum für 1999 auf entsprechende Empfehlungen für das Jahr 1998 bezieht. Für das Untersuchungsjahr 1999 konnte darüberhinaus das Spektrum der zu analysierenden Wirkstoffe aufgrund von analysetechnischen Fortschritten des Institutes für Chemische Ökotoxikologie erheblich erweitert werden.

Die mittels der Hochwassersammler gewonnenen Wasserproben wurden im Labor auf C18-Extraktionssäulen gezogen, die anschließend zur Lagerung bis zur Analyse eingefroren wurden.

2.2.3 Analyse der Wasserproben

Alle Wasserproben wurden auf C18-Extraktionssäulen (Bakerbond Polar Plus[®], Mallinckroft Baker, Griesheim) fixiert. Die Analyse (Institut für Chemische Ökotoxikologie, TU Braunschweig) wurde mittels Gaschromatographie (HP-5990, Serie 2; Hewlett Packard, Avondale, PA, USA) durchgeführt und durch Gaschromatographie/Massenspektroskopie überprüft (Varian 3400 Gaschromatograph, Varian, Walnut Creek, CA, USA, mit HP-7673-Autosampler, kapillar angebunden an Massenspektrometer SSQ 700, Finnigan, Bremen). Die Nachweisgrenze für alle Substanzen betrug 0,05 µg/L.

Die Proben wurden auf Rückstände einer Auswahl von Insektiziden, Fungiziden und Herbiziden untersucht (Tab. IV-3). Sämtliche dieser Wirkstoffe (Ausnahme:

2.2.4 Berechnung der Gesamtoxitizität

Um die Vergleichbarkeit der PSM-Belastung der Untersuchungsgewässer untereinander hinsichtlich ihrer Toxizität für die Gewässerzönose zu erleichtern, wurde auf der Grundlage der Errechnung von Gemischtoxitizitäten über „Toxische Einheiten“ (Hund & Kördel, 1996; basierend auf Peterson, 1994) eine Formel erarbeitet, die die Gesamtoxitizität aller innerhalb eines definierten Zeitraumes aufgetretenen Kontaminationsereignisse mit unterschiedlichen Wirkstoffen ausdrückt (Formel IV-1).

(F. IV-1) Berechnung der Gesamtoxitizität

$$TU_{\text{sum}} = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{LC50_i}$$

mit

TU_{sum}	Gesamtoxitizität („toxic unit“)
C_i	Konzentration des i-ten Einzelstofffundes [$\mu\text{g/l}$]
$LC50_i$	$LC50_{48h}$ für <i>Daphnia magna</i> des i-ten Wirkstoffes [$\mu\text{g/l}$]

Die Kombinationswirkung zeitlich versetzter Kontaminationsereignisse mit Stoffgemischen ist bislang wenig erforscht (Grimme *et al.*, 1998). Die hier vorgestellte Formel stellt daher lediglich ein vorläufiges Hilfsmittel dar, das durch entsprechende Untersuchungen überprüft werden sollte.

Tab. IV-4: Mittlere $LC50_{48h}$ -Konzentrationen für *Daphnia magna* der für die Berechnung der Pflanzenschutzmittel-Gesamtoxitizität der Untersuchungsjahre 1998 und 1999 berücksichtigten Wirkstoffe.

Wirkstoff	$LC50_{48h}$ [$\mu\text{g/l}$]
Lindan	485
Parathion-ethyl	1,43
Pendimethalin	340
Kresoxim-methyl	168
Epoxiconazol	8700
Bifenox	660
Esfenvalerat	0,62
Azoxystrobin	230
Propiconazol	6500

Es wird von einer additiven Wirkung sowohl aller innerhalb des gegebenen Zeitraumes auftretenden Kontaminationsereignisse als auch von einer additiven Wirkung aller an einem Kontaminationsereignis beteiligten Einzelstoffkonzentrationen ausgegangen. Für alle gefundenen Wirkstoffkonzentrationen wird die gleiche Verweildauer im Wasserkörper an der Probestelle angenommen.

Die Toxizitätswerte ($LC50_i$) stellen den jeweiligen $LC50_{48h}$ für *Daphnia magna* des entsprechenden Wirkstoffes dar. Diese Crustaceenart wurde aufgrund der verhältnismäßig

hohen Anzahl von verfügbaren spezifischen Toxizitätsdaten ausgewählt. Für die Einzelgewässer-bezogene Mittelwertbildung von TU_{sum} wurden jeweils nur diejenigen PSM-Wirkstoffe berücksichtigt, auf die die Wasserproben in beiden Probennahmejahren untersucht wurden (Tab. IV-4).

2.3 Tierprobennahme

Die Gewässerzönose wurde in den Jahren 1998 und 1999 untersucht. Die Beprobung erfolgte in beiden Jahren im Zeitraum von Anfang April bis Ende Juli. Im Jahr 1998 wurde ein zweiwöchiger Beprobungsrythmus vollzogen. Da im Zuge der Auswertung der Populationsdaten von 1998 keine akuten Reaktionen der Abundanzen auf die PSM-Belastung festgestellt wurden, wurde der Probennahmeintervall im Jahr 1999 auf vier Wochen erweitert.

Die Beprobung erfolgte mit einem Surber-Sampler mit einer Grundfläche von 0,125 m² (35 cm Kantenlänge) und einer Maschenweite des Netzes von 1 mm. Je Probenahme wurden vier einzelne Proben in einem Gewässerabschnitt von ca. 50 m Länge genommen. Dabei wurde auch die Besiedelung des Sediments bis zu einer Tiefe von ca. 5 – 10 mm erfaßt. Die Auszählung der Vertebraten erfolgte immer, die der Makroinvertebraten möglichst vor Ort. Der Fangnetzinhalt (bestehend aus besiedeltem Sediment, Steinen, Detritus, Fallaub oder Pflanzenteilen) wurde nach Entfernen von Schwebstoffpartikeln durch Abspülen in eine weiße Fotoschale gegeben und anschließend in kleinen Portionen von Hand auf besiedelnde Organismen abgesucht.

Zur Überprüfung der Auszählungsmethode wurden stichprobenartig bereits untersuchte Proben aufbewahrt und zu einem späteren Zeitpunkt noch einmal abgesucht. Dabei wurde festgestellt, daß ca. 95 % der Tierbesiedlung bei der ersten Auszählung erfaßt worden war. Zur Überprüfung der geschätzten Individuenzahlen wurden stichprobenartig vorher geschätzte Individuen ein zweites Mal einzeln ausgezählt, dabei wurde ein Schätzfehler von ca. $\pm 10\%$ festgestellt.

Tiere, die vor Ort nicht zweifelsfrei bestimmt werden konnten, wurden zur genauen Bestimmung in 70%igem Ethanol fixiert. Bedingt durch die Maschenweite des Surber-Samplers von einem Millimeter konnten kleine Larvenstadien z. T. nicht quantifiziert werden. Individuen mit einer Größe unter einem Millimeter wurden daher bei der Datenauswertung nicht berücksichtigt.

Die Bestimmung erfolgte im allgemeinen bis zur Art. Larven von Dytisciden, Chironomiden, Simuliiden sowie Lumbriciden und Tubificiden wurden hingegen lediglich bis zur Familie bestimmt, da eine genauere Bestimmung nur nach aufwendiger Präparation unter dem Mikroskop möglich ist.

2.4 Beprobung chemisch-physikalischer Parameter

Begleitend zur Beprobung der Gewässerzönose wurden in zweiwöchigem (1998) bzw. vierwöchigem Abstand (1999) physikalische und chemische Meßparameter aufgenommen (Tab IV-5). Die Beprobung erfolgte mittels elektronischer Meßgeräte (Fa. WTW) bzw. colorimetrischer Schnelltests (Visicolor®; Fa. Macherey & Nagel) am Gewässer. Die

Tab. IV-5: Im Rahmen des Teilprojektes IV an den Untersuchungsgewässern aufgenommene physikalisch-chemische Wasserparameter. Legende: NH_4^+ = Ammonium; NO_3^- = Nitrat; NO_2^- = Nitrit; PO_4 = Orthophosphat.

Meßparameter	Meßmethode
NH_4	colorimetrisch
NO_3	colorimetrisch
NO_2^-	colorimetrisch
PO_4	colorimetrisch
pH	Meßelektrode
Sauerstoffzehrung (5d)	Inkubation 5d bei 20°C
Leitfähigkeit	Meßelektrode
Temperatur	Min-Max-T.meter, Datalogger
Strömungsgeschwindigkeit	Driftkörpermethode

Gewässertemperatur wurde im Jahr 1998 mittels fest im Gewässer installierter analoger Min.-Max.-Thermometer gemessen. Im Jahr 1999 wurde die Temperatur mittels zu diesem Zweck umgerüsteten Dataloggern mit elektronischem Meßfühler permanent aufgenommen.

Im Untersuchungsjahr 1998 wurde außerdem an zehn der Gewässer im Braunschweiger Umland die wöchentliche Sedimentdrift an den Gewässern bestimmt. Hierfür wurden Sedimentsammler (Liess *et al.*, 1996) eingesetzt.

Das Volumen der nach einer Woche im Sammelgefäß vorhandenen Sedimentmenge wurde hierbei im wasserüberstandenen Zustand abgeschätzt. Im Jahr 1999 wurde zusätzlich die fünftägige Sauerstoffzehrung (S_{5d}) in den Gewässern bestimmt.

2.5 Bewertung von Gewässerstruktur und -morphologie

Die Untersuchung der Morphologie- und Strukturparameter der Untersuchungsgewässer erfolgte über eine Einordnung der Gewässer in das Gewässerstruktur-Bewertungssystem des Nordrhein-Westfälischen Landesumweltamtes (LUA Nordrhein-Westfalen, 1999). Dieses Bewertungssystem stellt einen der zur Zeit in Deutschland am häufigsten verwendeten Strukturindices dar. Auch der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK) plant den Einsatz dieses Index bei zukünftigen regelmäßigen Gewässeruntersuchungen (Faasch, mündl. Mitteilung). Die im Index enthaltenen Morphologie- und Strukturparameter sind in Tabelle IV-6 (S. IV-14) dargestellt. Die Einordnung der Untersuchungsgewässer in das Bewertungssystem erfolgte nach entsprechender Vorschrift vor Ort durch Sichtung und Abschätzung. Da der Hauptparameter 6 („Gewässerumfeld“) eine Bewertung des Gewässerumlandes nach der Art seiner Nutzung vornimmt und damit in besonderer Weise mit dem Eintrag von PSM in das entsprechende Gewässer korreliert ist, werden die Strukturindexwerte im Kapitel „Ergebnisse“ jeweils mit und ohne Berücksichtigung von Hauptparameter 6 dargestellt.

Tab IV-6: Morphologie- und Strukturparameter, die zur Berechnung des Gewässerstruktur-Bewertungssystem des Nordrhein-Westfälischen Landesumweltamtes (LUA Nordrhein-Westfalen, 1999) verwendet werden.

Hauptparameter	Einzelparameter	
1 Laufentwicklung	1	Laufkrümmung
	1.2	Krümmungserosion
	1.3 / 1.4	Längsbänke u. besondere Laufstrukturen
2 Längsprofil	2.1	Querbauwerke
	2.2	Verrohrung
	2.3	Rückstau
	2.4	Querbänke
	2.5 / 2.6	Strömungsdiversität u. Tiefenvarianz
3 Sohlenstruktur	3.1	Sohlensubstrat
	3.2	Sohlenverbau
	3.3	Substratdiversität
	3.4	Besondere Sohlenstrukturen
4 Querprofil	4.1	Profiltyp
	4.2	Profiltiefe
	4.3	Breitenerosion
	4.4	Breitenvarianz
	4.5	Durchlässe
5 Uferstruktur	5.1	Uferbewuchs
	5.2	Uferverbau
	5.3	Besondere Uferstrukturen
6 Gewässerumfeld	6.1	Flächennutzung
	6.2	Gewässerrandstreifen
	6.3	Schädliche Umfeldstrukturen

2.6 Berechnungen und Statistik

Die umfangreichen Arten- und gewässerbezogenen Daten wurden mit den Datenbankprogrammen Claris Filemaker® (Version 4.0) und MS Access® (Version 97) verwaltet. Die Bildung von Mittelwerten aus Einzeldaten erfolgte ebenfalls in diesen Programmen. Im Zuge von statistischen Vergleichen aufgenommener Parameter zwischen einzelnen Untersuchungsgewässern wurden, wenn nicht anders angegeben, Mittelwerte (arithmetisches Mittel) aus den Einzelmeßwerten des zweijährigen Untersuchungszyklus verwendet. Wurde ein Parameter nur in einem der Jahre untersucht, so wurden bei Vergleichen stattdessen die Mittelwerte des untersuchten Jahres verwendet. Alle statistischen Tests wurden mit dem Programmpaket SPSS® für MS Windows® (Version 10.0) durchgeführt. Mittelwertvergleiche der Parameter zwischen den Gewässern wurden mit dem T-Test für unabhängige Stichproben vorgenommen. Vorher wurden die Datensätze mittels Kolmogoroff-Smirnoff-Test auf Normalverteilung untersucht. Die TU_{sum} -Werte wurden, um Normalverteilung der Daten zu erreichen, vor dem statistischen Test logarithmiert. Korrelationen zwischen verschiedenen Meßgrößen wurden mittels linearer Regression untersucht. Multiple Regressionen wurden nach der Einschlußmethode (enter) vorgenommen. Jahreszeitliche Trends des SR-Index (s. u.) wurden mit dem *Autoregression model* unter Verwendung der *Maximum likelihood-method* und $\rho = 0$ überprüft.

2.6.1 Klassifizierung der gewässerbezogenen Toxizität

Für die Überprüfung der Abhängigkeit verschiedener Parameter von der PSM-Belastung der Gewässer mittels T-Test wurden die Untersuchungsgewässer hinsichtlich ihrer Belastung in die Gruppen „belastet“ und „unbelastet“ eingeteilt. Als „unbelastet“ wurden solche Gewässer eingestuft, in denen während des Untersuchungszeitraumes keine Pflanzenschutzmittel nachgewiesen wurden oder deren Summe der nachgewiesenen PSM in beiden Jahren eine Gesamttoxizität (TU_{sum}) von 0,001 nicht überschritt (zur Begründung s. Kap. 3.1.2; S. IV-18). Als belastet wurden entsprechend jene Gewässer eingestuft, die im zweijährigen Mittel einen TU_{sum} von mehr als 0,001 aufwiesen. Da die Gruppe der als unbelastet eingestuften Gewässer auch ein sehr gering mit PSM belastetes Gewässer enthält ($TU_{\text{sum}} = 0,0002$), wird der Begriff „unbelastet“ in diesem Zusammenhang im weiteren in Anführungsstrichen geführt.

Im Zuge von Regressionen, für die die einzelnen TU_{sum} -Werte logarithmiert wurden, wurde an Gewässer ohne jeden Nachweis an PSM der Wert $TU_{\text{sum}} = 0,0001$ vergeben, um ein Einbeziehen dieser Gewässer in die Regressionen mathematisch zu ermöglichen. Dies war notwendig, da die Bildung des Logarithmus aus dem Wert „0“ (entsprechend „unbelastet“) nicht möglich ist. Theoretische Grundlage stellte hierbei die Tatsache dar, daß PSM-Kontaminationen unterhalb der Nachweisgrenze auch in diesen Gewässern nicht ausgeschlossen werden konnten und die Belastung dieser Gewässer daher lediglich als kleiner als die derjenigen Gewässer mit PSM-Nachweis angesehen werden konnte.

2.6.2 Berechnung von Zönoseneigenschaften

Für den Mittelwertvergleich der physiologischen Empfindlichkeiten der Arten mit Gewässerparametern im T-Test wurden die Makroinvertebratenordnungen entsprechend ihrer relativen physiologischen Empfindlichkeit (E_{relativ} ; vgl. Abschnitt III) in die Gruppen „empfindliche Arten“ und „weniger empfindliche Arten“ eingeteilt. Als empfindlich wurden solche Arten bezeichnet, deren entsprechende Ordnungs-Mittelwerte von E_{relativ} mindestens so niedrig wie die der Ordnung Odonata waren. Als weniger empfindlich wurden entsprechend alle Arten bezeichnet, deren Ordnungsmittelwerte über dem Mittelwert der Ordnung Odonata lagen. Für Regressionsmodelle wurden hingegen die ordnungsspezifischen E_{relativ} -Werte aus Abschnitt III verwendet.

2.6.3 Erarbeitung eines zönosenbasierten Index für die Belastung mit PSM

Auf der Grundlage der in Abschnitt III aufgeführten Klassifizierung von Makroinvertebratenordnungen nach ihrer physiologischen Empfindlichkeit gegenüber organischen Substanzen und den dort angestellten Überlegungen zur Übertragbarkeit auf Verhältnisse ins Freiland (Abschnitt III, Kap. 4) wurde mit dem *Sensitivity Recovery Index* (im weiteren SR-Index) ein biologisches Bewertungssystem für die PSM-Belastung kleiner Fließgewässer erarbeitet. Anschließend erfolgte eine Anwendung des SR-Index auf gewässerbezogene Daten aus den Abschnitten IV und V.

Der SR-Index folgt in seinen Grundzügen dem Saprobienindex (Friedrich, 1990). Er nimmt Werte zwischen 1 (unbelastet) und 5 (sehr stark belastet) an. In den SR-Index gehen folgende art- bzw. ordnungsspezifische Größen ein:

Die **relative physiologische Empfindlichkeit** der Ordnungen. Die E_{relativ} -Werte der einzelnen Ordnungen wurden über die Formel IV-2 in die Variable s mit Werten zwischen 1 und 5 transformiert. Der Wert 1 entspricht hierbei der empfindlichsten untersuchten Ordnung (Plecoptera), der Wert 5 der am wenigsten empfindlichsten untersuchten Ordnung (Lamellibranchia). Über den Gewichtungsfaktor für die physiologische Empfindlichkeit w_s wurden zusätzlich alle Ordnungen, die einen niedrigeren Wert für s aufwiesen als *D. magna*, als besonders empfindliche Arten um den Faktor 50 stärker gewichtet als die übrigen Ordnungen. Der s -Wert für Megaloptera sollte aufgrund der unzureichenden Datengrundlage (vgl. Abschnitt III) als vorläufiger Wert angesehen werden.

Die **Wanderungsfähigkeit** der Ordnungen. Das Wanderungs- und damit Wiederbesiedelungsvermögen der Arten geht über die Variable „Wanderungsfähigkeit“ m in den SR-Index ein. Ordnungen, deren meiste ihnen angehörenden Arten als Adulttiere fliegend größere Strecken überwinden können und weiterhin hololimnisch sind (Coleoptera und Heteroptera), sowie hololimnische Arten, die im Wasser größere Strecken bachaufwärts zurücklegen können (Decapoden und Gammariden), wurde der Wert $m = 1$ zugeordnet. Alle übrigen Arten nahmen den Wert 0 an.

Reproduktionseigenschaften der Arten. Arten, die eine Generationszyklusdauer von unter einem Jahr aufwiesen (bi- und plurivoltine Arten) und Arten, die in niedersächsischen Gewässern häufig in sehr hohen Abundanzen auftreten, wurden über den Gewichtungsfaktor für Reproduktionseigenschaften w_r in ihrer Gewichtung auf 16^{-1} der übrigen Arten heruntergestuft.

Die **Abundanz** der Arten. Die Abundanz (a) der einzelnen Arten wird als logarithmierte Individuenzahl pro Quadratmeter Gewässerfläche in den SR-Index aufgenommen.

(F. IV-2) Umrechnung von E_{relativ} in s

$$s = 1 + (1,76 \times (0,36 + E_{\text{relativ}}))$$

Die Berechnung des SR-Index ist in Formel IV-3 dargestellt. Eine Liste der im Rahmen des Projektes nachgewiesenen Arten und ihrer Index-Beiwerte findet sich im Anhang des Abschnitts IV (Tab. IV-A1; S. IV-48).

(F. IV-3) Berechnung des *Sensitivity Recovery Index* (SR-Index)

$$\Pi = \frac{\sum_{i=1}^n (s + m) \times a \times w_r \times w_s}{\sum_{i=1}^n a \times w_r \times w_s}$$

mit

Π	sensitivity recovery index (SR-Index)
s	relative physiological sensitivity (relative physiologische Empfindlichkeit)
m	migration potential (Wanderungsfähigkeit)
a	abundance, (Abundanz; (log ind./m ²))
w_r	weight factor for reproduction characteristics (Gewichtungsfaktor für Reproduktionseigenschaften)
w_s	weight factor for physiological sensitivity (Gewichtungsfaktor für relative physiologische Empfindlichkeit)
n	number of taxa (Anzahl der Taxa)

3 Ergebnisse

3.1 Belastung der Untersuchungsgewässer mit Pflanzenschutzmitteln

3.1.1 Anzahl der Beprobungsereignisse

Die Anzahl der innerhalb des Untersuchungszeitraumes gewonnenen Wasserproben richtete sich methodenbedingt nach der Häufigkeit von Runoff-Ereignissen an den entsprechenden Gewässern. Die Anzahl der gewonnenen Wasserproben lag zwischen einer Probe pro Jahr für das Gewässer mit der niedrigsten Runoff-Häufigkeit (Gewässer 12, Untersuchungsjahr 1999) und elf für das Gewässer mit der höchsten Runoff-Häufigkeit (Gewässer 10, 1998; Tab. IV-7; S. IV-19). Im niederschlagsärmeren Untersuchungsjahr 1999 war die Anzahl der gewonnenen Proben erwartungsgemäß geringer als 1998. Die Anzahl der mit PSM belasteten Proben war jedoch 1999 im Verhältnis zur Gesamtprobenzahl nicht auffällig niedriger als 1998. Auf den Zusammenhang zwischen der Regenhäufigkeit und der Anzahl der gewonnenen Wasserproben soll im weiteren jedoch nicht näher eingegangen werden. Im Untersuchungsjahr 1999 gelang es an Gewässer 8 wegen des versinterten Gewässerbettes nicht, das Probennahmegerät so anzubringen, daß eine repräsentative Anzahl von Proben gezogen werden konnte. Für Vergleiche der Gesamtoxität mit anderen Parametern beziehen wir uns bei dem Gewässer 8 daher nur auf das Untersuchungsjahr 1998.

3.1.2 Belastungsmuster der Gewässer

In Wasserproben aus elf der insgesamt vierzehn untersuchten Gewässer wurden PSM-Wirkstoffe nachgewiesen (Tab. IV-7; S. IV-19). In acht Gewässern wurden lediglich Fungizide und Herbizide nachgewiesen, in drei Gewässern wurden mit den Substanzen Lindan, Parathion-ethyl und Pirimicarb zusätzlich Insektizide gefunden. In zwei Wasserproben aus dem Gewässer 11, das nur 1999 untersucht wurde, wurden geringe Konzentrationen der Substanzen Azoxystrobin, Ethofumesat und Epoxiconazol nachgewiesen. Da die Konzentrationen nahe der Nachweisgrenze lagen und hinsichtlich der Gesamtoxität ($TU_{\text{sum}} = 0,0002$) eine erhebliche Differenz zu den anderen belasteten Gewässern bestand, wird das Gewässer 11 im weiteren als „unbelastet“ bezeichnet (vgl. Kap. IV-2.6.1). Die Probestelle 2 wies 1998 keine nachweisbare Belastung auf, während im Jahr 1999 geringe Nachweise an im Untersuchungsjahr 1998 nicht berücksichtigten Substanzen nachgewiesen wurden. Bei der Berechnung der Zweijahres-Mittelwertes (Kap. IV-2) ergibt sich damit für diese Probestelle eine Gesamtoxität von 0.

Tab. IV-7: Maximalkonzentrationen ($\mu\text{g/L}$) und Nachweishäufigkeiten (in Klammern) von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen in vierzehn kleineren Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum von Mitte April bis Ende Juli der Jahre 1998 und 1999. Dargestellt sind außerdem die Häufigkeiten der Runoff-initiierten Probenahmeereignisse (Σ_{Probe}) sowie die Anzahl der Proben mit PSM-Nachweisen (Σ_{Nachweis}). Substanzen, die in keinem der Gewässer nachgewiesen wurden (λ -Cyhalothrin, β -Cyfluthrin, Cypermethrin, Deltamethrin, Demeton-S-methyl, Esfenvalerat und Pendimethalin), sind nicht dargestellt. Nachweise mit einer Konzentration von mehr als $20 \mu\text{g/L}$ sind aus nachweistechischen Gründen ohne Nachkommastellen angegeben. Die Nachweisgrenze für alle Substanzen betrug $0,05 \mu\text{g/L}$. Legende: n. u. = Parameter im Gewässer nicht untersucht; n. n. = Substanz nicht nachgewiesen; n. a. = Wasserprobe auf diese Substanz nicht analysiert; * = Anzahl für die Anzahl der Runoff-Ereignisse nicht repräsentativ (vgl. Kap. IV-2).

	Gewässer														
Substanz	Jahr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Azoxystrobin	1998	n. n.	n. n.	0,2(2)	0,2(2)	0,2(2)	0,6(4)	1,3(5)	0,05(1)	1,4(3)	0,6(10)	n. u.	n. u.	n. n.	n. n.
	1999	0,4(2)	n. n.	0,05(3)	0,3(3)	11,1(6)	0,1(2)	3,8(5)	0,05(1)	0,5(6)	0,7(6)	0,05(1)	n. n.	n. u.	n. u.
Bifenoxy	1998	n. n.	n. n.	0,2(2)	n. n.	0,2(1)	n. n.	n. n.	n. n.	0,2(2)	0,1(2)	n. n.	n. u.	n. n.	n. n.
	1999	n. n.	n. n.	0,1(1)	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	0,5(3)	0,2(2)	n. n.	n. n.	n. u.	n. u.
Epoxiconazol	1998	n. n.	n. n.	0,3(2)	0,4(4)	0,7(4)	0,8(6)	0,3(6)	0,3(2)	0,6(7)	0,8(11)	n. n.	n. u.	n. n.	n. n.
	1999	n. n.	n. n.	0,2(4)	0,6(3)	0,2(5)	0,4(3)	5,6(4)	n. n.	0,6(6)	1,9(6)	0,1(1)	n. n.	n. u.	n. u.
Kresoxim-meth.	1998	n. n.	n. n.	0,2(2)	0,3(3)	0,05(1)	0,1(1)	0,7(3)	0,2(2)	0,2(4)	0,3(7)	n. n.	n. u.	n. n.	n. n.
	1999	n. n.	n. n.	n. n.	0,5(1)	0,1(2)	0,05(1)	2,9(2)	n. n.	0,3(2)	1(2)	n. n.	n. n.	n. u.	n. u.
Lindan	1998	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	0,2(1)	n. n.	n. u.	n. n.	n. n.
	1999	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. u.
Parathion-ethyl	1998	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	0,2(1)	0,3(4)	0,3(2)	n. n.	n. u.	n. n.	n. n.
	1999	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. u.	n. u.
Pendimethalin	1998	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. u.	n. n.	n. n.
	1999	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. u.	n. u.
Propiconazol	1998	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	0,1(1)	n. n.	n. n.	0,7(1)	0,08(3)	n. n.	n. u.	n. n.	n. n.
	1999	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. u.	n. u.
Metribuzin	1998	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. a.	n. a.
	1999	n. n.	0,1(1)	n. n.	n. n.	0,2(1)	n. n.	0,5(3)	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. u.	n. u.
Prosulfocarb	1998	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. a.	n. a.
	1999	n. n.	n. n.	n. n.	0,1(2)	n. n.	n. n.	0,2(1)	n. n.	n. n.	1(2)	n. n.	n. n.	n. u.	n. u.
Ethofumesat	1998	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. a.	n. a.
	1999	n. n.	0,4(1)	0,2(4)	7,8(4)	0,6(7)	129(4)	10,7(6)	24(2)	11,1(6)	11,1(6)	0,1(2)	n. n.	n. u.	n. u.
Fenpropimorph	1998	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. a.	n. a.
	1999	n. n.	n. n.	n. n.	0,2(1)	n. n.	n. n.	0,3(1)	n. n.	0,05(1)	0,4(3)	n. n.	n. n.	n. u.	n. u.
Chloridazon	1998	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. a.	n. a.
	1999	0,1(1)	1(1)	0,4(4)	0,2(2)	0,3(3)	33(4)	7(4)	51(1)	11,9(7)	1,1(4)	n. n.	n. n.	n. u.	n. u.
Terbuconazol	1998	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. a.	n. a.
	1999	0,1(1)	0,1(1)	0,2(2)	n. n.	n. n.	0,2(1)	0,2(2)	n. n.	0,5(4)	0,1(1)	n. n.	n. n.	n. u.	n. u.
Pirimicarb	1998	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. a.	n. a.
	1999	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	0,2(1)	n. n.	n. n.	n. n.	n. u.	n. u.
ΣProbe	1998	4	7	6	9	10	7	7	3	9	11	n. u.	n. u.	3	3
	1999	2	3	6	6	7	4	4	2*	7	6	7	1	n. u.	n. u.
ΣNachweis	1998	0	0	3	4	5	6	6	2	7	11	n. u.	n. u.	0	0
	1999	2	1	4	4	7	4	4	2*	7	6	2	0	n. u.	n. u.

3.1.3 Konzentrationen und Häufigkeiten der nachgewiesenen Wirkstoffe

Alle nachgewiesenen Konzentrationen der einzelnen Wirkstoffe lagen im subletalen Bereich für Makroinvertebraten bei kurzzeitiger Exposition (Tab. IV-7). Die am häufigsten nachgewiesenen, in beiden Untersuchungsjahren berücksichtigten Wirkstoffe waren die Fungizide Azoxystrobin, Epoxiconazol und Kresoxim-methyl. Sie wurden in Wasserproben aus zehn und neun bzw. acht der insgesamt elf PSM-belasteten Gewässern gefunden. Für die Strobilurine Azoxystrobin und Kresoxim-methyl handelt es sich um den zweiten bekanntgewordenen Nachweis in Oberflächengewässern nach einer Untersuchung der Arbeitsgruppe im Einzugsgebiet der Nette, NRW (Liess *et al.*, 1999). Von den lediglich 1999 berücksichtigten Substanzen waren die Herbizide Ethofumesat und Chloridazon mit Nachweisen in jeweils zehn Gewässern die häufigsten Wirkstoffe. Die relativen Häufigkeiten

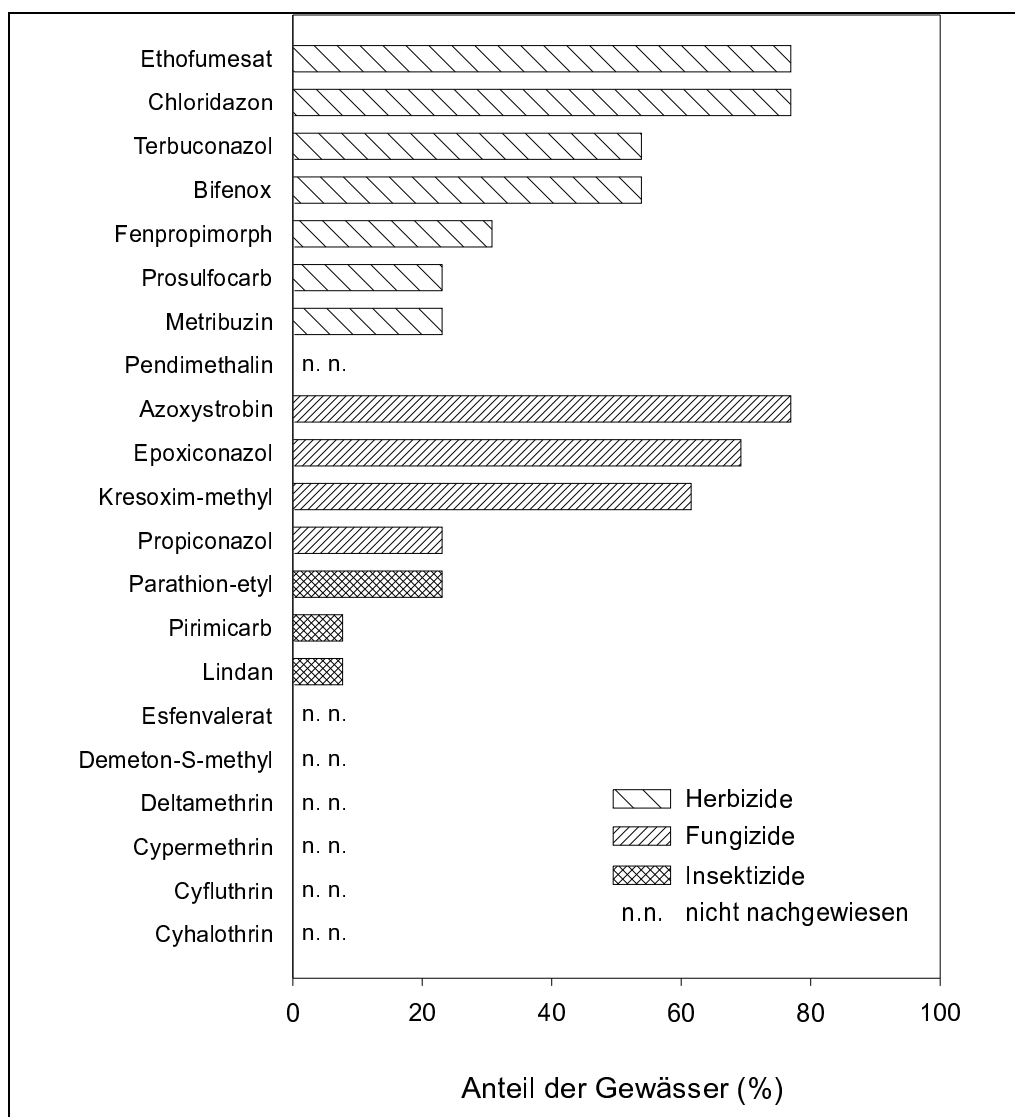


Abb. IV-5: Relative Nachweishäufigkeiten von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen in Wasserproben aus dreizehn kleinen Fließgewässern mit landwirtschaftlichem Umfeld im norddeutschen Tiefland im Zeitraum von Mitte April bis Ende Juli der Jahre 1998 und 1999. Die Probennahme erfolgte ereignisgesteuert. Die Nachweisgrenze betrug 0,05 µg/L. Die Stoffe Chloridazon, Ethofumesat, Metribuzin, Prosulfocarb, Tebuconazol, Fenpropimorph, Pirimicarb, β -Cyfluthrin, λ -Cyhalothrin, Cypermethrin und Demeton-S-methyl wurden nur 1999 untersucht.

der einzelnen Wirkstoffe in den Untersuchungsgewässern sind in Abb. IV-5 dargestellt. Die in Abb. IV-5 angegebene Anzahl von dreizehn Untersuchungsgewässern bezieht sich auf die Gesamtzahl der untersuchten Gewässer in landwirtschaftlichem Umfeld. Das als Referenzgewässer bezeichnete Gewässer 12 geht nicht in diese Darstellung ein.

3.2 Strukturparameter der Gewässer

Die Einteilung der Untersuchungsgewässer in das System des Strukturindex ergab Werte zwischen 2,8 für das strukturreichste Gewässer 12 und 5,7 für das strukturärmste Gewässer 7 (Tab. IV-8). Die Strukturgüte der eingeordneten Gewässer bewegte sich damit zwischen „mäßig beeinträchtigt“ und „stark geschädigt“.

Tab. IV-8: Anwendung des Strukturindex des Nordrhein-Westfälischen Landesumweltamtes (LUA Nordrhein-Westfalen, 1999) auf die Untersuchungsgewässer in Teilprojekt IV. Zu den Definitionen der Hauptparameter (HP) und Einzelparameter (EP) siehe Tab. IV-5. Der für die Auswertung besonders relevante Einzelparameter EP 3.3 ist gesondert dargestellt. Wegen der starken Abhängigkeit der PSM-Belastung von der Umlandnutzung (HP 6) ist der Index zusätzlich gesondert ohne Berücksichtigung von HP 6 angegeben.

Gewässer	HP 1	HP 2	HP 3	EP 3.3	HP 4	HP 5	HP 6	NRW-Index	Index ohne HP 6
1	4,3	3,0	3,0	2,0	3,4	4,0	3,0	3,5	3,5
2	5,7	4,5	4,0	4,0	6,2	6,5	4,5	5,2	5,4
3	5,3	4,5	4,0	4,0	4,4	4,5	6,0	4,8	4,5
4	5,3	4,0	4,0	4,0	6,0	4,5	6,0	5,0	4,8
5	5,3	4,5	4,0	4,0	3,8	4,0	4,5	4,3	4,3
6	5,0	3,0	4,0	4,0	5,4	4,0	6,5	4,7	4,3
7	5,7	6,0	5,0	5,0	6,3	5,5	6,0	5,7	5,7
8	5,7	6,0	5,0	5,0	4,8	5,5	6,5	5,6	5,4
9	6,7	5,5	4,0	4,0	6,2	6,5	6,5	5,9	5,8
10	7,0	7,0	5,0	5,0	6,8	6,5	6,5	6,5	6,5
11	2,7	3,5	4,0	4,0	2,8	5,0	4,0	3,7	3,6
12	3,7	3,0	2,0	2,0	3,2	3,5	1,5	2,8	3,1
13	6,0	4,5	4,0	3,0	5,4	5,0	6,0	5,2	5,0
14	6,0	6,0	3,0	3,0	6,2	5,5	4,5	5,2	5,3

3.3 Schwebstofffracht und physikalisch-chemische Meßparameter

Das mittlere Volumen der innerhalb eines Tages in den Sedimentsammlerflaschen sedimentierten Schwebstoffe betrug zwischen 11 ml in Gewässer 2 und 42 ml in Gewässer 6 (Tab. IV-9). Die Sedimentationsrate in Gewässer 3 wurde durch mehrmaliges Übersanden des Probennahmegerätes verfälscht. Die Meßwerte dieser Probestelle werden daher im weiteren nicht in Berechnungen einbezogen. Die Mittelwerte aus Messungen von Sauerstoffzehrung, Nitrit, Nitrat, Ammonium und Orthophosphat sind in Tab. IV-9 angegeben.

Tab. IV-9: Relative Schwebstofffracht und biologisch-chemische Meßparameter in den Untersuchungsgewässern des Teilprojektes IV (Mittelwerte aus den Untersuchungsjahren 1998 und 1999; n = 8 bis 12). Die Schwebstofffracht wurde mittels Sedimentsammlern gemessen und stellt lediglich ein relatives Maß dar (angegeben als sedimentiertes Schwebstoffvolumen pro Tag). Legende: S_{5d} = Sauerstoffzehrung 5d (mg/L); NO_2^- = Nitrit (mg/L); NO_3^- = Nitrat (mg/L); NH_4^+ = Ammonium (mg/L); PO_4 = Orthophosphat (mg/L), Sediment = sedimentiertes Schwebstoffvolumen (ml/d); n.b. = nicht bestimmt.

Gewässer	S_{5d}^b	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	PO_4	Sediment ^a
1	2,17	0,35	25,42	0,04	0,11	12,0
2	2,87	0,22	17,83	0,02	0,17	11,1
3	2,40	0,17	9,25	0,06	0,15	78,7 ^c
4	2,59	0,06	25,92	0,01	0,13	17,2
5	3,75	0,17	13,67	0,02	0,23	31,8
6	2,77	0,09	17,00	0,06	0,26	41,6
7	2,65	0,14	5,08	0,30	0,25	22,9
8	2,72	0,06	13,08	0,02	0,14	28,8
9	2,29	0,13	14,50	0,08	0,13	20,9
10	3,18	0,15	26,00	0,04	0,23	17,5
11	2,01	0,11	4,00	0,19	0,06	n.b.
12	1,15	0,01	0,33	0,00	0,02	n.b.
13	2,96	0,05	3,33	0,05	0,45	n.b.
14	3,30	0,04	2,17	0,00	0,27	n.b.

^a Parameter nur 1998 gemessen

^b Parameter nur 1999 gemessen

^c Meßwert fehlerhaft

3.4 Vergleich der Zönosen-Zusammensetzung mit der PSM-Belastung

3.4.1 Zeigerarten?

Die Auswertung der Abundanzdaten der Untersuchungsgewässer aus Teilprojekt IV zeigte, daß eine Beschreibung der Abhängigkeit der Biozönose von der PSM-Belastung auf der Grundlage der Abundanz einzelner Arten („Indikatorarten“) kaum möglich war. Dies begründet sich aus der relativen Seltenheit vieler Arten. So sind innerhalb der Probestellen des Teilprojektes IV die meisten Arten, die lediglich in unbelasteten Gewässern vorkommen, jeweils nur in einem einzigen Gewässer abundant (Tab. IV-10). Auch zeigt ein Vergleich der Abundanz-Daten mit denen aus Abschnitt V kaum Überschneidungen der Vorkommen dieser Arten. Eine statistische Absicherung der Arten-Einordnung ist daher nicht möglich. Lediglich *Limnephilus extricatus* (Trichoptera) und *Dugesia gonocephala* (Turbellaria) ließen sich aus dem hier bearbeiteten Datensatz als Zeiger für eine Belastung mit PSM herausstellen (Tab. IV-11; S. IV-24). Jedoch rechtfertigt auch hier die geringe Anzahl von Fundstellen eine Zeigerfunktion der Arten für PSM-Belastung nicht.

Tab. IV-10: Liste der Arten, die in Teilprojekt IV ausschließlich in PSM-unbelasteten Gewässern gefunden wurden. Die dargestellten Daten beziehen sich auf Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleineren Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum zwischen April und August der Jahre 1998 und 1999. Weiterhin ist zum Vergleich die Einordnung der Arten in Teilprojekt V angegeben. Zur Legende siehe Tab. IV-11 (S. IV-24).

Art	Anzahl Fundorte	Einordnung in Teilprojekt V
<i>Athripsodes cinereus</i>	3	k. V.
<i>Brachycercus harrisella</i>	1	k. V.
<i>Ephemerella ignita</i>	1	k. V.
<i>Electrogena spec.</i>	1	k. V.
<i>Heptagenia flava</i>	1	k. V.
<i>Ironoquia dubia</i>	1	+
<i>Isoperla grammatica</i>	1	+
<i>Leuctra spec.</i>	1	k. V.
<i>Molanna angustata</i>	2	k. V.
<i>Mystacides longicornis/nigra</i>	1	k. V.
<i>Oligoplectrum maculatum</i>	1	k. V.
<i>Orconectes limosus</i>	1	k. V.
<i>Orthetrum caeruleum</i>	1	k. V.
<i>Oxyethira spec.</i>	1	k. V.
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	1	k. V.
<i>Perlodes microcephalus</i>	1	k. V.
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	1	k. V.
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	1	k. V.
<i>Sericostoma flavicorne/personatum</i>	3	0
<i>Silo spec.</i>	1	+

Tab. IV-11: Liste der Arten, die in Teilprojekt IV ausschließlich in PSM-belasteten Gewässern gefunden wurden (zur Datengrundlage siehe Tab. IV-10).

Art	Anzahl Fundorte	Einordnung in Teilprojekt V
<i>Dugesia lugubris</i>	3	+
<i>Limnephilus extricatus</i>	6	+

Legende zu Tab. IV-10 und Tab. IV-11

+	gleiche Einordnung in Teilprojekt V
0	neutral eingeordnet in Teilprojekt V
k. V.	kein Vorkommen in Teilprojekt V

Es erschien daher nicht sinnvoll, den möglichen Einfluß der PSM-Belastung auf die Gewässerzönose über das Vorkommen einzelner Arten in den Gewässern zu diskutieren. Eine Beschreibung der Veränderung der Gewässerzönose in Abhängigkeit von der PSM-Belastung sollte vielmehr auf allgemeineren ökologischen Einordnungen der Arten und Zusammenfassung in entsprechende ökologische Gruppen von Arten basieren. Dieses Konzept wird im weiteren verfolgt.

3.4.2 Abundanzentwicklungen in den Gewässern

Die relativ hohe zeitliche Dichte der Populationserfassungen (alle zwei Wochen 1999, monatlich 1999) erlaubte die Analyse von zeitlichen Trends in den Abundanzen innerhalb des Untersuchungszeitraumes. Für jedes einzelne Gewässer wurde die Populationsentwicklung aller in nennenswerten Abundanzen vorkommenden Makroinvertebratenarten in einem Zeitbereich von mehreren Wochen vor und nach nachgewiesenen PSM-Kontaminationsereignissen untersucht. Hierbei wurden keine auf den Einfluß von einzelnen PSM-Einträgen zurückzuführenden Abundanzeinbrüche festgestellt. Festgestellte Abundanzentwicklungen waren auf Schlupf (z. B. Plecoptera, Trichoptera) oder Vermehrung (z. B. Gastropoda, Gammariden) zurückzuführen (nicht dargestellt). Die Abundanzen der in fast allen Gewässern eudominanten Gammariden (*Gammarus pulex*, *G. roeselli*) waren, vermutlich aufgrund der hohen Wanderungsfähigkeit von Gammariden, besonders großen Schwankungen unterworfen. In abundanzbezogene Vergleiche der Gemeinschaften von Gewässern wurden die beiden Gammaridenarten daher nicht einbezogen. Eine Ausnahme bildete hierbei die Anwendung des SR-Index, da hier die Gammaridenabundanz durch die Variable „Gewichtungsfaktor für Wanderungsfähigkeit“ (w_r) weniger stark gewichtet wird.

3.4.3 Artenzahlen

Die Anzahl der im Zuge der quantitativen Erfassungen in den Jahren 1998 und 1999 nachgewiesenen Makroinvertebraten-Arten unterschied sich nicht signifikant zwischen den als unbelastet bezeichneten und den PSM-belasteten Gewässern (Tab. IV-12; T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 14$; $p = 0,322$). Die größte Artenzahl wies mit 52 Arten das als unbelastet eingestufte Gewässer 2 auf. Die geringste Artenzahl mit 21 Arten fand sich in dem PSM-belasteten Gewässer 7.

Tab. IV-12: Mittlere Artenzahlen von gegenüber Pflanzenschutzmitteln physiologisch empfindlichen und weniger empfindlichen Arten in 14 kleineren Fließgewässern unterschiedlich hoher Belastung mit PSM. Als „unbelastet“ wurden solche Gewässer eingestuft, in denen während des Untersuchungszeitraumes keine Pflanzenschutzmittel nachgewiesen wurden oder deren Summe der nachgewiesenen PSM in beiden Jahren eine Gesamtoxizität (TU_{sum}) von 0,001 nicht überschritt. n = Anzahl der Gewässer; StE = Standardfehler der Mittelwerte.

Parameter	Belastung	n	Mittelwert	StE
Artenzahl _{gesamt}	unbelastet	5	36,4	4,83
	belastet	9	31,9	1,93
Artenzahl _{empfindlich}	unbelastet	5	20,2	4,21
	belastet	9	11,2	1,67
Artenzahl _{unempfindlich}	unbelastet	5	16,2	3,04
	belastet	9	20,7	0,83
Anteil _{empfindlich} [%]	unbelastet	5	54,2	0,07
	belastet	9	33,6	0,04

Die Anzahlen der als physiologisch empfindlich eingestuften Arten war in den PSM-belasteten Gewässern hingegen signifikant geringer als in den unbelasteten Gewässern. Während im Mittel in den unbelasteten Gewässern 20,2 empfindliche Arten vorkamen, waren es in den belasteten Gewässern lediglich 11,2 Arten. Somit wiesen die belasteten Gewässer im Durchschnitt 9,0 empfindliche Arten weniger auf als die unbelasteten (T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 14$; $p = 0,036$). Die Anzahl der weniger empfindlichen Arten war im Mittel in den belasteten Gewässern tendenziell um 4,5 Arten höher als in den unbelasteten, dieser Befund war allerdings nicht signifikant (T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 14$; $p = 0,095$). In den belasteten Gewässern signifikant erniedrigt war hingegen der Anteil der empfindlichen Arten an der Gesamtartenzahl. Ihr Anteil betrug in den belasteten Gewässern 20,6 % weniger als in den unbelasteten (T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 14$; $p = 0,020$).

3.4.4 Abundanzanteile physiologisch empfindlicher Arten

Der Anteil der als physiologisch empfindlich eingestuften Taxa an der Gesamtabundanz war in den belasteten Gewässern hochsignifikant niedriger als in den als unbelastet bezeichneten Gewässern (Abb. IV-6; T-Test für unabhängige Stichproben, $n = 14$; $p = 0,008$). So wies die Gruppe der als empfindlich eingestuften Arten im Mittel der unbelasteten Gewässer einen Abundanzanteil von etwa 70 % auf. Im als Referenzgewässer eingestuften Gewässer 12 (Schmalwasser) betrug ihr Anteil sogar 90 %, im Mittel der belasteten Gewässern aber lediglich 47 % der Gesamtabundanz. In den drei nach TU_{sum} am stärksten belasteten Gewässern 8, 9 und 10 betrugen die Anteile lediglich 37, 40 und 29 % (vgl. Tab IV-12, S. IV–25). Der Mittelwert der *absoluten* Abundanzen der empfindlichen Arten war in den belasteten Gewässern tendenziell geringer als in den unbelasteten. Ebenso war der Mittelwert der absoluten Abundanzen der weniger empfindlichen Arten in den belasteten Gewässern tendenziell höher als in den unbelasteten (vgl. Tab. IV-12). Die beiden letztgenannten Tendenzen waren allerdings aufgrund stark unterschiedlicher Gesamtabundanzen in den einzelnen Gewässern nicht signifikant (T-Test für unabhängige Stichproben, $n = 14$, $p = 0,120$ bzw. $0,213$).

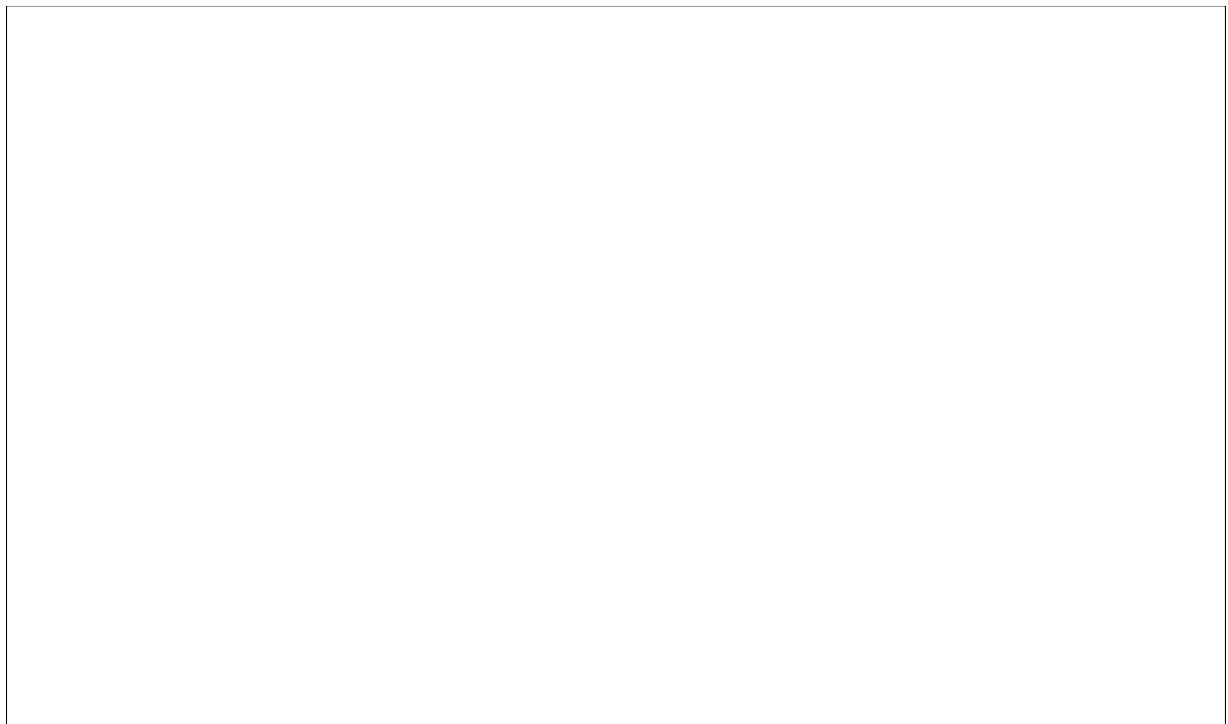


Abb. IV-6: Anteile physiologisch empfindlicher und weniger empfindlicher Arten an der Makroinvertebraten-Gesamtabundanz in unterschiedlich stark mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) belasteten Fließgewässern. Die dargestellten Daten beziehen sich auf Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleineren Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum zwischen April und August der Jahre 1998 und 1999 (Mittelwerte aus 5 bzw. 9 Einzelgewässern). Die Fehlerbalken repräsentieren den Standardfehler der Mittelwerte. Als „empfindlich“ wurden solche Arten eingestuft, die eine gleich große oder geringere mittlere relative Empfindlichkeit aufwiesen als die Ordnung Odonata ($E_{\text{relativ}} < 0,33$). Als „unempfindlich“ wurden entsprechend alle Arten mit einem höheren E_{relativ} eingeordnet. Als „unbelastet“ wurden solche Gewässer eingestuft, in denen während des Untersuchungszeitraumes keine Pflanzenschutzmittel nachgewiesen wurden oder deren Summe der nachgewiesenen PSM in beiden Jahren eine Gesamttoxizität (TU_{sum}) von 0,001 nicht überschritt. Die mit „*“ gekennzeichneten Säulen unterscheiden sich signifikant voneinander (T-Test für unabhängige Stichproben, $p = 0,008$).

In Abb. IV-7 sind die mittleren TU_{sum} -Werte der Untersuchungsgewässer gegen den Anteil der empfindlichen Arten an der Gesamtabundanz aufgetragen. Es wird deutlich, daß der Anteil der empfindlichen Arten mit zunehmendem TU_{sum} abnimmt (lineare Regression, $p = 0,0004$).

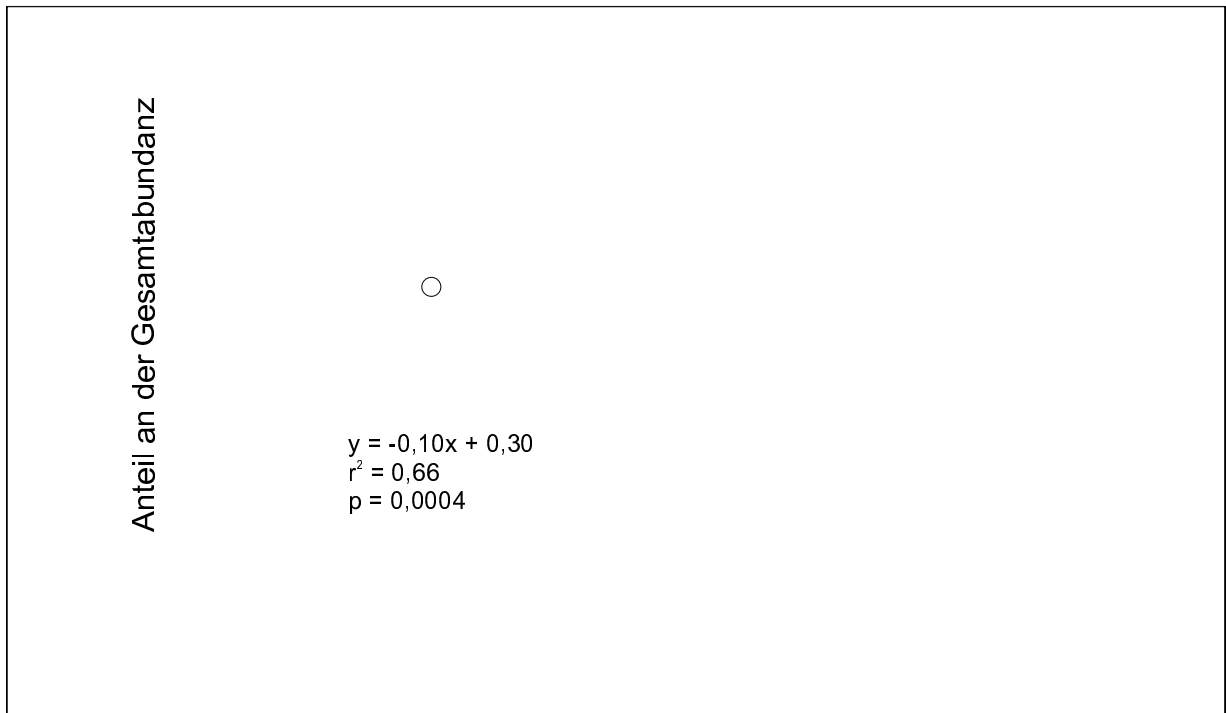


Abb. IV-7: Abhängigkeit des Anteils physiologisch als empfindlich eingestufte Arten an der Makroinvertebraten-Gesamtabundanz von der Pflanzenschutzmittel-Gesamttoxizität in Fließgewässern. Die dargestellten Daten beziehen sich auf Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleineren Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum zwischen April und August der Jahre 1998 und 1999. Als „empfindlich“ wurden solche Arten eingestuft, die eine mindestens so große mittlere relative Empfindlichkeit aufwiesen wie die Ordnung Odonata ($E_{\text{relativ}} < 0,33$). Die Ausgleichsgerade repräsentiert eine lineare Regression.

3.4.5 Abhängigkeit der Generationszeit-Verteilung von der PSM-Belastung

Die Anteile der Taxa verschiedener Generationszeitstufen (semi-, mono-, und bi- bis plurivoltin) an der Gesamtabundanz der Makroinvertebraten unterschieden sich zwischen den Gewässern unterschiedlich hoher Belastung nicht signifikant (nicht dargestellt). Der Anteil der semivoltinen Arten an der Gesamtabundanz war jedoch in den PSM-belasteten Gewässern signifikant geringer als in den unbelasteten Gewässern (Abb. IV-8; T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 14$; $p = 0,001$). Der Anteil der mono- und bi- bis plurivoltinen Arten war hingegen in den belasteten Gewässern nicht signifikant höher oder niedriger als in den unbelasteten. Während in den unbelasteten Gewässern der Anteil der semivoltinen Arten 5,0 % betrug, waren es in den belasteten Gewässern nur 0,4 %. In den mit Insektiziden belasteten Gewässern 8, 9 und 10 kamen hingegen gar keine semivoltinen Arten vor.

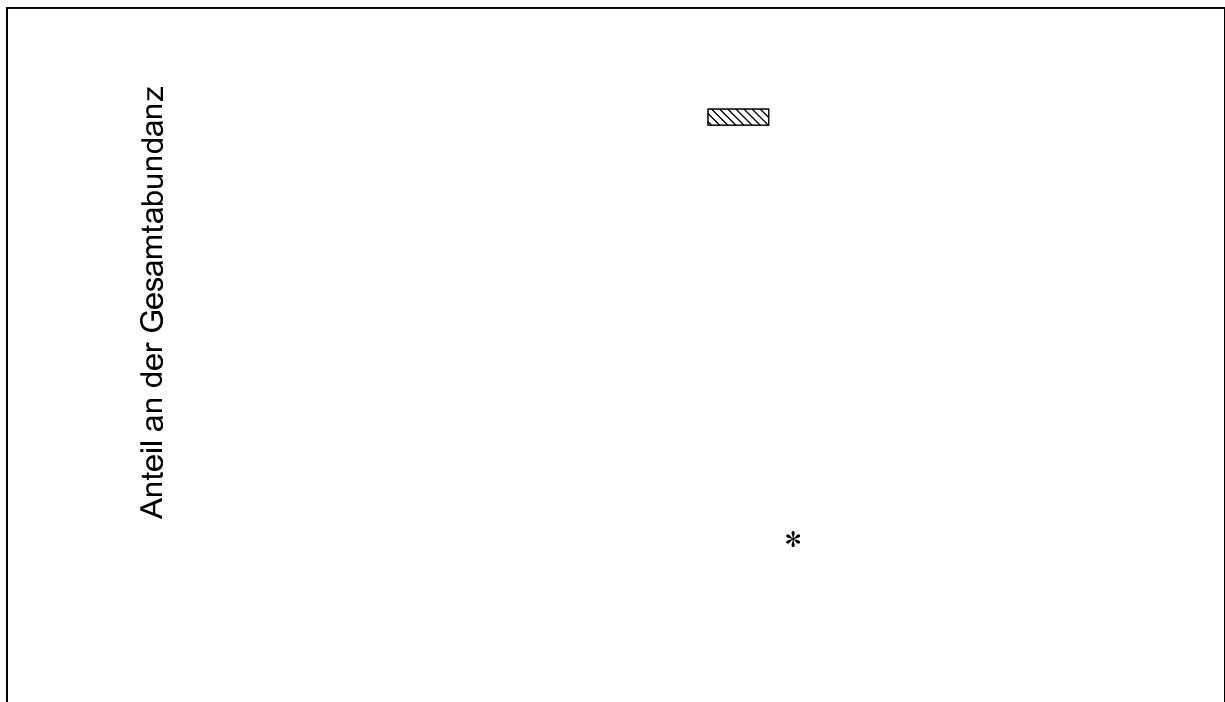


Abb. IV-8: Anteile verschiedener Gruppen von Generationszeitdauern an der Makroinvertebraten-Gesamtabundanz in unterschiedlich stark mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) belasteten Fließgewässern. Die dargestellten Daten beziehen sich auf Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleineren Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum zwischen April und August der Jahre 1998 und 1999 (Mittelwerte aus 5 bzw. 9 Einzelgewässern). Die Fehlerbalken repräsentieren den Standardfehler der Mittelwerte. Als „unbelastet“ wurden solche Gewässer eingestuft, in denen während des Untersuchungszeitraumes keine Pflanzenschutzmittel nachgewiesen wurden oder deren Summe der nachgewiesenen PSM in beiden Jahren eine Gesamtoxizität (TU_{sum}) 0,001 nicht überschritt. Die mit „*“ gekennzeichnete Gruppe der semivoltinen Arten unterschied sich signifikant von der gleichen Gruppe der unbelasteten Gewässer (T-Test für unabhängige Stichproben, $p = 0,001$).

3.4.6 Zusammenhang des SR-Index mit der PSM-Belastung

In Abb. IV-9 ist eine lineare Regression mit den Variablen TU_{sum} und SR-Index dargestellt. Der Mittelwert des SR-Index aus den beiden Untersuchungsjahren stieg signifikant mit zunehmender mittlerer PSM-Gesamttoxizität des gleichen Zeitraumes an (lineare Regression; $n = 13$; $p < 0,0001$). Während der mittlere PSM-Index in den als unbelastet eingestuften Gewässern 1,73 betrug, wiesen die belasteten Gewässer einen Index von 2,60 auf. Das Referenzgewässer 12, das nicht in landwirtschaftlichem Umfeld liegt, nahm mit 1,22 den niedrigsten mittleren SR-Indexwert an (Abb. IV-9). Der Mittelwert der unbelasteten und der belasteten Gewässer unterschied sich hierbei signifikant voneinander (Abb. IV-10; S. IV-30, T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 13$; $p < 0,0001$).

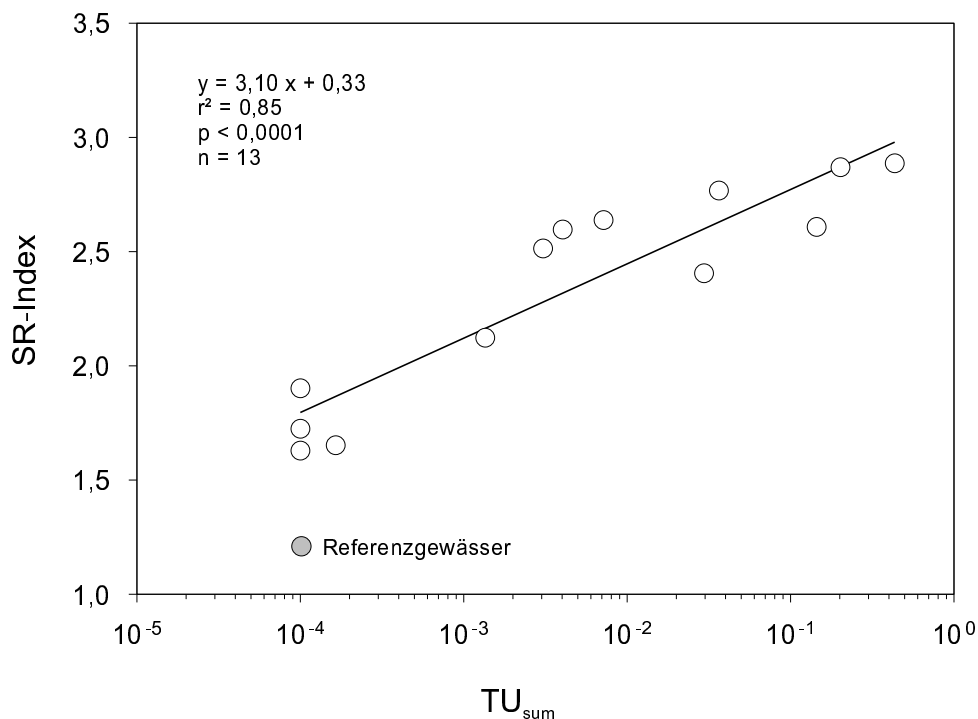


Abb. IV-9: Zusammenhang zwischen der Pflanzenschutzmittel-Gesamttoxizität (TU_{sum}) und dem *Sensitivity Recovery Index* (SR-Index) an 14 kleineren Fließgewässern im norddeutschen Tiefland. Die dargestellten Daten beziehen sich auf Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleineren Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum zwischen April und August der Jahre 1998 und 1999. Die Datenpunkte stellen gewässerbezogene Mittelwerte der Parameter aus den beiden Untersuchungsjahren dar. Das als Referenzgewässer bezeichnete Gewässer, daß als einziges nicht in landwirtschaftlichem Umfeld liegt, wurde nicht in die Korrelation einbezogen.

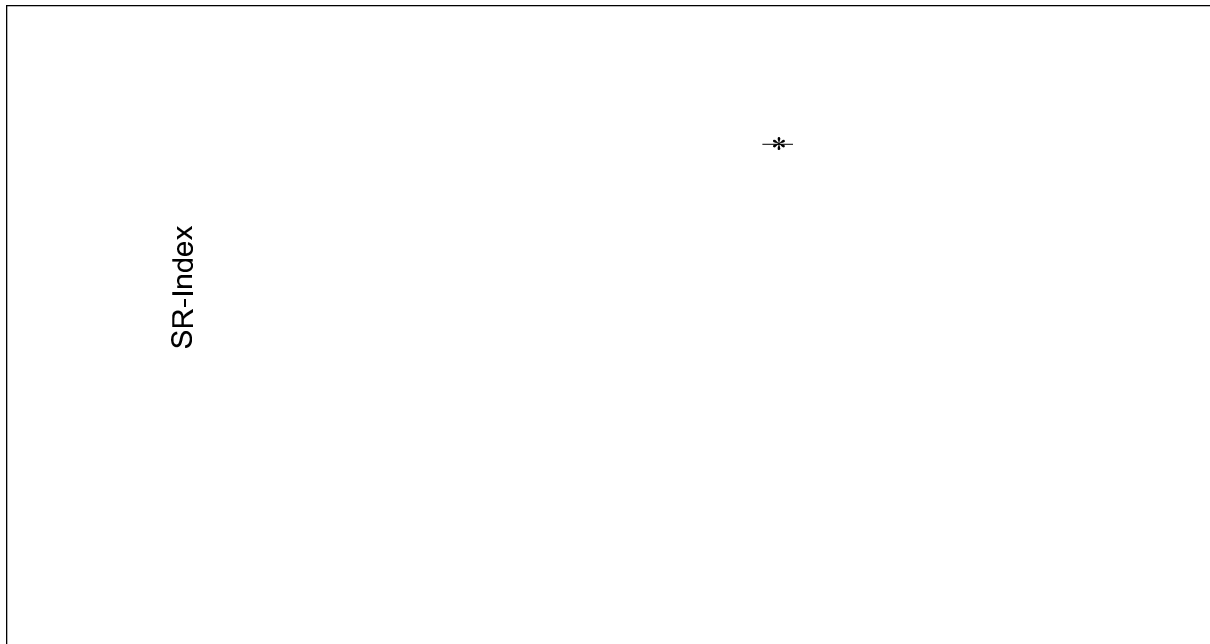


Abb. IV-10. *Sensitivity Recovery Index* (SR-Index) von mit Pflanzenschutzmitteln belasteten und unbelasteten Fließgewässern. Datengrundlage bilden Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleineren Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum zwischen April und August der Jahre 1998 und 1999 (Mittelwerte $\pm$ Standardfehler). Als „unbelastet“ wurden solche Gewässer eingestuft, in denen während des Untersuchungszeitraumes keine Pflanzenschutzmittel nachgewiesen wurden oder deren Summe der nachgewiesenen PSM in beiden Jahren eine Gesamtoxizität (TU_{sum}) von weniger als 0,001 aufwiesen ($n = 4$). Als belastet wurden entsprechend alle diejenigen Gewässer bezeichnet, die einen TU_{sum} von mehr als 0,001 aufwiesen ($n = 9$). Das als Referenzgewässer bezeichnete Gewässer liegt als einziges nicht in landwirtschaftlichem Umfeld. Die Gewässer wurden nach der gemessenen PSM-Belastung in drei Gruppen eingeteilt. * Signifikante Differenz im T-Test für unabhängige Stichproben.

3.4.7 Jahreszeitliche Variabilität des SR-Index

In jedem der untersuchten Monate April, Mai, Juni und Juli war die bereits für die Jahresmittelwerte festgestellte Differenz des SR-Index zwischen der Gruppe der als unbelastet bezeichneten Gewässer und der Gruppe der belasteten Gewässer signifikant (Monats-Mittelwerte aus den beiden Untersuchungsjahren 1998 und 1999; T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 14$; p jeweils $< 0,01$). Der jahreszeitliche Verlauf des SR-Index innerhalb des untersuchten Zeitraumes von Anfang April bis Ende Juli zeigte sowohl bei der Gruppe der als unbelastet bezeichneten Gewässer als auch bei den belasteten Gewässern eine leicht ansteigende Tendenz zwischen den Monaten April und Mai. Tendenziell stieg der SR-Index außerdem in der Gruppe der belasteten Gewässer zwischen Mai und Juni leicht an (Abb. IV-11; S. IV-31). Jedoch war keiner dieser Trends signifikant (Autoregression model; approx. prob. = 0,144 für belastete bzw. 0,580 für unbelastete Gewässer).



Abb. IV-11: Jahreszeitliche Variabilität des *Sensitivity Recovery Index* (SR-Index) in mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) belasteten und unbelasteten Fließgewässern. Die dargestellten Daten beziehen sich auf Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleineren Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum zwischen April und August der Jahre 1998 und 1999 (Mittelwerte aus 5 bzw. 9 Einzelgewässern). Die Fehlerbalken repräsentieren den Standardfehler der Mittelwerte. Als „unbelastet“ wurden solche Gewässer eingestuft, in denen während des Untersuchungszeitraumes keine Pflanzenschutzmittel nachgewiesen wurden oder deren Summe der nachgewiesenen PSM in beiden Jahren eine Gesamtoxizität (TU_{sum}) von weniger als 0,001 aufwiesen. Die mit „*“ gekennzeichneten Datenpunkte der belasteten Gewässer unterschieden sich signifikant von den entsprechenden Datenpunkten der unbelasteten Gewässer (T-Test für unabhängige Stichproben, $p < 0,01$).

3.5 Zusammenhang des SR-Index mit anderen Parametern

Neben der PSM-Belastung wurden weitere Parameter auf einen statistischen Zusammenhang mit dem SR-Index mithilfe von linearen Regressionen untersucht. Im einzelnen waren dies die Haupt- und Einzelparameter des Gewässerstrukturindex, die chemischen Parameter (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- und PO_4) und die Sauerstoffzehrung S_{5d} . Wenn nicht anders angegeben, wurden für die Vergleiche jeweils Mittelwerte aus den Daten des zweijährigen Untersuchungszeitraumes verwendet. Die Ergebnisse der statistischen Tests sind in Tab. IV-13 und Tab. IV-14 (S. IV-32 bis IV-33) dargestellt.

3.5.1 Strukturparameter

der Strukturindex zeigte einen signifikanten linearen Zusammenhang zu den gewässerbezogenen Mittelwerten des SR-Index, wobei im einzelnen die Hauptparameter HP 1 (Laufentwicklung), HP 3 (Sohlenstruktur) und HP 6 (Gewässerumfeld) signifikant mit dem SR-Index korreliert waren (Tab. IV-13). Als einziger der Einzelparameter von HP 3 war EP 3.3 (Strukturdiversität) signifikant mit dem SR-Index korreliert. Die übrigen Einzelparameter werden im weiteren nicht behandelt. Der HP „Gewässerumfeld“ war zudem erwartungsgemäß mit den TU_{sum} der Gewässer korreliert ($r^2 = 0,39$; $p = 0,0003$). Ebenso war der EP „Substratdiversität“ mit TU_{sum} korreliert ($r^2 = 0,44$; $p = 0,0003$).

Tab. IV-13. Bestimmtheitsmaß (r^2) und Fehlerwahrscheinlichkeit (p) aus linearen Regressionen mit dem Strukturindex des Nordrhein-Westfälischen Landesumweltamtes (LUA Nordrhein-Westfalen, 1999) als unabhängiger und den gewässerbezogenen Mittelwerten des SR-Index als abhängiger Variable (Mittelwerte der Untersuchungsjahre 1998 und 1999). zu den Zu den Definitionen der Hauptparameter (HP) und Einzelparameter (EP) siehe Tab. IV-6 (S. IV-14). Der für die Auswertung besonders relevante Einzelparameter EP 3.3 ist gesondert dargestellt. Wegen der starken Abhängigkeit der PSM-Belastung von der Umlandnutzung (HP 6) ist der Index zusätzlich gesondert ohne Berücksichtigung von HP 6 angegeben.

Parameter	HP 1	HP 2	HP 3	EP 3.3	HP 4	HP 5	HP 6	NRW-Index	Index ohne HP 6
r^2	0,344	0,253	0,484	0,492	0,251	0,096	0,599	0,452	0,356
p	0,028	0,067	0,006	0,005	0,068	0,282	0,001	0,009	0,024

Der statistische Zusammenhang zwischen TU_{sum} und dem HP „Gewässerumfeld“ trägt der bekannten direkten Abhängigkeit des PSM-Eintrages von der Umlandnutzung (Ackerfläche / Weide / Mähwiese) Rechnung. Da außerdem zwischen dem HP „Uferstruktur“ und dem SR-Index *kein* signifikanter statistischer Zusammenhang bestand, mußte davon ausgegangen werden, daß es sich bei dem deutlichen linearen Zusammenhang zwischen SR-Index und HP „Gewässerumfeld“ um eine Scheinkorrelation handelte. In die multiple Regression zwischen dem SR-Index und seinen Haupt-Einflußfaktoren (s. u.) wurde der HP „Gewässerumfeld“ daher nicht integriert.

3.5.2 Schwebstofffracht und biologisch-chemische Parameter

Die mittlere pro Tag in den Sedimentsammlern sedimentierte Schwebstoffmenge wies keinen statistischen Zusammenhang zum SR-Index auf (Tab. IV-14, S. 33). Auch die Sauerstoffzehrung war nicht mit dem SR-Index korreliert. Als einziger der untersuchten anorganischen Nährstoffe war der Nitratgehalt des Wassers positiv mit dem SR-Index korreliert (lineare Regression, $r^2 = 0,293$; $p = 0,046$).

Tab. IV-14: Bestimmtheitsmaß (r^2) und Fehlerwahrscheinlichkeit (p) von linearen Regressionen mit der relativen Schwebstofffracht und biologisch-chemischen Meßparameter in den Untersuchungsgewässern des Teilprojektes IV (Mittelwerte aus den Untersuchungsjahren 1998 und 1999; $n = 8$ bis 12) als unabhängigen Variablen und den gewässerbezogenen Mittelwerten des SR-Index als abhängiger Variable. Die Schwebstofffracht wurde mittels Sedimentsammlern gemessen und stellt lediglich ein relatives Maß dar (angegeben als sedimentiertes Schwebstoffvolumen pro Tag). Legende: S_{5d} = Sauerstoffzehrung 5d (mg/L); NO_2^- = Nitrit (mg/L); NO_3^- = Nitrat (mg/L); NH_4^+ = Ammonium (mg/L); PO_4 = Orthophosphat (mg/L), Sediment = sedimentiertes Schwebstoffvolumen (ml/d); n.b. = nicht bestimmt.

Parameter	S_{5d}^b	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	PO_4	Sediment ^a
r^2	0,151	0,030	0,293	0,048	0,011	0,169
p	0,170	0,552	0,046	0,453	0,726	0,272

^a Parameter nur 1998 gemessen

^b Parameter nur 1999 gemessen

3.6 Vergleich der Haupt-Einflußfaktoren

Außer der PSM-Gesamttoxizität (TU_{sum}) wiesen die Strukturparameter „Laufentwicklung des Gewässers“ und „Substratdiversität der Gewässersohle“ sowie der Nitratgehalt des Wassers signifikante lineare Korrelationen zum SR-Index auf (s. o.). Eine multiple Regression mit diesen Parametern als unabhängige Variablen und dem SR-Index als abhängige Variable ergibt ein Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,88$ bei einem Signifikanzniveau von $p < 0,0001$. In Tab. IV-15 sind weiterhin der Korrelations-Koeffizient B mit dem entsprechenden t -Wert und dem Signifikanzniveau von t sowie die partiellen Korrelationen und die Kollinearitäts-Toleranzen der einzelnen unabhängigen Variablen angegeben. Es wird deutlich, daß $\text{TU}_{\text{gesamt}}$ mit einer anteiligen Korrelation von 0,419 den mit Abstand größten Erklärungsbeitrag zur Ausprägung des SR-Index aufweist. Gleichzeitig zeigt sich durch die hohen Toleranzwerte zwischen 0,4 und 0,7, daß eine starke multiple Kollinearität zwischen den unabhängigen Variablen bestand, wie sich bereits bei den einzelnen Regressionen mit den Variablen zeigte (s. o.). Diese Kollinearität spiegelte sich auch in den geringen Signifikanzniveaus des t -Wertes der Variablen „Laufentwicklung“, „Substratdiversität“ und „Nitrat“ wider.

Tab. IV-15: Multiple Regression zwischen dem *Sensitivity Recovery Index* (SR-Index) als abhängiger und im Rahmen des Projektes gefundenen Haupt-Einflußfaktoren als unabhängige Variablen. Dargestellt sind der Korrelationskoeffizient B mit Standardfehler (Std. E.), t -Wert und Signifikanzniveau von t (sig.) sowie die partiellen Korrelationen und die Kollinearitäts-Beiwerte *Tolerance* und *Variance Inflation Factor* (VIF). Unabhängige Variablen sind als Teil des Strukturindex der Nordrheinwestfälischen Landesumweltamtes die Laufentwicklung des Gewässers (Laufentwicklung) und die Strukturdiversität der Gewässersohle (Strukturdiversität) sowie der mittlere Nitratgehalt des Wassers (Nitrat). Die Regression wurde mit gewässerbezogenen Mittelwerten der Parameter aus den beiden Untersuchungsjahren 1998 und 1999 durchgeführt.

Variable	B	Std. E	t	Sig.	Korrelationen			Kollinearität	
					0-order	Partial	Part	Tolerance	VIF
(Constant)	2,084	0,608	3,430	0,008					
Laufentwicklung	0,054	0,066	0,817	0,435	0,586	0,263	0,096	0,703	1,422
Substratdiversität	0,102	0,089	1,149	0,280	0,702	0,358	0,135	0,537	1,861
Nitrat	0,010	0,008	1,304	0,225	0,541	0,399	0,153	0,775	1,290
TU_{sum}	0,258	0,072	3,562	0,006	0,907	0,765	0,419	0,421	2,375

4 Diskussion

4.1 Belastung der Gewässer und Gesamtoxitizität

In Wasserproben aus elf der im Rahmen des Teilprojektes untersuchten vierzehn Gewässer wurden im Verlauf des zweijährigen Untersuchungszeitraumes Rückstände von Pflanzenschutzmitteln nachgewiesen. Eines der Gewässer (Referenzgewässer 12) lag nicht in landwirtschaftlichem Umfeld. Damit wiesen etwa 85 % der als „Agrarfließgewässer“ zu charakterisierenden dreizehn Gewässer zeitweilig nachweisbare Konzentrationen von PSM auf. Die in der Umgebung Braunschweig untersuchten Gewässer wiesen sogar sämtlich nachweisbare PSM-Belastungen auf. Der Anteil der mit Insektiziden belasteten Gewässer betrug mit drei von dreizehn Agrarfließgewässern hingegen lediglich 23 %.

Die getroffene Auswahl der Probestellen kann hierbei als innerhalb der Gruppe der den Auswahlkriterien entsprechenden Gewässern (kleine Tieflandbäche mit permanenter Wasserführung in agrarisch geprägtem Umfeld und höchstens mäßiger organischer Belastung), als repräsentativ angesehen werden. Es ist daher davon auszugehen, daß ein Großteil der Agrarfließgewässer im Raum Braunschweig zeitweilig mit nachweisbaren Konzentrationen von Herbiziden und Fungiziden belastet sind. Da bislang wenige quantitative Erfassungen an einer größeren Anzahl von Gewässern veröffentlicht sind, fehlt es an entsprechenden Vergleichsmöglichkeiten zu diesem Befund. Eine umfangreiche Erfassung von Herbizid- und Insektizid-Wirkstoffen wird seit den 70er Jahren an Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen durchgeführt (LUA Nordrhein-Westfalen, 2000). Hierbei wurden ebenfalls in der Mehrzahl der untersuchten Gewässer PSM-Nachweise erbracht, jedoch unterschied sich die Liste der berücksichtigten Stoffe erheblich von derjenigen dieses Projektes.

Für einen Teil der im Rahmen des Teilprojektes IV berücksichtigten Fungizide und Herbizide (Azoxystrobin, Kresoxim-methyl, Epoxiconazol, Terbuconazol, Fenpropimorph, Prosulfocarb, Ethofumesat und Metribuzin) sind Nachweise in Oberflächengewässern bislang nur aus einer weiteren Arbeit bekannt (Liess *et al.*, 1999). Das Fungizid Propiconazol wurde hingegen in den USA wiederholt in aquatischen Ökosystemen nachgewiesen (Levine *et al.*, 1999). Es ist nicht bekannt, nach welchen der bislang nur selten nachgewiesenen Substanzen im Rahmen anderer Projekte gezielt gesucht wurde. Lediglich für Fenpropimorph ist ein Nachweisversuch in mediterranen Ästuaren bekannt (Readman *et al.*, 1997).

Die Anzahl der Nachweise an der Summe aller untersuchten PSM-Wirkstoffe pro Jahr lag zwischen eins für Gewässer 2 (1999) und elf für Gewässer 10 (1998). Die Anzahl der Eintragsereignisse pro Jahr und Gewässer mit Nachweis von Insektiziden lag dagegen zwischen einem und drei Ereignissen 1998 und lediglich einem Ereignis 1999. Auch gemessen an der Anzahl der nachgewiesenen Wirkstoffe ist die Gruppe der Insektizide gegenüber den Fungiziden und Herbiziden in den Funden stark unterrepräsentiert.

Diese Differenz der Auftretenshäufigkeit von Insektiziden gegenüber Herbiziden und Fungiziden in den Wasserproben reflektiert zum einen die wesentlich geringere Aufwandmenge auf landwirtschaftlichen Flächen im Vergleich zu den anderen Wirkstoffgruppen (LWK Hannover, 1998). Speziell die Gruppe der Pyrethroide wird aufgrund ihrer hohen Wirksamkeit (Hirano *et al.*, 1989) in sehr geringen Konzentrationen ausgebracht. Zum anderen weisen die meisten der eingesetzten Insektizide eine besonders niedrige Wasserlöslichkeit auf, so daß sie zum großen Teil bereits auf der Ackerfläche an Sedimente binden (Ghadiri & Rose, 1991).

Im hier beschriebenen Projekt wurden lediglich Wasserproben analysiert. In früheren Untersuchungen an Gewässern in der Region Braunschweig wurden dagegen in Sedimenten wiederholt Insektizid-Konzentrationen von mehreren 10 Mikrogramm pro Kilogramm Sediment nachgewiesen. Dies trifft neben den Wirkstoffen Lindan und Parathion-ethyl auch auf die Gruppe der Pyrethroide (u. a. Fenvalerat) zu (Liess *et al.*, 1999), die im Rahmen dieses Projektes nicht nachgewiesen wurde.

Verglichen mit den Ergebnissen aus Studien in besonders abtragsgefährdeten Gebieten muß die festgestellte Eintragshäufigkeit für Insektizide als relativ gering angesehen werden. So wiesen (Kreuger & Brink, 1988) in einem landwirtschaftlichen Gebiet in Schweden eine mittlere Eintragshäufigkeit von 5 Insektizideinträgen pro Jahr nach. Williams *et al.* (1995) erhielten die gleiche Anzahl von Eintragsereignissen für Carbofuran in einer einjährigen Untersuchung an einem eintragsgefährdeten Gewässer in Südwestengland. In einem Weinbaugebiet in Deutschland wurden ebenfalls fünf Eintragsereignisse an Parathion-ethyl in einem Zeitraum von etwa drei Monaten nachgewiesen (Aufseß *et al.*, 1998; vgl. Schulz, 1997). Da es sich bei den im Rahmen des vorliegenden Berichtes untersuchten Gewässern ausschließlich um Tieflandbäche mit entsprechend gemäßigten Hangneigungen handelt, entspricht die festgestellte vergleichsweise niedrige Eintragshäufigkeit für Insektizide den Erwartungen.

4.1.1 Konzentrationen der Wirkstoffe und toxikologische Bewertung

Mit Ausnahme der Herbizide Chloridazon und Ethofumesat mit bis zu 51 bzw. 129 µg/L lagen die in den Wasserproben nachgewiesenen Wirkstoffkonzentrationen im Bereich von 50 ng/l (Nachweisgrenze) bis zu wenigen µg/l. Da ein Großteil der Nachweise im Bereich der Nachweisgrenze erbracht wurde, ist davon auszugehen, daß der Gewässerbelastung oberhalb der Nachweisgrenze ein erheblicher Anteil an Eintragsereignissen *geringerer* Konzentration gegenübersteht, die nicht nachgewiesen werden konnten.

Bei PSM-Kontaminationen von Fließgewässern im Zuge von Abtragsereignissen kann von einer relativ kurzen Verweildauer der Wirkstoffe im Wasser von wenigen Stunden ausgegangen werden (Liess *et al.*, 1999). Zur Einschätzung der Toxizität der in den Untersuchungsgewässern nachgewiesenen PSM-Konzentrationen eigneten sich daher insbesondere Angaben zur akuten Toxizität der entsprechenden Substanzen. Hierbei sind die eingetragenen Konzen-

trationen für die einzelnen Substanzen sehr unterschiedlich zu bewerten. So entspricht der höchsten nachgewiesenen Konzentration des besonders häufig gefundenen Fungizides Azoxystrobin (11,1 µg/L) lediglich 5 % des entsprechenden LC50_{48h} für *Daphnia magna*, während 0,3 µg Parathion-ethyl, wie wiederholt nachgewiesen, bereits 20 % des entsprechenden LC50-Wertes entspricht (vgl. Tab. IV-3; S. IV-11). Insgesamt lagen jedoch – eine Verweildauer von Minuten bis wenigen Stunden vorausgesetzt – sämtliche nachgewiesenen Einzelkonzentrationen unterhalb der akuten Letalitätsschwelle für Makroinvertebraten. Demnach war, gemessen an der im Labor ermittelten Empfindlichkeit von Makroinvertebraten gegenüber den Einzelsubstanzen, lediglich mit subletalen Reaktionen der Gewässerzönose auf die PSM-Belastung zu rechnen.

Die Datenbasis an Toxizitätstestergebnissen mit kurzen Expositionsdauern für die nachgewiesenen Substanzen ist jedoch noch lückenhaft. Eine abgesicherte toxikologische Bewertung der Funde ist daher erschwert. So waren für die Fungizide Tebuconazol und Fenpropimorph keine Toxizitätsangaben zu *D. magna* zugänglich. Gleiches galt für die Herbizide Chloridazon und Prosulfocarb.

Weiterhin sind synergistische Effekte zwischen einigen der nachgewiesenen Wirkstoffe möglich. So wiesen Levine *et al.*, 1999 *in vitro* eine erhöhte Aktivierung von Parathion-ethyl in Leberzellen von Fischen (*Pimphales promelas*) nach vorheriger Exposition mit dem Triazol Propiconazol nach. Sie schlossen daraus, daß die Anwesenheit von Triazolen die Toxizität von Parathion in Gewässern erheblich steigern kann. In den Untersuchungsgewässern von Teilprojekt IV wurde Parathion meist gemeinsam mit Triazolen (Propiconazol, Epoxiconazol, Terbuconazol) nachgewiesen. Eine erhöhte Toxizität der nachgewiesenen Parathion-Konzentrationen ist daher möglich.

4.1.2 Komplexität der Belastung und Ableitung des TU_{sum}

Die Anzahl der bei einem Eintragsereignis im Gewässer nachgewiesenen Stoffe war zum Teil erheblich. So fanden sich in einer einzigen Wasserprobe bis zu neun einzelne Wirksubstanzen (Gewässer 10). Nach Untersuchungen von Grimme *et al.* (1998) ist bei Gemischen einer größeren Anzahl von unähnlich wirkenden Substanzen meist mit einer unabhängigen Wirkung der Einzelsubstanzen zu rechnen. Es zeigte sich aber auch, daß das Modell der unabhängigen Wirkung die Auswirkungen kurzzeitiger Kontamination mit Stoffgemischen auf *D. magna* unterschätzen kann. In der vorliegenden Studie wurden daher für die Berechnung der Gesamtoxizität TU_{sum} einer Probe die einzelnen über den LC50 für *D. magna* toxikologisch gewichteten Konzentrationen addiert. Weiterhin zeigten Grimme *et al.* (1998), daß auch Einzelsubstanz-Konzentrationen unterhalb des LOEC signifikant zur Gesamtoxizität von Stoffgemischen beitragen können. Daher wurden im vorliegenden Teilprojekt auch PSM-Nachweise in die Berechnung von TU_{sum} einbezogen, deren Konzentrationen unterhalb des LOEC für *D. magna* lagen.

Mit dem Ziel der Errechnung eines gewässerbezogenen Toxizitätswertes erfolgte die Addition der TU_{sum}-Werte von im Rahmen von mehreren Monaten gewonnenen Einzelproben. Da

Modelle zur toxischen Wirkung sequenzieller Kontaminationen mit komplexen Stoffgemischen bislang nicht bekannt sind (Grimme *et al.*, 1998), wurde auf diese Vorgehensweise zurückgegriffen, um toxikologische Vergleiche zwischen den Gewässern zu ermöglichen. Der gewässerbezogene TU_{sum} sollte daher lediglich als Instrument zum *relativen* toxikologischen Vergleich von Gewässern angesehen werden, denen eine ähnliche Datenbasis an Meßmethodik, ausgewählten Stoffen und Untersuchungszeitraum zugrundeliegt. Nur unter Vorbehalten lassen sich daher aus den im Rahmen dieses Berichtes ermittelten TU_{sum} -Werten Grenzwerte für PSM-Konzentrationen in Oberflächengewässern ableiten. Hierfür wären Messungen mit fest definierten Stoffspektren, Zeiträumen und Analytikmethoden nötig.

4.2 Abhängigkeit der Gewässerzönose von der PSM-Belastung

4.2.1 Das Fehlen akuter Reaktionen auf Abundanzebene

Die regelmäßig durchgeführte quantitative Erfassung der Gewässerzönose wurde durch eine ereignisgesteuerte PSM-Probennahme begleitet. Daher war es möglich, konkrete Kontaminationsereignisse auf ihre Auswirkungen auf Abundanzentwicklungen hin zu untersuchen. Hierbei wurden jedoch keine auffälligen Veränderungen festgestellt, die von den gemäß des Lebenszyklus der einzelnen Arten zu erwartenden Schwankungen abwichen. Dies steht im Einklang mit den nachgewiesenen Konzentrationen an PSM, die, gemessen an Labor-Toxizitätsdaten, sämtlich im subletalen Bereich bei kurzzeitiger Kontamination lagen (s. o.). Auch im Rahmen von Freilanduntersuchungen ergaben sich akute Abundanzreduktionen erst bei höheren Konzentrationen. So wurde in einem Gewässer bei Schluden ein Abundanzrückgang von mehreren Makroinvertebratenarten, unter anderem *Gammarus pulex* und *Limnephilus lunatus*, im Zuge einer nachgewiesenen Kontamination mit 6 µg/L Parathion-ethyl festgestellt (Schulz & Liess, 1999). Aufseß *et al.* (1998) wies Abundanzveränderungen an Makroinvertebratengemeinschaften nach, nachdem in dem untersuchten Gewässer 63 µg/l Parathion gemessen wurden. Matthiesen *et al.* (1995) beobachteten eine gesteigerte Mortalität bei *G. pulex* in einem *in situ* Bioassay nach dem Nachweis von 264 µg/L Carbofuran. Tada & Shirashi (1994) wiesen im Freiland akute Effekte auf die Abundanz von *Antocha spec.* (Diptera) bei 22,4 µg Fenobucarb nach. Poirier & Surgeoner (1988) stellten eine Mortalität von 16 % bei *Simulium venustum* (Diptera) im *in situ* Bioassay nach experimenteller Kontamination mit 31 µg/L Fenitrothion fest, während die Trichopterenart *Pycnopsyche spec.* keine erhöhte Mortalität zeigte.

Auswirkungen auf die Abundanz von Makroinvertebraten durch PSM-Wirkstoffkonzentrationen unter 1 µg/L wurden im Freiland bislang lediglich für Pyrethroide beschrieben (Shires & Bennett, 1985; Baughman *et al.*, 1989), die im Rahmen des Teilprojektes IV jedoch nicht nachgewiesen wurden. Für die untersuchten Herbizid- und Fungizid-Wirkstoffe sind bislang keine Auswirkungen auf Makroinvertebraten in Freilandgewässern beschrieben. Für einen Teil der Fungizide und Herbizide fehlen sogar bislang jegliche Nachweise aus Oberflächengewässern (s. o.).

4.2.2 Veränderung der Artenzusammensetzungen und Ableitung des SR-Index

Die Gesamtartenzahl der Makroinvertebraten stand in keinem signifikanten Zusammenhang zur gemessenen PSM-Belastung. Hingegen war in den belasteten Untersuchungsgewässern die Artenzahl der als physiologisch empfindlich eingestuften Makroinvertebraten signifikant geringer als in den als unbelastet bezeichneten Gewässern. Ebenso war der Abundanzanteil der semivoltinen Arten in den belasteten Gewässern signifikant geringer. Weiterhin war die relative Abundanz der empfindlichen Arten negativ mit der Gesamttoxizität TU_{sum} der Gewässer korreliert. Den stärksten Zusammenhang zur Belastung mit PSM wies der SR-Index durch seine lineare Korrelation zu TU_{sum} auf.

Die konzentrationsabhängigen Veränderungen der Zönose in den belasteten Gewässern lassen sich als Verschiebungen des Arten- und Abundanzspektrums hin zu Arten mit einer kürzeren Generationsdauer und geringerer physiologischer Empfindlichkeit gegenüber toxischen organischen Substanzen charakterisieren.

Aus dem Freiland sind solche Veränderungen als Folge von Einträgen subletaler Konzentrationen von PSM bislang nicht beschrieben. Jedoch stellten Van den Brink *et al.* (1996) bei der Beobachtung einer Modellebensgemeinschaft in Mesokosmen nach Kontamination mit Chlorpyrifos und Atrazin eine Abhängigkeit der Wiedererholung sowohl von der im Labor gemessenen Empfindlichkeit der eingesetzten Arten als auch von ihrer Generationsdauer fest. So erholte sich die Population der bivoltinen Eintagsfliegenart *Cloeon dipterum* vergleichsweise schnell, während die monovoltine Art *Caenis horaria* im beobachteten Zeitraum keine erkennbare Erholung hinsichtlich ihrer Abundanz aufwies. Weiterhin erholte sich die Population des gegenüber Chlorpyrifos relativ empfindlichen Amphipoden *G. pulex* im untersuchten Zeitraum kaum, während die Gastropoden *Bithynia tentaculata* und *Radix peregra* sowie die Hirudineenart *Erpobdella octoculata* in ihrer Abundanz nicht durch die Kontamination beeinträchtigt wurden. Beide erstgenannten taxonomischen Gruppen weisen im Labor eine wesentlich geringere Empfindlichkeit gegenüber organischen Substanzen auf als die meisten Arthropoden (s. Abschnitt III). Versteeg *et al.*, (1999) bezeichnet einzelartbezogene Toxizitätsdaten als geeigneten Predictor für die Reaktion von Zönosen in Mesokosmen und hält eine Übertragbarkeit auf das Freiland für gegeben.

In einem in Abschnitt VIII beschriebenen Freiland-Mesokosmosversuch zeigte sich, daß im Zuge der Wiedererholung der Modellebensgemeinschaft nach einer einstündigen Kontamination mit Fenvalerat und Parathion-ethyl solche Arten häufiger auftraten, die innerhalb des beobachteten Zeitraumes eine Möglichkeit zur Wiederbesiedelung des Systems über Eiablage (*Baetis spec.*, Ephemeroptera) oder Einwanderung durch Flug (Coleoptera, Heteroptera) aufwiesen. Es war daher gerechtfertigt, in den SR-Index neben der physiologischen Empfindlichkeit und dem Vermehrungspotential durch den Faktor *m* auch die Wiederbesiedelungsfähigkeit der Taxa einzubeziehen.

4.2.3 Wirkungsgrenze der PSM-Belastung im Freiland

Eine Erhöhung des SR-Index wurde ab einem TU_{sum} -Wert von etwa 10^{-3} bis 10^{-2} festgestellt. Dieser Bereich darf jedoch keinesfalls als absolute Wirkschwelle für die PSM-Toxizität in Freilandgewässern angesehen werden. Hiergegen sprechen die folgenden Punkte:

- Die Berechnung von TU_{sum} erfolgte nur für den Zeitraum zwischen Anfang April und Ende Juli der Untersuchungsjahre. Belastungen außerhalb dieser Zeiten wurden nicht berücksichtigt
- Der TU_{sum} wurde aus einer nicht vollständigen Anzahl der eingesetzten PSM-Wirkstoffe berechnet.
- Die nachgewiesenen Konzentrationen müssen nicht in jedem Fall die Maximalkonzentrationen der Wirkstoffe im Wasser widerspiegeln. Da die Wasserproben Mischproben aus einer Dauer von etwa einer Stunde darstellen, können kurzzeitig erheblich höhere Konzentrationen im Wasser vorgelegen haben.

Hieraus wird ersichtlich, daß der tatsächlich im Laufe einer Anwendungssaison erreichte TU_{sum} erheblich über den hier angegebenen Werten liegen kann. Die Autoren gehen von einem um bis zu einer Zehnerpotenz höheren realen TU_{sum} aus. Der TU_{sum} sollte daher lediglich als relatives Maß für den Vergleich von Gewässern mit vergleichbarer Datenbasis angesehen werden (s. o.).

4.3 Einfluß weiterer Faktoren auf den SR-Index

Die starke Korrelation zwischen dem SR-Index und dem TU_{sum} der Gewässer deutet – zusammen mit den oben aufgeführten Beobachtungen an Modellebensgemeinschaften – auf eine starke Abhängigkeit der Ausprägung der Gewässerzönosen von der PSM-Belastung der Untersuchungsgewässer hin. Neben der PSM-Belastung weisen jedoch auch weitere Faktoren signifikante Zusammenhänge mit dem SR-Index auf. Diese werden im weiteren diskutiert und mit dem Einfluß der PSM-Belastung verglichen.

4.3.1 Zusammenhang von organischer u. Sedimentbelastung mit dem SR-Index

Die Einordnung der Makroinvertebraten-Taxa in das System der physiologischen Empfindlichkeit gegenüber toxischen organischen Substanzen, die einen wichtigen Teil des SR-Index ausmacht, weist eine auffällige Parallele zum Sauerstoffbedarf der entsprechenden Taxa auf. So weisen die meisten Plekopteren- und Ephemeropterenarten eine weitaus größere Empfindlichkeit gegenüber Sauerstoffdefiziten auf als viele Gastropoden oder Lamellibranchiaten. Ein Einfluß der Belastung der Gewässer mit sauerstoffzehrenden organischen Substanzen auf den SR-Index ist daher wahrscheinlich.

Bei der Auswahl der Untersuchungsgewässer im Vorfeld der Studie wurde darauf geachtet, daß lediglich gering bis mäßig organisch belastete Gewässer einbezogen wurden, um eine Maskierung der Auswirkungen der PSM-Belastung durch organische Verschmutzung zu minimieren. Eine Abhängigkeit des SR-Index von der Sauerstoffzehrung, die als Maß für die Belastung des Gewässers mit organischen Substanzen angesehen werden kann (Hütter, 1990), bestand nicht.

Jedoch wies der SR-Index eine signifikante Korrelation zum mittleren Nitrat-Gehalt der Untersuchungsgewässer auf. Die Nitrat-Konzentrationen erreichten in keinem der Gewässer ein toxisches Niveau. Für die bestehende Korrelation kommen daher zwei Erklärungsversuche in Betracht. Zum einen könnte der Nitratgehalt Zeiger für sauerstoffzehrende Abbauprozesse im Gewässer sein. Hiergegen spricht jedoch, daß der SR-Index nicht mit der Sauerstoffzehrung in den Gewässern korreliert war. Zum anderen könnte der Nitratgehalt des Wassers durch den Eintrag anorganischer Düngemittelbestandteile bedingt sein und damit lediglich einen Zeiger für die gewässerspezifische Eintragswahrscheinlichkeit von landwirtschaftlich angewendeten Substanzen darstellen. Hierfür spricht, daß die Gesamtoxität der eingetragenen PSM signifikant mit dem mittleren Nitratgehalt korreliert war.

Obwohl die oben genannten Indizien auf eine Scheinkorrelation des Nitratgehaltes zum SR-Index hindeuten, wird der Nitratgehalt in den abschließenden Vergleich der Einflußfaktoren einbezogen. Dies ist nach Meinung der Autoren angezeigt, weil nicht-kontinuierliche Messungen von chemischen Wasserparametern oft die tatsächlichen Verhältnisse im Gewässer nur ungenügend abbilden (Hütter, 1990, Klee, 1991). So könnten Belastungsspitzen an Nitrat, Nitrit, Ammonium oder Sauerstoffzehrung übersehen worden sein. Die durchgeführten Messungen erlauben eine grobe Einteilung der Gewässer hinsichtlich ihrer Nährstoffbelastung. Auf ein gänzlich Fehlen von Einflüssen der organischen Belastung auf den SR-Index und weitere Zönosen-Eigenschaften kann hingegen nicht zweifelsfrei geschlossen werden.

Ähnliches gilt im Prinzip für die Belastung der Gewässer mit Schwebstoffen. Die im Projekt eingesetzten Schwebstoffsammler erlauben keine quantitative Abschätzung der Belastung, sondern ermöglichen lediglich einen relativen Vergleich der Belastung der einzelnen Gewässer. Ebenso wurde die Zusammensetzung des Sedimentes mit möglicherweise daraus folgenden Unterschieden in ihren gegenüber der Zönose adversen Eigenschaften nicht untersucht. Die fehlende Korrelation der in den Sammlern sedimentierten Schwebstoffmenge zum SR-Index kann daher den Einfluß der Schwebstoffbelastung auf den SR-Index nicht mit Sicherheit widerlegen.

Das Gewässer 11 wurde nur 1999 untersucht, die Schwebstoffbelastung der Gewässer hingegen nur 1998. Für das Gewässer 11, daß ein typisches Lößgewässer (Friedrich & Hesse, 1996) darstellt, liegen daher keine quantitativen Daten zur Schwebstoffbelastung vor. Bei den Beprobungen des Gewässers wurde jedoch festgestellt, daß die Wassertrübung und die in den Hochwassersammlerproben gefundene Sedimentmenge meist erheblich höher war als in den übrigen untersuchten Gewässern. Gleichzeitig wies das Gewässer einen SR-Index von 1,8 auf. Dieser Wert entspricht denjenigen der übrigen nicht belasteten Gewässer. Dies deutet darauf

hin, daß die Unterschiede in den Sedimentfrachten zwischen den einzelnen Gewässern so gering waren, daß sie den SR-Index nicht merklich beeinflussten. Die Ergebnisse aus Teilprojekt VII deuten ebenfalls auf eine hohe Toleranz zumindest einiger Makroinvertebraten-Arten gegenüber kurzzeitigen Belastungen mit Schwebstoffen hin. Akute Reaktionen des Emergenzerfolges von *Limnephilus lunatus* (Trichoptera) zeigten sich dort erst bei mehrmaliger Belastung mit 30 g/L Sediment (Nominalkonzentration; in Suspension 18g/L). Die Abundanzen von *G. pulex* und *Radix ovata* (Gastropoda) blieben hingegen auch bei dieser Konzentration unbeeinflusst.

4.3.2 Zusammenhang der Gewässerstrukturen mit dem SR-Index

Der Strukturindex des Nordrhein-Westfälischen LUA wies eine Korrelation zum SR-Index auf. Von den Eingangsfaktoren wiesen hierbei die Substratdiversität der Gewässersohle, die Laufentwicklung des Gewässers sowie das Gewässerumfeld (mit der Umlandnutzung) signifikante Zusammenhänge zum SR-Index auf. Die Abhängigkeit des SR-Index von der Strukturdiversität und der Laufentwicklung läßt sich über die strukturellen Ansprüche der in den SR-Index eingeordneten Arten erklären. So sind viele der als physiologisch empfindlich eingestuften Ordnungen (z. B. Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera) an Hartsubstrate wie Kies oder Totholz gebunden (Sabarth, 1999), die im Zuge von Gewässerbegradigungen meist stark reduziert werden. Die Abundanzen der strukturell anspruchsvollen Arten waren daher in den strukturärmeren Untersuchungsgewässern niedriger.

Gleichzeitig waren allerdings die genannten Strukturparameter mehr oder weniger stark mit der Gesamttoxizität der Gewässer korreliert. Dies läßt sich ebenfalls auf eine Parallele in der Abhängigkeit des PSM-Eintrags und der Strukturgüte von der Umlandnutzung zurückführen. So steigt mit zunehmender Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung im Gewässerumfeld neben der Belastung mit PSM auch die strukturelle Verarmung der Gewässer (Cooper, 1993). Die Korrelation zwischen TU_{sum} und den Strukturparametern bewirkt, daß ein Teil der Auswirkungen der PSM-Belastung auf die Gewässerzönose nicht vollständig vom Einfluß der strukturellen Belastung getrennt werden kann.

Der am stärksten mit dem SR-Index korrelierte Strukturfaktor war das „Gewässerumfeld“. Dieser Faktor beinhaltet eine Wertung der Form der Umlandnutzung. Da eine direkte kausale Abhängigkeit des Eintrages von PSM in das Gewässer von der landwirtschaftlichen Nutzung des Gewässerumfeldes offensichtlich ist, ist eine Scheinkorrelation zwischen Gewässerumland und SR-Index nach Meinung der Autoren wahrscheinlich. Hierauf deutet auch hin, daß der Strukturfaktor „Uferstruktur“ nicht mit dem SR-Index korreliert war, obwohl anzunehmen ist, daß ufernahe Strukturen einen stärkeren Einfluß auf die Gewässerlebensgemeinschaft ausüben als uferferne. Der Strukturfaktor Gewässerumfeld wird daher nicht in den Vergleich der Haupt-Einflußfaktoren auf den SR-Index einbezogen.

4.4 Vergleich der Haupt-Einflußfaktoren auf den SR-Index

Neben der PSM-Gesamttoxizität wurden der mittlere Nitratgehalt des Wassers und die strukturellen Parameter „Substratdiversität der Gewässersohle“ und „Laufentwicklung des Gewässers“ als Haupt-Einflußfaktoren des SR-Index herausgearbeitet. Die multiple Regression mit diesen Faktoren als unabhängige Variablen konnte mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,88$ einen Großteil der Ausprägung des SR-Index erklären. Der TU_{sum} stellte sich hierbei als mit Abstand stärkster Einflußfaktor dar. Durch die starke multiple Interkorrelation der Eingangsvariablen ist die Aussagekraft dieser Korrelation allerdings eingeschränkt, da die Interkorrelation der Variablen neben einem Fehlen der Signifikanz der Korrelationskoeffizienten eine Überbewertung des stärksten Einflußfaktors zur Folge haben kann (Backhaus *et al.*, 1996). Ein Vergleich der einzelnen Korrelationen der Variablen zum SR-Index weist jedoch ebenfalls den TU_{sum} als stärksten Einflußfaktor aus. Die Autoren folgern daraus, daß die Belastung der Untersuchungsgewässer mit Pflanzenschutzmittel-Rückständen den SR-Index stärker beeinflußt als die Nährstoffbelastung oder strukturelle Parameter dies tun. Ein Einfluß von – gemessen an der im Labor bestimmten Toxizität – subletalen Konzentrationen von PSM auf die Zusammensetzung von Fließgewässerzönosen ist daher sehr wahrscheinlich. Die Befunde stehen im Einklang mit den Ergebnissen aus Teilprojekt VIII, die ähnliche Veränderungen von Lebensgemeinschaften im Mesokosmos nach kurzzeitiger Belastung mit Parathion-ethyl und Esfenvalerat beschreiben.

4.5 Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen von Abschnitt IV

- Ein Großteil von Tieflandbächen in landwirtschaftlich geprägtem Umland weist zeitweilig nachweisbare Kontaminationen mit Pflanzenschutzmittelrückständen im Wasser auf. Meist liegen die Konzentrationen – gemessen an der im Labor bestimmten Empfindlichkeit von Makroinvertebraten – im subletalen Bereich.
- Die PSM-Belastungen bestehen häufig aus komplexen Stoffgemischen, deren Einzelsubstanzen zum Teil synergistisch wirken können
- Die Zusammensetzung von Fließgewässerzönosen kann durch subletale Konzentrationen von PSM-Mischkontaminationen verändert werden. Typische Veränderungen sind hierbei eine Verschiebung der Artenzusammensetzung in Richtung eines geringeren Anteils physiologisch empfindlicher Arten sowie eines geringeren Anteils von Arten mit langer Generationsdauer.
- Die Auswirkungen der PSM-Belastung auf die Gewässerzönose läßt sich durch den SR-Index ausdrücken, in den die in Standard-Toxizitätstests ermittelte physiologische Empfindlichkeit, Reproduktionseigenschaften und die Wanderungsfähigkeit der Taxa eingehen.

5 Literatur

- Aufseß, G., W. Beicht, H. D. Bourquin, E. Hantge, J. Heil, M. J. Müller, H. Opfermann, J. Riemer, R. K. Zahn & K. H. Zimmer, 1989. Untersuchungen zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen aus Rebflächen des Moseltals. In Stoffbelastungen der Fließgewässerbiotope, ed. D. V. f. W. u. K. e. V. (DVWK), Vol. 88, Parey. Hamburg, Berlin: 1-78.
- Brauckmann, U., 1994. Biologische Indikation und Kartierung des Säurezustandes kleiner Fließgewässer in Baden-Württemberg. Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Jahrestagung 1993, Krefeld: 70-76.
- Clark, L., J. Gomme & S. Hennings, 1991. Study of pesticides in waters from a chalk catchment, Cambridgeshire. Pest. Sci. 32: 15-33.
- Cooper, C. M., 1993. Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems - a review. J. envir. Qual. 22: 402-408.
- Cooper, C. M., 1991. Insecticide Concentrations in Ecosystem Components of an Intensively Cultivated Watershed in Mississippi. J. Freshw. Ecol. 6(3): 237-248.

- Cooper, C. M. & W. M. Lipe, 1992. Water quality and agriculture: Mississippi experiences. *J. Soil Wat. Conserv.* 47: 220-223.
- Davies, P. E., L. S. J. Cook & D. Goenarso, 1994. Sublethal responses to pesticides of several species of Australian freshwater fish and crustaceans and rainbow trout. *Envir. Toxicol. Chem.* 13(8): 1341-1354.
- Friedrich, G., 1990. A Revision of the saprobic system. *Zeitschrift für Wasser- und Abwasserforschung* 23: 141-152.
- Friedrich, G. & K.-J. Hesse, 1996. Naturraumspezifische Leitbilder für kleinen und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- Ghadiri, H. & C. W. Rose, 1991. Sorbed chemical transport in overland flow: 1. A nutrient and pesticide enrichment mechanism. *J. envir. Qual.* 20: 628-634.
- Gray, J. S., 1998. Risk Assessment for Complex Chemical Exposure in Aquatic Systems: The Problem of Estimating Interactive Effects. In *Archives of Toxicology*, Vol. Supplement 20: 349-361.
- Grimme, L. H., R. Altenburger, T. Backhaus, W. Bödecker, M. Faust & M. Scholze, 1998. Vorhersagbarkeit und Beurteilung der aquatischen Toxizität von Stoffgemischen - Multiple Kombinationen von unähnlich wirkenden Substanzen in niedrigen Konzentrationen. UFZ-Bericht.
- Guerold, F., 2000. Influence of taxonomic determination level on several community indices. *Wat. Res.* 34(2): 487-492.
- Heckman, C. W., 1982. Pesticide effects on aquatic habitats. *Envir. Sci. Technol.* 16(1): 48A-57A.
- Hirano, M., 1989. Characteristics of Pyrethroids for Insect Pest Control in Agriculture. *Pest. Sci.* 27: 353-360.
- Hogg, I. D. & R. H. Norris, 1991. Effects of runoff from land clearing and urban development on the distribution and abundance of macroinvertebrates in pool areas of a river. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42(5): 507-518.
- House, W. A., I. S. Farr, D. R. Orr & O. Ziqing, 1991. The occurrence of synthetic pyrethroid and selected organochlorine pesticides in river sediments. In *Pesticides in soil and water*, ed. A. Walker, BCPC Monograph No. 47. Thornton Heath: 183-192.
- Hund, K. & W. Kördel, 1996. Erfassung der Grundwassergefährdung durch aquatische Testsysteme. In *Techniken der Bodenreinigung*, Vol. 10, Stegmann.

- Hurle, K., 1992. Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch ihre Anwendung in der Landwirtschaft. In Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen, ed. H. DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft, R., VCH. Weinheim: 35-50.
- Hütter, L. A., 1990. Wasser und Wasseruntersuchung. Otto Salle Verlag, Frankfurt am Main.
- Klee, O., 1991. Angewandte Hydrobiologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Knoben, R. A. E., M. A. Beek & A. M. Durand, 1998. Application of species sensitivity distribution as ecological risk assessment tool for water management. Journal of hazardous materials 61: 203-207.
- Koivisto, S., 1995. Is *Daphnia magna* an ecologically representative zooplankton species in toxicity tests? Envir. Pollut. 90(2): 263-267.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson, 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitteilungen der königlichen Prüfungsanstalt Wasserversorgung Abwasserbeseitigung Berlin-Dahlem 1: 33-72.
- Kreuger, J. K. & N. Brink, 1988. Losses of pesticides from agriculture. Pesticides: Food and Environmental Implications., Vienna. International Atomic Energy Agency. 101-112.
- Kuhnle, R. A., 1992. Bed load transport during rising and falling stages on two small streams. Earth Surface Processes and Landforms 17: 191-197.
- Lenat, D. R. & J. K. Crawford, 1994. Effects of Land Use on Water Quality and Aquatic Biota of Three North Carolina Piedmont Streams. Hydrobiologia 294(3): 185-199.
- Levine, S. L. & J. T. Oris, 1999. Enhancement of acute parathion toxicity to fathead minnows following pre-exposure to propiconazole. Pesticide-Biochemistry-and-Physiology 65(2): 102-109.
- Liess, M. & R. Schulz, 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. Envir. Toxicol. Chem. 18: 1948-1955.
- Liess, M. & R. Schulz, 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. Envir. Toxicol. Chem. 18: 1948-1955.
- Liess, M., R. Schulz, M. H.-D. Liess, B. Rother & R. Kreuzig, 1999. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. Wat. Res. 33(1): 239-247.
- Liess, M., R. Schulz & M. Neumann, 1999. Untersuchung der diffusen und punktuellen Pflanzenschutzmittel-Einträge im Einzugsgebiet der Nette. Zoologisches Institut, TU Braunschweig, Braunschweig.

- Lockhart, W. L., D. A. Metner, F. J. Ward & G. M. Swanson, 1985. Population and cholinesterase responses in fish exposed to malathion sprays. *Pest. Biochem.* 24(1): 12-18.
- LUA Nordrhein-Westfalen, 2000. Gewässergütebericht Nordrhein-Westfalen 1997. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, <http://www.lua.nrw.de/wasser/rahmwasr.htm>.
- LUA Nordrhein-Westfalen, 1999. Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- LWK Hannover 1998. Pflanzenbau und Pflanzenschutz Empfehlungen 1997/1998. Landwirtschaftskammer, Hannover.
- Matthiesen, P., D. Sheahan, R. Harrison, M. Kirby, R. Rycroft, A. Turnbull, C. Volkner & R. Williams, 1995. Use of a *Gammarus pulex* bioassay to measure the effects of transient carbofuran runoff from farmland. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 30(2): 111-119.
- Muirhead-Thomson, R. C., 1987. Pesticide impact on stream fauna with special reference to macroinvertebrates. University Press, Cambridge, Cambridge.
- Peterson, D. R., 1994. Calculating the aquatic toxicity of hydrocarbon mixtures. *Chemosphere* 29(12): 2493-2506.
- Poirier, D. G. & G. A. Surgeoner, 1988. Evaluation of a field bioassay technique to predict the impact of aerial applications of forestry insecticides on stream invertebrates. *Can. Ent.* 120(7): 627-638.
- Readman, J. W., T. A. Albanis, D. Barcelo, S. Galassi, J. Tronczynski & G. P. Gabrielides, 1997. Fungicide contamination of Mediterranean estuarine waters: Results from a MED POL pilot survey. *Mar. Pollut. Bull.* 34(4): 259-263.
- Sabarth, A., 1999. Bedeutung von Substrat und Versandung für die Verteilung des Makrozoobenthos in naturnahen Heidebächen - Dissertation TU Braunschweig, pp. 98.
- Sallenave, R. M. & K. E. Day, 1991. Secondary production of benthic stream invertebrates in agricultural watersheds with different land management practices. *Chemosphere* 23((1)): 57-76.
- Schulz, R., 1997. Aquatische Ökotoxikologie von Insektiziden - Auswirkungen diffuser Insektizideinträge aus der Landwirtschaft auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften. Ecomed Verlag, Landsberg.
- Schulz, R., 2000. Rainfall-induced sediment and pesticide input from orchards into the Lourens River, Western Cape, South Africa: importance of a single event. *Wat. Res.* in press.
- Schulz, R. & M. Liess, 1999. A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquat. Toxicol.* 46: 155-176.

- Schulz, R. & M. Liess, 1997. Runoff-related short-term pesticide input into agricultural streams: Measurement by use of an *in situ* bioassay with aquatic macroinvertebrates. Verh. Ges. Ökol. 27: 399-404.
- Sherratt, T. N., G. Roberts, P. Williams, M. Whitfield, J. Biggs, N. Shillabeer & S. J. Maund, 1999. A life-history approach to predicting the recovery of aquatic invertebrate populations after exposure to xenobiotic chemicals. Environmental Toxicology and Chemistry 18(11): 2512-2518.
- Shires, S. W. & D. Bennett, 1985. Contamination and effects in freshwater ditches resulting from an aerial application of Cypermethrin. Ecotox. envir. Safety 9: 145-158.
- Tada, M. & H. Shiraishi, 1994. Changes in abundance of benthic macroinvertebrates in a pesticide-contaminated river. Japanese Journal of Limnology 55: 159-164.
- Van den Brink, P. J., R. P. A. Van Wijngaarden, W. G. H. Lucassen, T. C. M. Brock & P. Leeuwangh, 1996. Effects of the insecticide Dursban® 4E (active ingredient Chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: II. Invertebrate community response and recovery. Envir. Toxicol. Chem. 15(7): 1143-1153.
- Versteeg, D. J., S. E. Belanger & G. J. Carr, 1999. Understanding single-species and model ecosystem sensitivity: Data-based comparison. Environmental Toxicology and Chemistry. 18(6): 1329-1346.
- Walther, W., 1980. Prozess des Stoffabtrages und der Stoffauswaschung während und nach Starkregen in ackerbaulich genutzten Gebieten - 2. Bericht: Stoffauswaschung. Z. Kulturtech. Flurbereinig. 21: 65-74.
- Wauchope, R. D., 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields - a review. J. envir. Qual. 7: 459-472.
- Williams, R. J., D. Brooke, P. Matthiesen, M. Mills, A. Turnbull & R. M. Harrison, 1995. Pesticide transport to surface waters within an agricultural catchment. J. Inst. Wat. envir. Man. 9: 72-81.
- Zwick, P., 1992. Fließgewässergefährdung durch Insektizide. Naturwissenschaften 79: 437-442.

Anhang

Tabelle IV-A1: Liste der im Rahmen des Projektes in den Untersuchungsgebieten nachgewiesenen Arten sowie die entsprechenden Variablen des *sensitivity recovery index* (SR-Index) und die Länge des Generationszyklus (Voltinie). Legende: *s* = relative physiologische Empfindlichkeit (Einordnung auf Ordnungsebene); *m* = Wanderungsfähigkeit (Einordnung auf Ordnungsebene); *w_r* = Gewichtungsfaktor für Reproduktionseigenschaften (Einordnung auf Artebene); *w_s* = Gewichtungsfaktor für relative physiologische Empfindlichkeit (Einordnung wie *s*); Voltinie: Dauer des Generationszyklus (vereinfachte Angaben; s = semivoltin; m = monovoltin; p = bi- bis plurivoltin).

Ordnung	Art / Artengruppe	<i>s</i>	<i>m</i>	<i>w_r</i>	<i>w_s</i>	Voltinie
Amphipoda	<i>Gammarus pulex</i>	1,18	1	1	1	p
	<i>Gammarus roeseli</i>	1,18	1	1	1	p
Coleoptera	<i>Agabus bipustulatus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Agabus didymus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Agabus paludosus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Agabus spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Anacaena globulus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Anacaena limbata</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Anacaena lutescens</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Anacaena spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Berosus signaticollis</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Brychius elevatus</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Coelambus spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Colymbetes spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Dryopidae spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Dryops spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Dytiscidae spec.</i>	2,27	1	1	1	p
	<i>Dytiscus marginalis</i>	2,27	1	1	1	p
	<i>Elmis aenea</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Elmis maugetii</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Elmis spec.</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Graphoderus cinereus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Gyrinus spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Gyrinus substriatus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Halipus confinis</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Halipus spec.</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Helodes spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Helophorus spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Hydraena spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Hydraenidae spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Hydrobius fuscipes</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Hydrophilidae spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Hydrophorus spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Hygrotus spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Hyphydrus ovatus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Ilybius fuliginosus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Ilybius obscurus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Ilybius spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Laccobius spec.</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Laccophilus hyalinus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Limnius spec.</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Limnius volckmari</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Orectochilus villosus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Platambus maculatus</i>	2,27	1	16	1	m

Ordnung	Art / Artengruppe	s	m	w _r	w _s	Voltinie
Decapoda	<i>Orconectes limosus</i>	2,48	0	16	1	s
Diptera	<i>Atherix ibis</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Atherix spec.</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Ceratopogonidae spec.</i>	2,12	0	1	1	p
	<i>Chironomidae spec.</i>	2,11	0	16	1	m
	<i>Chironomus thummi-Gruppe</i>	2,11	0	16	1	m
Diptera	<i>Culicidae spec.</i>	2,12	0	16	1	s
	<i>Cylindrotoma spec.</i>	2,12	0	1	1	p
	<i>Dicranotidae spec.</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Dixidae spec.</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Eloeophila spec.</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Ericocera spec.</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Haematopota spec.</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Limoniidae spec.</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Psychodidae spec.</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Ptychoptera spec.</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Ptychopteridae spec.</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Simuliidae spec.</i>	2,12	0	1	1	p
	<i>Stratiomyiidae spec.</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Tabanidae spec.</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Tipulidae spec.</i>	2,12	0	16	1	m
Ephemeroptera	<i>Baetis niger</i>	1,56	0	1	50	p
	<i>Baetis rhodani</i>	1,56	0	1	50	p
	<i>Baetis spec.</i>	1,56	0	1	50	p
	<i>Baetis vernus</i>	1,56	0	1	50	p
	<i>Brachycercus harrisella</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Caenis horaria</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Caenis luctuosa</i>	1,56	0	1	50	p
	<i>Caenis spec.</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Centroptilium luteolum</i>	1,56	0	1	50	p
	<i>Cloeon dipterum</i>	1,18	0	1	50	p
	<i>Ecdyonurus torrentis</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Electrogena lateralis</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Electrogena spec.</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Epeorus sylvicola</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Ephemera danica</i>	1,56	0	16	50	s
	<i>Ephemerella ignita</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Ephemerella mucronota</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Habroleptoides confusa</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Habrophlebia fusca</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Habrophlebia lauta</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Heptagenia flava</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Heptagenia spec.</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Leptophlebia marginata</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Leptophlebia vespertina</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Paraleptophlebia cincta</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Procloeon bifidum</i>	1,56	0	1	50	p
	<i>Rhithrogena semicolorata</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Siphonurus lacustris</i>	1,56	0	16	50	m
Gastropoda	<i>Acroloxus lacustris</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Ancylus fluviatilis</i>	3,11	0	16	1	s
	<i>Anisus spec.</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Aplexa hypnorum</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Bathymphalus contortus</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Bithynia tentaculata</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Galba truncatula</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Gyraulus albus</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Lymnaea stagnalis</i>	3,11	0	16	1	m

Ordnung	Art / Artengruppe	s	m	w _r	w _s	Voltinie
Gastropoda	<i>Physa fontinalis</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Physella acuta</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Planorbarius corneus</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Planorbis planorbis</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	3,11	0	1	1	p
	<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>	3,11	0	1	1	p
	<i>Radix ovata</i>	3,11	0	1	1	p
	<i>Radix spec.</i>	3,11	0	1	1	p
	<i>Stagnicola corvus/palustris</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Stagnicola spec.</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Viviparus spec.</i>	3,11	0	16	1	s
Heteroptera	<i>Corixa punctata</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Gerris spec.</i>	2,21	1	1	1	p
	<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Heteroptera spec.</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Hydrometra spec.</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Hydrometra stagnorum</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Ilyocoris cimicoides</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Nepa cinerea</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Notonecta glauca</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Notonecta spec.</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Notonex spec.</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Paracorixa concinna</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Plea minutissima</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Sigara spec.</i>	2,20	1	16	1	s
	<i>Velia caprai</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Velia spec.</i>	2,21	1	16	1	m
Hirudinea	<i>Erpobdella octoculata</i>	4,13	0	16	1	m
	<i>Glossiphonia complanata</i>	4,13	0	16	1	m
	<i>Glossiphonia heteroclita</i>	4,13	0	16	1	m
	<i>Haemopsis sanguisuga</i>	4,13	0	16	1	m
	<i>Helobdella stagnalis</i>	4,13	0	16	1	m
	<i>Piscicola geometra</i>	4,13	0	16	1	m
Isopoda	<i>Asellus aquaticus</i>	2,55	0	1	1	p
	<i>Proasellus coxalis</i>	2,55	0	1	1	p
Lamellibranchia	<i>Musculium lacustre</i>	5,00	0	16	1	m
	<i>Pisidium amnicum</i>	5,00	0	1	1	p
	<i>Pisidium spec.</i>	5,00	0	1	1	p
	<i>Sphaerium corneum</i>	5,00	0	1	1	p
	<i>Sphaerium spec.</i>	5,00	0	1	1	p
Megaloptera	<i>Sialis fuliginosa</i>	3,26	0	16	1	s
	<i>Sialis lutaria</i>	3,26	0	16	1	s
	<i>Sialis spec.</i>	3,26	0	16	1	s
Odonata	<i>Aeshna cyanea</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Aeshna mixta</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Calopteryx splendens</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Calopteryx virgo</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Ceriagrion tenellum</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Coenagrion puella</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Coenagrion puella/pulchellum</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Coenagrion pulchellum</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Coenagrion spec.</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Cordulegaster boltoni</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Gomphus spec.</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Libellula depressa</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Orthetrum coerulescens</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	2,20	0	16	1	m
	<i>Somatochlora metallica</i>	2,20	0	16	1	m
	<i>Sympetrum sanguineum</i>	2,20	0	16	1	m

Ordnung	Art / Artengruppe	s	m	w _r	w _s	Voltinie
Oligochaeta	<i>Eiseniella</i> spec.	3,06	0	1	1	p
	<i>Eiseniella tetraedra</i>	3,06	0	1	1	p
	<i>Lumbricidae</i> spec.	3,06	0	1	1	p
	<i>Lumbriculus variegatus</i>	3,06	0	1	1	p
	<i>Oligochaeta</i> spec.	3,06	0	1	1	p
	<i>Tubificidae</i> spec.	3,06	0	16	1	m
Plecoptera	<i>Amphinemura standfussi</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Amphinemura sulcicollis</i>	1,00	0	16	50	m
Plecoptera	<i>Brachyptera risi</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Chloroperla torrentium</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Dinocras cephalotes</i>	1,00	0	1	50	s
	<i>Isoperla goertzi</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Isoperla grammatica</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Isoperla</i> spec.	1,00	0	16	50	m
	<i>Leuctra fusca</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Leuctra nigra</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Leuctra</i> spec.	1,00	0	16	50	s
	<i>Nemoura avicularis</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Nemoura cambrica</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Nemoura cinerea</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Nemoura</i> spec.	1,00	0	16	50	m
	<i>Nemurella picteti</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Perla marginata</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Perlodes microcephalus</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Protonemoura meyeri</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Protonemoura praecox</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	1,00	0	16	50	m
Trichoptera	<i>Adicella reducta</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Agapetus fuscipes</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Agrypnia varia</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Allogamus auricollis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Allogamus uncatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Anabolia nervosa</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Annitella obscurata</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Athripsodes aterrimus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Athripsodes bilineatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Athripsodes cinereus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Athripsodes</i> spec.	2,15	0	16	1	m
	<i>Beraea pullata</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Beraeodes minutus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Chaetopteryx major</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Chaetopteryx villosa</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Drusus annulatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Glossosoma conformis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Glyphotaelius pellucidus</i>	2,15	0	1	1	p
	<i>Goera pilosa</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Halesus digitatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Halesus radiatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Halesus</i> spec.	2,15	0	16	1	m
	<i>Holocentropus dubius</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Hydropsyche instabilis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Hydropsyche saxonica</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Hydropsyche siltalai</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Hydropsyche</i> spec.	2,15	0	16	1	m
	<i>Ironoquia dubia</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Lasiocephala basalis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Lepidostoma hirtum</i>	2,15	0	16	1	m

Ordnung	Art / Artengruppe	s	m	w _r	w _s	Voltinie
Trichoptera	<i>Leptoceridae spec.</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus auricola</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus binotatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus bipunctatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus centralis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus decipens</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus extricatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus flavicornis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus hirsutus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus lunatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus marmoratus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus rhombicus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus sparsus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus stigma</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Lithax obscurus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Lype reducta</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Melampophylax mucoreus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Micropterna lateralis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Micropterna nycterobia</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Micropterna sequax</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Molanna angustata</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Molannodes tinctus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Mystacides azurea</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Mystacides longicornis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Mystacides longicornis/nigra</i>	2,15	0	1	1	p
	<i>Mystacides nigra</i>	2,15	0	1	1	p
	<i>Notidobia ciliaris</i>	2,15	0	1	1	p
	<i>Odontocerum albicorne</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Oecetis testacea</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Oligoplectrum maculatum</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Oxyethira spec.</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Philopotamus ludificatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Polycentropus irroratus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Potamophylax cingulatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Potamophylax latipennis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Potamophylax nigricornis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Potamophylax rotundipennis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Potamophylax spec.</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Rhyacophila fasciata</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Rhyacophila nubila</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Rhyacophila oblitterata</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Rhyacophila praemorsa</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Rhyacophila pubescens</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Rhyacophila spec.</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Rhyacophila tristis</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Sericostoma flavicorne</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Sericostoma flavicorne/personatum</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Sericostoma personatum</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Sericostoma spec.</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Sericostomatinae spec.</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Silo nigricornis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Silo pallipes</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Silo spec.</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Stenophylax permistus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Tinodes rostocki</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Tinodes spec.</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Triaenodes bicolor</i>	2,15	0	16	1	m

Ordnung	Art / Artengruppe	s	m	w_r	w_s	Voltinie
Turbellaria	<i>Wormaldia occipitalis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	2,42	0	16	1	m
	<i>Dugesia gonocephala</i>	2,42	0	1	1	p
	<i>Dugesia lugubris</i>	2,42	0	1	1	p
	<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	2,42	0	1	1	p
	<i>Polycelis felina</i>	2,42	0	1	1	p
	<i>Polycelis nigra/tenuis</i>	2,42	0	1	1	p
	<i>Polycelis spec.</i>	2,42	0	1	1	p

Inhalt

1	Einleitung	V-2
2	Material und Methoden	V-4
2.1	Auswahl der Untersuchungsgewässer und zeitlicher Rahmen	V-4
2.2	Beprobung der PSM-Belastung	V-6
2.2.1	Suspendierte Schwebstoffe	V-7
2.2.2	Hochwassersammler	V-7
2.2.3	Analyse der Proben	V-8
2.2.4	Berechnung der Gesamtoxizität anhand von Schwebstoffbelastungswerten	V-10
2.3	Tierprobenahme	V-11
2.4	Messung chemisch-physikalischer Parameter	V-12
2.5	Bewertung von Gewässerstruktur und –morphologie	V-13
2.6	Berechnungen und Statistik	V-14
2.6.1	Berechnung des Saprobineindex und der physikalisch-chemischen Belastungsstufen	V-15
2.6.2	Berechnung der SR-Index Werte	V-15
3	Ergebnisse	V-16
3.1	Belastung der Untersuchungsgewässer mit Pflanzenschutzmitteln	V-16
3.2	Struktur- und Umlandparameter	V-18
3.3	Schwebstofffracht und physikalisch-chemische Meßparameter	V-21
3.4	Beschreibung der Zönosen-Zusammensetzung	V-22
3.4.1	Allgemeine Kennwerte der Gemeinschaft	V-22
3.4.2	Gemeinschaftsunterschiede in Abhängigkeit von der Umlandnutzung	V-23
3.4.3	Differenzierung für ökologische Umlandnutzung und extensive Weidewirtschaft	V-24
3.4.4	Einfluß der Höhenlage der Gewässer	V-25
3.4.5	Ergänzende Ergebnisse	V-26
4	Diskussion	V-27
4.1	Unterschiede in der PSM-Belastung der Gewässer	V-27
4.2	Unterschiede in anderen abiotischen Parametern	V-28
4.3	Unterschiede in den Wirbellosen-Gemeinschaften	V-29
4.3.1	PSM als Ursache	V-29
4.3.2	Höhenlage als Ursache	V-30
4.4	Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen von Abschnitt V	V-30
5	Literatur	V-31

1 Einleitung

Im vorangegangenen Abschnitt IV wurde versucht, einen Zusammenhang zwischen der Pflanzenschutzmittel-Belastung von Fließgewässern und den aquatischen Lebensgemeinschaften herzustellen. Dazu wurden Gewässer im norddeutschen Tiefland mit integrierter landwirtschaftlicher Umlandnutzung untersucht. Der aus den Ergebnissen dieser Arbeiten abgeleitete SR-Index wurde im vorliegenden Teilprojekt auf Gewässer angewendet, die sich in der Umlandnutzung unterscheiden. Es wurden jeweils Gewässer mit integriertem Ackerbau unter Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel (PSM) mit solchen verglichen, an denen kein konventioneller Einsatz chemischer PSM stattfindet. Dies sind einerseits Gewässer mit ökologischer Umlandnutzung (Ackerbau), andererseits solche mit extensiver Weidewirtschaft.

Der Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel ist im integrierten Anbau primär von ökonomischen Erwägungen, die sich aus der Verhinderung von Ertragseinbußen und Qualitätsverlusten ergeben, abhängig. Er richtet sich nach der Schadschwelle, soweit eine solche für die zu bekämpfenden Schädlinge, Krankheiten oder Unkräuter vorhanden ist. Über die Heranziehung von Vorbeugemaßnahmen im Rahmen des Anbausystems entscheiden wiederum wirtschaftliche Gesichtspunkte. Im ökologischen Landbau ist der Einsatz von synthetischen Pflanzenschutzmitteln verboten und von solchen natürlicher Herkunft stark eingeschränkt. An ihre Stelle treten Vorbeugemaßnahmen in Fruchtfolge, Sortenwahl, Saatzeit und Bodenbearbeitung, nichtchemische Bekämpfungsmaßnahmen und gezielte Nützlingsförderung (Pommer, 1990).

Zahlreiche Faktoren bestimmen die Ausprägung der Organismengemeinschaften von Fließgewässern. Als einer der direktesten Einflußfaktoren kann sicher die Strömung als prägende abiotische Komponente von Fließgewässern verstanden werden (Statzner, 1987). Am Beispiel eines Flachlandgewässerökosystems in Schleswig-Holstein konnten von Statzner (1981) in umfangreicher Form die Beziehungen zwischen Strömung und Wirbellosengemeinschaften gezeigt werden. Nach Chambers *et al.* (1991) steht die Strömung in Zusammenhang mit der Ausprägung der Makrophytengemeinschaft, die wiederum von Bedeutung für die aquatischen Tiergemeinschaften ist (Gregg & Rose, 1985). Rabeni & Minshall (1977) konnten zeigen, daß die Strömung im Gewässer insbesondere auch über die Ausprägung des Substrates und der Detritusauflage auf die Wirbellosengemeinschaften einwirkt. Die Wichtigkeit von Detritusansammlungen als Orte hoher Biodiversität wurde von Smock *et al.* (1989) beschrieben. In verschiedenen Arbeiten konnte gezeigt werden, daß einzelne Strukturelemente der Bachsohle, wie z.B. Makrophytenpolster oder Erlenwurzeln hohe Artenzahlen wirbelloser Tiere aufweisen (Sabarth, 1999; Schulz & Rietz, 1996; Speth & Böttger, 1993).

Neben diesen morphologisch-strukturellen Aspekten sind selbstverständlich auch verschiedene

Arten von Störungen von Bedeutung. So konnten z.B. kurzfristige starke Erhöhungen des Feinsedimenttransportes im Gewässer aufgrund anthropogener Eingriffe mit Änderungen der Gemeinschaftsstruktur in Verbindung gebracht werden (Blohm & Borchardt, 1989; Taylor & Roff, 1986). Aber auch Sedimenteinträge aus der Landwirtschaft (Cooper, 1987) und die resultierenden erhöhten Trübungen bzw. der erhöhte Übergrundtransport von Partikeln kann biologische Effekte im Gewässer hervorrufen (Schulz, 1996). Infolge der Habitatveränderung und der Änderung abiotischer Faktoren ist auch die maschinelle Gewässerunterhaltung bisweilen für starke Veränderungen der Lebensgemeinschaftsstruktur verantwortlich zu machen (Bostelmann & Menze, 1985; Schulz *et al.*, 1999a).

In einem Übersichtsartikel macht Lehmkuhl (1979) deutlich, daß Störungen durch verschiedene chemische Stressoren, wie pH-Wertänderungen, Schwermetalle oder PSM bereits in geringen Expositions-Konzentrationen den Lebenszyklus von aquatischen Wirbellosen beeinflussen können. In einer Freilandstudie an 46 Probestellen in 12 Gewässern in England konnten Gower *et al.* (1994) den biologischen Einfluß von Schwermetallgehalten, pH-Wert und anderen Faktoren identifizieren. Verdonschot (1990) identifizierte bei der Analyse von insgesamt 156 Probestellen in kleinen Fließgewässern in Holland neben der Gewässergröße insbesondere Austrocknung und Transport organischen Materials als wichtige Einflußfaktoren für die Gemeinschaftsstruktur. Für PSM-Effekte auf Lebensgemeinschaften im Freiland gibt es Hinweise, die zumeist aus Untersuchungen einzelner Gewässer oder Gewässersystemen stammen (Leland & Fend, 1998; Leonard *et al.*, 2000; Liess & Schulz, 1999; Schulz & Liess, 1999a).

Art und Ausmaß von Stoffeinträgen in Fließgewässer, seien es Sedimente, Nährstoffe oder PSM, werden in entscheidendem Maße durch die Struktur und Nutzung des Einzugsgebietes bestimmt. Es ergibt sich demnach selbstverständlich die Frage, inwiefern die Umlandnutzung sich auch in der aquatischen Lebensgemeinschaft widerspiegelt.

Von Dance & Hynes (1990) wurden zwei Arme des gleichen Gewässersystems untersucht, die sich in dem Ausmaß der landwirtschaftlichen Nutzung unterschieden. Intensivere Nutzung war mit einer leichten Verringerung der Gesamtartenzahl und relativ hohen Unterschieden in der Anzahl an Steinfliegen- bzw. Köcherfliegenarten gekoppelt. Ein ähnliches Untersuchungsdesign wurde von Sallenave & Day (1991) verwendet, die Unterschiede in der Sekundärproduktion aquatischer Trichopterenlarven nachweisen konnten. Lenat & Crawford (1994) verglichen drei Gewässer mit Landwirtschaft, Siedlung bzw. Wald als dominante Umlandstrukturen hinsichtlich der Wasserqualität und der Lebensgemeinschaften. Daten aus 11 Untersuchungsjahren an insgesamt etwa 1200 Probestellen aus dem Braunschweiger Raum wurden von Schulz *et al.*, (1999b) verwendet, um Zusammenhänge zwischen der Umlandnutzung und den Fließgewässer-Lebensgemeinschaften herzustellen. Aus der statistischen Analyse geht hervor, daß die Anzahl wirbelloser Arten negativ mit der Niederschlagsmenge korreliert ist. Diese negative Korrelation ist nur bei kleinen Gewässern, bei Gewässern mit hoher Hangneigung, mit Ackerflächen oder mit erosionsgefährdeten Böden im Einzugsgebiet vorhanden.

Untersuchungen, die unterschiedliche Umlandnutzungsformen in Bezug auf den variierenden Eintrag von PSM in Oberflächengewässer und dessen Effekte auf die Gemeinschaften vergleichen, fehlen bisher. Derartige Studien sind jedoch auch insbesondere mit zwei Schwierigkeiten konfrontiert. Zum einen hat der intensivierte Insektizideinsatz in der Landwirtschaft (Metcalf, 1980) vermutlich dazu geführt, daß Gewässer heute in verstärktem Maße durch Einträge von Insektiziden betroffen sind. Insofern lassen sich die Effekte derartiger Einträge nur schwer feststellen und kausal begründen. Zum anderen ist mit einem Eintrag von PSM über Runoff auch immer eine Änderung der hydrologischen Verhältnisse, der Sediment- und Nährstoffkonzentrationen im Gewässer verbunden (s. auch Schulz & Liess, 1999a). Insofern ist der Einfluß der PSM auf Gewässerorganismen nicht einfach von anderen Einflußfaktoren zu trennen.

Ziel der in diesem Abschnitt dargestellten Untersuchung war es, den Einfluß von sich unterscheidender Umlandnutzung auf die PSM-Belastung und die Lebensgemeinschaften von kleineren Fließgewässern festzustellen. Die Probestellen wurden so ausgewählt, daß sich jeweils Paare vergleichen lassen, die sich hinsichtlich der abiotischen Randbedingungen weitestgehend ähnlich sind und lediglich in Bezug auf die PSM-Belastung unterscheiden.

2 Material und Methoden

2.1 Auswahl der Untersuchungsgewässer und zeitlicher Rahmen der Untersuchung

Im Rahmen des Teilprojektes V wurden in den Jahren 1996 und 1997 zehn Gewässer bzw. deren Zuflüsse an je zwei Stellen beprobt. Fünf dieser Gewässer liegen in Niedersachsen, zwei in Nordrhein-Westfalen und je eine in Hamburg, Hessen und Bayern (Tab. V-1).

Tab. V-1: Liste der im Rahmen des Teilprojektes V untersuchten Fließgewässer. Neben den Namen und der geographischen Lage (nahegelegene Stadt, Bundesland) der Gewässer ist die im Text verwendete Gewässerkennung angegeben. Die Liste enthält auch Angaben zur Umlandnutzung (i = integriert, ö = ökologisch, w = weidewirtschaftlich), zur Naturräumlichen Region (F = Flachland, B = Bergland) und zum Beprobungszeitraum.

Gewässer- Nummer	Gewässername	Lage des Gewässers (Stadt, Umland- Bundesland)	Umland- nutzung	Flachland Bergland	Beprobungs- zeitraum
21 ö	Alsternebegewässer	Hamburg	ö	F	1996-97
22 i	Alsternebegewässer	Hamburg	i	F	1996-97
23 ö	Flottriede	Hämelerwald (Niedersachsen)	ö	F	1996-97
24 i	Flottriede	Hämelerwald	i	F	1996-97
25 w	Wabe	Königslutter (Niedersachsen)	w	F	1997
26 i	Wabe	Königslutter	i	F	1997
27 w	Blumenhagener Bach	Barsinghausen (Niedersachsen)	w	B	1996-97
28 i	Blumenhagener Bach	Barsinghausen	i	B	1996-97
29 w	Rohder Bach	Hess. Oldendorf (Niedersachsen)	w	B	1996-97
30 i	Rohder Bach	Hess. Oldendorf	i	B	1996-97
31 w	Hollenbach	Hess. Oldendorf	w	B	1996-97
32 i	Hollenbach	Hess. Oldendorf	i	B	1996-97
33 ö	Mühlengraben	Rinteln (Nordrhein-Westfalen)	ö	F	1996-97
34 i	Mühlengraben	Rinteln	i	F	1996-97
35 ö	Naurenebegewässer	Warburg (Nordrhein-Westfalen)	ö	F	1996-97
36 i	Naure	Warburg	i	F	1996-97
37 ö	Fränk. Saale	Bad Königshofen (Bayern)	ö	F	1997
38 i	Fränk. Saale	Bad Königshofen	i	F	1997
39 ö	Hambach	Heppenheim (Hessen)	ö	B	1996-97
40 i	Hambach	Heppenheim	i	B	1996-97

Die Gewässer unterscheiden sich untereinander hinsichtlich eintragsbestimmender Faktoren wie der Art und Intensität der landwirtschaftlichen Umlandnutzung. Sie liegen in einem Umland, daß durch integrierten Anbau (i), kontrolliert-ökologischen Anbau (ö) oder extensive Weidewirtschaft (w) geprägt ist. Jeweils eine Probestelle der paarweise beprobten Untersuchungsgewässer befindet sich in Bereichen ohne PSM-Anwendung im Umland (ö oder w), die andere in Bereichen mit integrierter (i) landwirtschaftlicher Nutzung. Dabei sind von den Probestellen ohne PSM-Anwendung solche im Bereich von ökologischen Wirtschaftsflächen (Gewässer 21, 23, 33, 35, 37 und 39) von Probestellen im extensiv genutzten Weideland (Gewässer 25, 27, 29 und 31) zu unterscheiden. In der Regel liegen die Probestellen der Bereiche ohne PSM-Anwendung bachaufwärts bzw. quellnäher und die Vergleichsstellen im konventionell genutzten Umland dementsprechend weiter bachabwärts. Im Ausnahmefall liegen die Probestellen an verschiedenen

Gewässern, die entweder ineinander münden (35 und 36) oder durch dritte Gewässer miteinander verbunden sind (21 und 22).

Die Untersuchungsgewässer mit Probestellen im extensiv genutzten Weideland wurden in die Untersuchung einbezogen, da es trotz umfangreicher Voruntersuchungen nicht möglich war, eine ausreichend große Zahl von Gewässern zu finden, die über einen Bereich mit ökologischer Bewirtschaftung verfügen, der nicht aus dem Oberlauf durch konventionelle Bewirtschaftung potentiell durch PSM-Einträge gefährdet war.

Für sieben Probestellenpaare wird in den folgenden Kapiteln die Abiotik (Kap. 3.1 bis 3.3) und die Ausprägung der Biozönose dargestellt. Für diese Probestellen liegen vollständige PSM-Nachweis vor. Drei weitere Probestellenpaare werden bei der Betrachtung der Biozönose hinzugezogen, da sich an ihnen bestimmte Zusammenhänge aufzeigen lassen.

Durch Voruntersuchung im Jahr 1996 wurde die Eignung von Probestellen überprüft, an denen 1997 die Biozönose und die Belastung durch PSM-Wirkstoffe aufgenommen werden sollte.

Bei der Auswahl der Gewässer wurden folgende Mindestanforderungen berücksichtigt:

- Σ Je Gewässer bzw. Gewässersystem ist die Beprobung von zwei Probestellen möglich, von denen eine in potentiell eintragsgefährdetem Umland liegt (integrierter Anbau), die andere in potentiell nicht eintragsgefährdetem Umland (ökologischer Anbau oder extensive Weidewirtschaft).
- Σ Die beiden Probestellen eines Untersuchungsgebietes verfügen über eine räumliche Nähe und biologische Durchgängigkeit.
- Σ Möglichst große Ähnlichkeit aller abiotischen Parameter wie Gewässermorphologie, Struktur, Substratbeschaffenheit, Nährstoffgehalt des Wassers, Beschattungsgrad etc.
- Σ Fehlen von toxischen Einflüssen nicht landwirtschaftlichen Ursprungs (z. B. Straßenentwässerung, häusliche Abwässer, industrielle Einleiter)

2.2 Beprobung der PSM-Belastung

Die Belastung der Schwebstoffe und teilweise des Wasserkörpers der Untersuchungsgewässer mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) wurde 1997 untersucht. Die Beprobung erfolgte im Zeitraum

von Ende Mai bis Ende August. Als Probenahmegeräte dienten Hochwasser- und Schwebstoffsammler. Der Hochwassersammler ist bereits im Abschnitt IV abgebildet.

2.2.1 Suspendierte Schwebstoffe

Bei den Schwebstoffsammlern (Liess *et al.*, 1996) handelt es sich um 5-Liter Glasflaschen, die mit einem speziellen Aufsatz versehen werden und in die Gewässersohle eingebracht werden. Durch ein Rohr mit einer seitlichen, in die Strömung gerichteten Öffnung von 4 cm² gelangt Wasser aus der fließenden Welle in die Flasche. Auf Grund des größeren Querschnitts in der Flasche kommt es zu einer Verminderung der Strömungsgeschwindigkeit und zu einer Sedimentation der vom Wasser mitgetragenen Schwebstoffe. Das Wasser verläßt die Flasche durch ein zweites Rohr, dessen Öffnung in Fließrichtung ausgerichtet ist. Dadurch herrscht im oberen Teil der Probenahmeflasche immer eine geringe Strömung.

Für Pflanzenschutzmittel, die an Oberflächen adsorbieren ist die Analyse von Schwebstoffen ein geeignetes Nachweisverfahren (Liess *et al.*, 1996). Die selektive Erfassung der Schwebstoffe ist erforderlich, da diese über eine im Verhältnis zum Gewicht große Oberfläche verfügen. Die natürliche Eigenschaft unpolarer Pflanzenschutzmittel, sich an Oberflächen anzulagern, wird dabei ausgenutzt. Nach Starkregenereignissen kommt es oft zu Oberflächen run-off und zu PSM-Einträgen. Dann ist sowohl die Schwebstofffracht als auch der PSM-Gehalt der Schwebstoffe erhöht. Vor allem diese kontaminierten Schwebstoffe werden mit dem Sammler erfaßt. Im Vergleich dazu bewirkt die geringere Schwebstofffracht mit unbelasteten Partikeln bei Normalabfluß nur eine unwesentliche Verdünnung der erfaßten Maximalkonzentrationen.

Die Öffnungen des Probennehmers werden mindestens 2 cm über der Gewässersohle ausgerichtet, so daß ein Eindringen von Partikeln, die sich rollend über die Gewässersohle bewegen, nicht möglich ist. Wöchentlich wurde die Glasflasche des Schwebstoffsammlers geleert, der Inhalt quantifiziert und bis zur Analyse der PSM bei -18°C tiefgefroren.

Es wurde bei der Entwicklung dieses Probenahmegerätes darauf geachtet, daß es möglichst kostengünstig, wartungsarm und vielfältig einsatzfähig ist. Die Methode erlaubt Probenahme an weit entfernten Probestellen, die nicht oft angefahren werden können.

2.2.2 Hochwassersammler

Neben dem automatisierten Probennehmer wurde ein sogenannter Hochwassersammler (Abschnitt IV, Abb. IV-2) für die Gewinnung von Wasserproben für die spätere Analyse auf PSM-Rückstände eingesetzt. Hierbei handelt es sich um eine mittels einer Haltevorrichtung im

Gewässer angebrachte Sammelflasche mit einem Fassungsvermögen von einem Liter deren Öffnung bei Normalwasserstand in einem einstellbaren Abstand über dem Wasserspiegel liegt. Bei einer Wasserstandserhöhung füllt sich die Flasche über ein Einströmröhrchen. Ein zweites, längeres Röhrchen dient hierbei der Entlüftung der Flasche.

An einer Haltevorrichtung können mehrere Sammelflaschen in unterschiedlicher Höhe über dem Wasserspiegel angebracht werden. Die Auswahl der Wasserproben für eine spätere Analyse auf PSM-Rückstände erfolgt über die Messung der Leitfähigkeitdifferenz zwischen der Wasserprobe und dem Wasserkörper des Gewässers bei Normalwasserstand.

Die mittels der Hochwassersammler gewonnenen Wasserproben wurden im Labor auf C18-Extraktionssäulen (Bakerbond Polar Plus[®], Mallincroft Baker, Griesheim) extrahiert, die anschließend zur Lagerung bis zur Analyse auf PSM bei -18°C eingefroren wurden.

2.2.3 Analyse der Proben

Die Analyse der Schwebstoff- und Wasserproben auf PSM-Wirkstoffe erfolgte im Institut für Ökologische Chemie und Abfallanalytik der TU Braunschweig mittels Gaschromatographie (HP-5990, Serie 2; Hewlett Packard, Avondale, PA, USA) und durch Gaschromatographie/Massenspektroskopie (Varian 3400 Gaschromatograph, Varian, Walnut Creek, CA, USA, mit HP 7673 Autosampler, kapillar angebunden an Massenspektrometer SSQ 700, Finnigan, Bremen). Die Nachweisgrenze betrug für Schwebstoffproben 2 µg/kg Feuchtwicht für alle untersuchten Substanzen. Die Wirkstoffkonzentration wurde umgerechnet und zur Vergleichbarkeit der Proben bei unterschiedlichem Wassergehalt in µg/kg Trockengewicht angegeben. In Wasserproben betrug die Nachweisgrenze 0,05 µg/l für alle untersuchten Substanzen.

Die Proben wurden auf Rückstände einer Auswahl von Insektiziden, Fungiziden und Herbiziden untersucht (Tab. V-2). Sämtliche dieser Wirkstoffe (Ausnahme: Lindan) wurden im Untersuchungsjahr von der Landwirtschaftskammer Hannover für die Anwendung in der Region empfohlen (LWK Hannover, 1997).

Tab. V-2. Liste der im Rahmen des Teilprojektes V 1997 untersuchten Wirkstoffe. Die Auswahl der Substanzen bezieht sich auf Anwendungsempfehlungen der Landwirtschaftskammer Hannover für das Jahre 1997.

Wirkstoff	Stoffgruppe
Deltamethrin	Insektizid
Esfenvalerat	Insektizid
Lindan	Insektizid
Parathion-ethyl	Insektizid
Azoxystrobin	Fungizid
Epoxiconazol	Fungizid
Kresoxim-methyl	Fungizid
Bifenox	Herbizid
Pendimethalin	Herbizid

Das Untersuchungsjahr 1997 zeichnet sich durch eine für die Landwirtschaft besonders günstige Witterung aus. Z. B. war die Anzahl von Anwendungsempfehlungen für Insektizide durch die Landwirtschaftskammer Hannover in diesem Jahr geringer als in anderen Jahren, wie die Abb. V-1 zeigt. Es ist also im Durchschnitt eher mit mehr Anwendungen pro Jahr zu rechnen als im Untersuchungsjahr 1997.

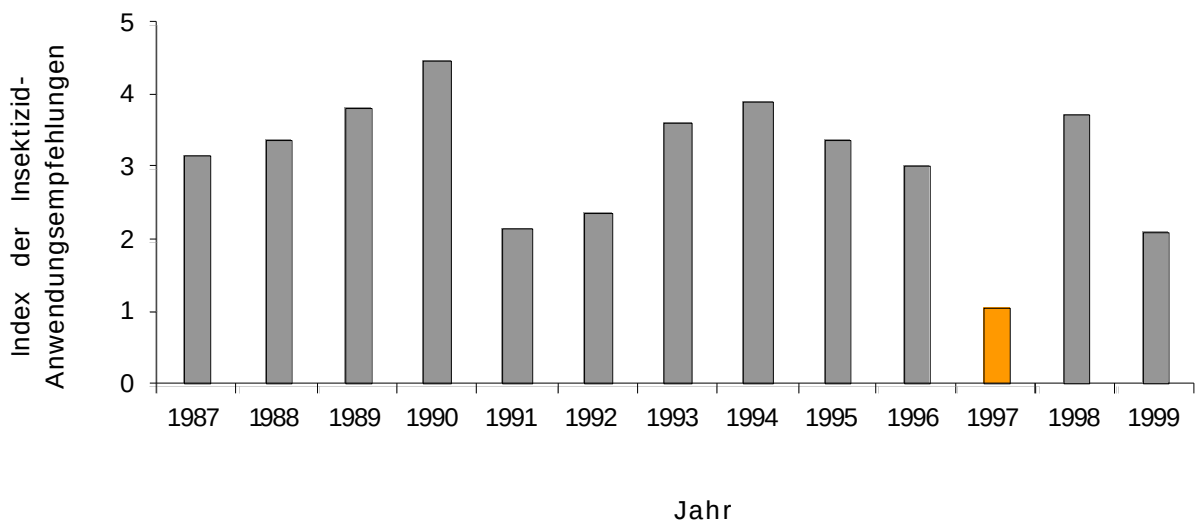


Abb. V-1 Anwendungsempfehlungen für Insektizide durch die Landwirtschaftskammer Hannover in den Jahren 1987-1999. Aus den Empfehlungen zur Insektizidanwendung in Kulturen von Getreide, Raps oder Rüben wurde ein nach der prozentualen Anbaufläche der Kulturen gewichteter Index berechnet, der zur Einordnung der Wirkstofffunde 1997 im mehrjährigen Vergleich dient. 1997 war ein relativ anwendungsarmes Jahr.

2.2.4 Berechnung der Gesamtoxizität anhand von Schwebstoffbelastungswerten

Um die Vergleichbarkeit der PSM-Belastung der Untersuchungsgewässer untereinander hinsichtlich ihrer Toxizität für die Gewässerzönose zu erleichtern, wurde auf der Grundlage der Errechnung von Gemischtoxizitäten über „Toxische Einheiten“ (Hund & Kördel, 1996; basierend auf Peterson, 1994) eine Formel erarbeitet, welche die Gesamtoxizität aller innerhalb eines definierten Zeitraumes aufgetretenen Kontaminationsereignisse mit unterschiedlichen Wirkstoffen ausdrückt (Formel V-1). Im Gegensatz zu der im Abschnitt IV vorgestellten Formel geht bei dieser, auf PSM-Nachweisen an Schwebstoffen beruhenden Beurteilung der Gesamtoxizität aber die Wirkstoffkonzentration nicht ein. Grund dafür ist, daß es zur Zeit kein zuverlässiges Verfahren gibt, um eine Schwebstoffbelastung in eine Konzentration pro Liter umzurechnen. Das wäre aber die Voraussetzung, um die Verfügbarkeit von Substanzen beurteilen zu können und um Vergleiche mit bekannten Wirkschwellen wie LC oder EC-Werten anstellen zu können.

Die Konzentration wird bei diesem Verfahren, daß lediglich zur Ermittlung einer Richtgröße angewandt wird, gleich eins gesetzt. D. h., alle Stoffe, die in den Schwebstoffproben nachgewiesen wurden, werden gleichermaßen berücksichtigt, obwohl die Aufwandtmengen und Nachweiskonzentrationen von Herbiziden und Fungiziden in der Regel größer sind als die von Insektiziden.

Es wird von einer additiven Wirkung sowohl aller innerhalb des untersuchten Zeitraumes auftretenden Kontaminationsereignisse als auch von einer additiven Wirkung aller an einem Kontaminationsereignis beteiligten Einzelstoffkonzentrationen ausgegangen. Für alle gefundenen Wirkstoffkonzentrationen wird die gleiche Verweildauer im Wasserkörper an der Probestelle angenommen.

(Formel V-1) Berechnung der Gesamtoxizität anhand von Schwebstoffbelastungswerten

mit
$$\text{Toxizität}_{\text{Schwebstoff}} = \sum \text{LC50}_i^{-1}$$

$$\frac{\text{Toxizität}_{\text{Schwebstoff}}}{\text{LC50}_i} = \text{Gesamtoxizität}$$

$$\text{LC50}_i \quad \text{LC50}_{48\text{h}} \text{ für } Daphnia magna \text{ des } i\text{-ten Wirkstoffes (}\mu\text{g/l)}$$

Die Toxizitätswerte (LC50_i) stellen den jeweiligen LC50_{48h} für *Daphnia magna* des entsprechenden Wirkstoffes dar (Tab. V-3). Diese Crustaceenart wurde aufgrund der verhältnismäßig hohen Anzahl von verfügbaren spezifischen Toxizitätsdaten als

Referenzorganismus ausgewählt (vgl. auch Abschnitt III).

Tab. V-3: Mittlere LC50_{48h}-Konzentrationen für *Daphnia magna* der für die Berechnung der Pflanzenschutzmittel-Gesamttoxizität des Untersuchungsjahres 1997 berücksichtigten Wirkstoffe.

Wirkstoff	LC50 _{48h} (µg/L)
Azoxystrobin	230
Bifenox	660
Deltamethrin	0,62
Epoxiconazol	8700
Esfenvalerat	0,62
Kresoxim-methyl	168
Lindan	485
Parathion-ethyl	1,43
Pendimethalin	340

2.3 Tierprobennahme

Die Gewässerzönose wurde in den Untersuchungsjahren 1996 und 1997 untersucht. Die Beprobung erfolgte 1996 an drei Terminen im Mai, Juni/Juli und September, 1997 an vier bzw. sechs Terminen gleichmäßig verteilt über den Zeitraum von Mitte April bis Mitte September.

Die Beprobung erfolgte mit einem Surber-Sampler mit einer Grundfläche von 0,125 m² (35 cm Kantenlänge) und einer Maschenweite des Netzes von 1 mm. Je Probenahme wurden sechs einzelne Proben in einem Gewässerabschnitt von ca. 25 m Länge genommen. Dabei wurde auch die Besiedelung des Sediments bis zu einer Tiefe von ca. 5 bis 10 mm erfaßt. Die Auszählung der Vertebraten erfolgte immer, die der Makroinvertebraten möglichst vor Ort. Der Fangnetzinhalt (bestehend aus besiedeltem Sediment, Steinen, Detritus, Fallaub oder Pflanzenteilen) wurde nach Entfernen von Schwebstoffpartikeln durch Abspülen in eine weiße Fotoschale gegeben und anschließend in kleinen Portionen von Hand auf besiedelnde Organismen abgesucht.

Zur Überprüfung der Auszählungsmethode wurden stichprobenartig bereits untersuchte Proben aufbewahrt und zu einem späteren Zeitpunkt noch einmal abgesucht. Dabei wurde festgestellt, daß ca. 95% der Tierbesiedlung bei der ersten Auszählung erfaßt worden war. Zur Überprüfung der geschätzten Individuenzahlen (>100 Individuen je Probe) wurden stichprobenartig vorher geschätzte Individuen ein zweites Mal einzeln ausgezählt, dabei wurde ein Schätzfehler von ca. +/- 10% festgestellt. Tiere, die vor Ort nicht zweifelsfrei bestimmt werden konnten, wurden zur genauen Bestimmung in 70-prozentigem Ethanol fixiert. Bedingt durch die Maschenweite des Surber-Samplers von einem Millimeter konnten kleine Larvenstadien z. T. nicht quantifiziert

werden. Individuen mit einer Größe unter einem Millimeter wurden daher bei der Datenauswertung nicht berücksichtigt. Die Determination der gefundenen Individuen erfolgte im allgemeinen bis zur Art. Larven von Dytisciden, Chironomiden, Simuliiden sowie Lumbriciden und Tubificiden wurden hingegen lediglich bis zur Familie bestimmt, da eine genauere Bestimmung nur nach aufwendiger Präparation unter dem Mikroskop möglich ist.

Die Untersuchungsgewässer liegen in verschiedenen Naturräumlichen Regionen, die sich in ihrer Besiedlung unterscheiden (Reusch & Blanke, 1993). Bei der Beurteilung der biozönotischen Daten muß dieser Unterschied berücksichtigt werden. Für diese Untersuchung wurden die Gewässerregionen in Flach- und Bergland eingeteilt, wobei Probestellenpaare dem Bergland zugeordnet werden, wenn sie eine Strömungsgeschwindigkeit von $>0,25$ m/s und ein Hartsubstratanteil (Kies, Stein) $>30\%$ der Gewässersohle aufweisen. Gewässerpaare mit einer geringeren Strömungsgeschwindigkeit oder einem geringeren Hartsubstratanteil werden dem Flachland zugeordnet (s. Tab. V-1).

2.4 Messung chemisch-physikalischer Parameter

Bei jeder Beprobung der Gewässerzönose wurden physikalische und chemische Meßparameter aufgenommen (Tab. V-4). Die Beprobung erfolgte mittels elektronischer Meßgeräte (Fa. WTW) bzw. colorimetrischer Schnelltests (Visicolor®; Fa. Macherey & Nagel) am Gewässer. Aus dem ermittelten Gehalt der Wasserproben an gelösten Stoffen wurden nach Klee (1991) physikalisch-chemische Belastungsstufen für die Gewässer berechnet. Die Temperatur der Probestellen wies keine wesentlichen Differenzen zwischen den Probestellen eines Paares auf. Ein Vergleich der Probestellenpaare untereinander ist nicht möglich, da die Paare zu unterschiedlichen Tageszeiten untersucht wurden.

Tab. V-4: Im Rahmen des Teilprojektes V an den Untersuchungsgewässern aufgenommene physikalisch-chemische Wasserparameter.

Meßparameter	Meßmethode
Ammonium	colorimetrisch
Nitrat	colorimetrisch
Nitrit	colorimetrisch
Orthophosphat	colorimetrisch
pH	Meßelektrode
Sauerstoff	Meßelektrode
Leitfähigkeit	Meßelektrode
Temperatur	Meßelektrode
Strömungsgeschwindigkeit	Driftkörpermethode

Neben den physikalischen und chemischen Parametern wurde mittels der installierten Schwebstoffsammler die Schwebstofffracht der Gewässer ermittelt. Das Volumen der nach einer

Woche im Sammelgefäß vorhandenen Sedimentmenge wurde hierbei im wasserüberstandenen Zustand abgeschätzt. Der angegebene Wert (ml Sediment/Woche) soll dabei als Anhaltspunkt zum Vergleich der Schwebstoff- und Trübstofffracht in den untersuchten Gewässern dienen.

2.5 Bewertung von Gewässerstruktur und -morphologie

Die Untersuchung der Morphologie- und Strukturparameter der Untersuchungsgewässer erfolgte über eine Einordnung der Gewässer in das Gewässerstruktur-Bewertungssystem des Nordrhein-Westfälischen Landesumweltamtes (LUA, 1999). Dieses Bewertungssystem stellt einen der zur Zeit in Deutschland am häufigsten verwendeten Strukturindices dar. Auch der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK) plant den Einsatz dieses Index bei zukünftigen regelmäßigen Gewässeruntersuchungen. Die im Index enthaltenen Morphologie- und Strukturparameter sind in Tabelle V-5 dargestellt. Die Einordnung der Untersuchungsgewässer in das Bewertungssystem erfolgte nach entsprechender Vorschrift vor Ort durch Sichtung und Abschätzung.

Tab. V-5: Morphologie- und Strukturparameter, die zur Berechnung des Gewässerstruktur-Bewertungssystem des Nordrhein-Westfälischen Landesumweltamtes (LUA, 1999) verwendet werden.

Hauptparameter	Einzelparameter	
1 Laufentwicklung	1	Laufkrümmung
	1.2	Krümmungserosion
	1.3 / 1.4	Längsbänke u. besondere Laufstrukturen
2 Längsprofil	2.1	Querbauwerke
	2.2	Verrohrung
	2.3	Rückstau
	2.4	Querbänke
	2.5 / 2.6	Strömungsdiversität u. Tiefenvarianz
3 Sohlenstruktur	3.1	Sohlensubstrat
	3.2	Sohlenverbau
	3.3	Substratdiversität
	3.4	Besondere Sohlenstrukturen
4 Querprofil	4.1	Profiltyp
	4.2	Profiltiefe
	4.3	Breitenerosion
	4.4	Breitenvarianz
	4.5	Durchlässe
5 Uferstruktur	5.1	Uferbewuchs
	5.2	Uferverbau
	5.3	Besondere Uferstrukturen
6 Gewässerumfeld	6.1	Flächennutzung
	6.2	Gewässerrandstreifen
	6.3	Schädliche Umfeldstrukturen

Der Anteil der Umlandnutzung wurde bestimmt, um die prozentuale Fläche von Wald, Acker, Weide und Siedlungen im Probestellenumland abschätzen zu können. Dabei wurde ein Halbkreis mit einem Radius von 1000 m oberhalb der Probestelle nach Kartenmaterial eingestuft.

Die Einteilung der Substrate und Sedimente des Sohlenmaterials erfolgte nach Rössert (1976). Tab. V-6 gibt den Anteil der einzelnen Fraktionen der Gewässersohlen während der Probenahmen an.

Die Angabe der Pflanzendeckung im Gewässer und der mit Laub, Zweigen oder Detritus bedeckten Gewässersohle erfolgte nach Schätzung in Prozent.

2.6 Berechnungen und Statistik

Die umfangreichen Arten- und gewässerbezogenen Daten wurden mit den Datenbankprogrammen Claris Filemaker® (Version 4.0) und MS Access® (Version 97) verwaltet. Die Bildung von Mittelwerten aus Einzeldaten erfolgte ebenfalls in diesen Programmen. Im Zuge von statistischen Vergleichen aufgenommener Parameter zwischen einzelnen Untersuchungsgewässern wurden, wenn nicht anders angegeben, Mittelwerte (arithmetisches Mittel) aus den Einzelmeßwerten der Untersuchungen des Jahres 1997 verwendet. Alle statistischen Tests wurden mit dem Programmpaket SPSS® durchgeführt. Mittelwertvergleiche von Parametern wurden mit dem t-Test für unabhängige Stichproben vorgenommen. Vorher wurden die Datensätze mittels Kolmogoroff-Smirnoff-Test auf Normalverteilung untersucht. Zum Vergleich von Probestellen in unterschiedlich genutztem Umland wurde der gepaarte t-Test angewandt, bei dem nicht die absoluten Werte der Probestellen, sondern die Differenzen zwischen den Probestellenpaaren ausgewertet werden. Die Toxizität_{Schwebstoffe}-Werte wurden, um Normalverteilung der Daten zu erreichen, vor dem statistischen Test logarithmiert. Im Zuge von Regressionen, für die einzelne Toxizität_{Schwebstoffe}-Werte logarithmiert wurden, wurde an Gewässer ohne jeden Nachweis von PSM ein Wert von 0,0001 (10^{-4}) vergeben, um ein Einbeziehen dieser Gewässer in die Regressionen mathematisch zu ermöglichen.

Tab. V-6: Klassifizierung der Sohlsubstrat

Sohlsubstrat	Substratart/Korngröße
Mudde	organisches Feinsediment
Ton / Lehm	Korngröße <0,1 mm
Sand	Korngröße <2 cm
Kies	Korngröße <6 cm
Stein	Korngröße ≥6 cm

2.6.1 Berechnung des Saprobienindex und der physikalisch-chemischen Belastungsstufen

Die Berechnung des Saprobienindex (Friedrich, 1990) ist ein seit vielen Jahren erprobtes Verfahren zur Beurteilung der Wasserqualität. Neben diesem biotischen Verfahren wurden physikalisch-chemischen Belastungsstufen nach Klee (1991) aus den regelmäßig ermittelten Konzentrationen von Ammonium, Nitrit, Nitrat, Phosphat und gelöstem Sauerstoff berechnet. Beide Verfahren dienen zur Überprüfung einer Vergleichbarkeit der Wasserqualität an den paarweise untersuchten Probestellen.

2.6.2 Berechnung der SR-Index Werte

Auf der Grundlage der in Abschnitt III aufgeführten Klassifizierung von Makroinvertebratenordnungen nach ihrer physiologischen Empfindlichkeit gegenüber organischen Substanzen und den dort angestellten Überlegungen zur Übertragbarkeit auf Verhältnisse ins Freiland (Abschnitt III, Kap. 4) wurde mit dem *Sensitivity Recovery Index* (im weiteren SR-Index) ein biologisches Bewertungssystem für die PSM-Belastung kleiner Fließgewässer angewendet. Das System ist im Abschnitt IV eingehend beschrieben.

3 Ergebnisse

3.1 Belastung der Untersuchungsgewässer mit Pflanzenschutzmitteln

Aus Abb. V-2 wird deutlich, daß sich die Probestellen mit unterschiedlicher Umlandnutzung deutlich hinsichtlich der Anzahl positiver PSM-Nachweise unterscheiden. Während an Probestellen mit integrierter Umlandnutzung insgesamt 46 Nachweise erfolgten, von denen 10 Insektizidfunde waren, konnten an Probestellen mit ökologischer Umlandnutzung oder Weidewirtschaft nur insgesamt 3 Nachweise gemacht werden, die sich alle auf das Fungizid Epoxiconazol beziehen.

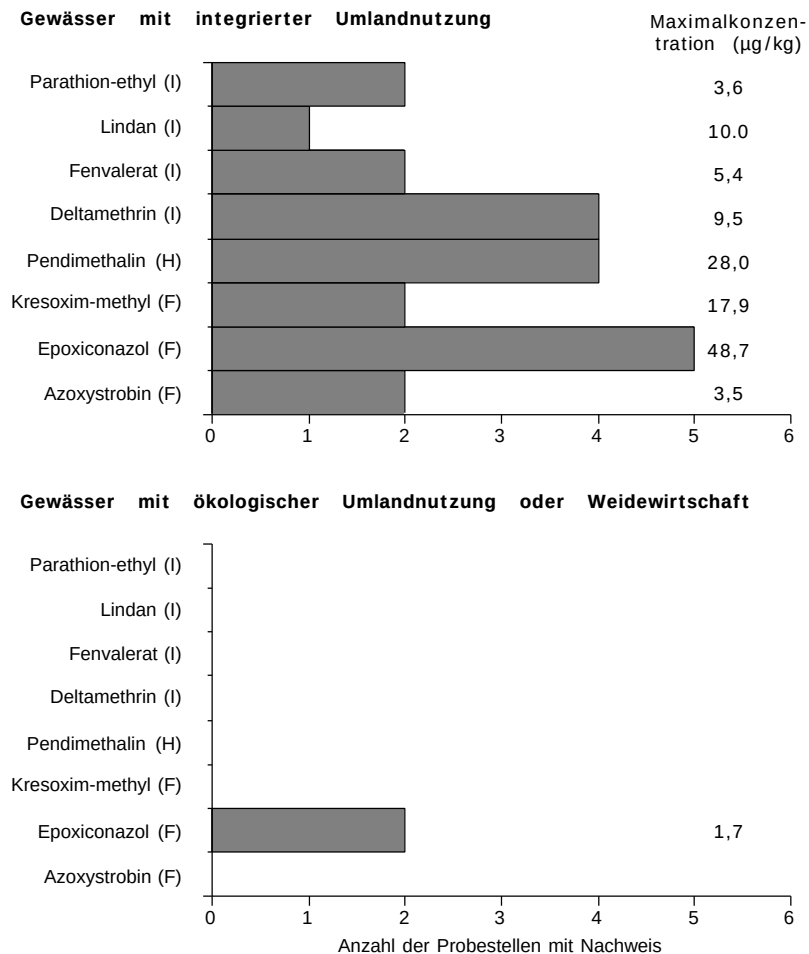


Abb. V-2: Anzahl der Probestellen mit Nachweis von PSM (I = Insektizide; H = Herbizide; F = Fungizide). Die Nachweisgrenzen sind in Kap. V-2.2.3 angegeben. Im rechten Teil der Abbildung ist für jeden Wirkstoff die maximal nachgewiesene Konzentrationen in suspendierten Partikeln angegeben. Datengrundlage: Schwebstoffwerte für PS 21 bis 34 (da diese PS in die Auswertungen unter Kap. V-3.4 eingehen) und Werte aus Hochwasserproben für PS 21 bis 26 (da nur diese Gewässer mit Hochwasserprobenehmern beprobt wurden). Eine vollständige Auflistung der nachgewiesenen Wirkstofffunde an allen Probestellen findet sich in Tab. V-7.

Tab. V-7 stellt für alle untersuchten Probestellen die nachgewiesenen Wirkstoffkonzentrationen in den suspendierten Schwebstoffen bzw. für die daraufhin untersuchten Probestellen auch in den Hochwasserproben dar. Die Maximalkonzentrationen variieren in einer weiten Spanne: Während an den PS 24 (i) und 34 (i) bis zu 10 µg/kg des Insektizides Lindan bzw. 9,5 µg/kg des Insektizides Deltamethrin zusammen mit zahlreichen anderen Wirkstoffen nachgewiesen werden konnten, wurde an anderen Probestellen, wie 22 (i) oder 36 (i) lediglich ein Herbizid- bzw. Fungizidnachweis erfolgen. In den Wasserproben wurde lediglich in einem Fall (PS 24 i) eine geringe Konzentration von 0,02 µg/L Lindan nachgewiesen, alle anderen Nachweise beziehen sich auf fungizide Wirkstoffe.

Tab. V-7: Auflistung der PSM-Wirkstoffnachweise in suspendierten Partikeln bzw. in Hochwasserproben an den untersuchten Probestellen (Umlandnutzung: i = integrierter Anbau; ö = ökologischer Anbau; w = Weidewirtschaft).

PS- Nummer	Umland- nutzung	PSM in suspendierten Partikeln (µg/kg); In Klammern: Anzahl der Nachweise							
		Azoxy- strobil	Epoxi- conazol	Kresoxim- methyl	Pendi- methalin	Delta- methrin	Fenvalerat	Lindan	Parathion- ethyl
21	ö	-	-	-	-	-	-	-	-
22	i	-	-	-	3,0 (1)	-	-	-	-
23	ö	-	-	-	-	-	-	-	-
24	i	-	24,5 (5)	-	28,0 (2)	8,0 (1)	-	10,0 (1)	-
25	w	-	-	-	-	-	-	-	-
26	i	-	48,7 (1)	17,9 (1)	5,1 (1)	-	-	-	-
27	w	-	1,7 (1)	-	-	-	-	-	-
28	i	-	1,5 (1)	-	-	3,6 (1)	-	-	-
29	w	-	-	-	-	-	-	-	-
30	i	3,5 (1)	14,0 (5)	-	7,0 (5)	-	5,4 (5)	-	2,4 (1)
31	w	-	-	-	-	-	-	-	-
32	i	-	-	-	-	4,6 (1)	-	-	-
33	ö	-	-	-	-	-	-	-	-
34	i	-	5,9 (1)	-	-	9,5 (1)	3,8 (1)	-	3,6 (1)
35	ö	-	-	-	-	-	-	-	-
36	i	-	13,3 (1)	-	-	-	-	-	-
37	ö	-	-	-	-	-	-	-	-
38	i	-	-	-	-	-	-	-	-
39	ö	-	-	-	-	-	-	-	-
40	i	-	-	-	-	-	-	-	-

PS- Nummer	Umland- nutzung	PSM in Hochwasserproben (µg/L); In Klammern: Anzahl der Nachweise			
		Azoxy- strobin	Epoxi- conazol	Kresoxim- methyl	Lindan
21	ö	-	-	-	-
22	i	-	-	-	-
23	ö	-	0,05 (2)	-	-
24	i	0,3 (1)	0,7 (3)	0,2 (1)	0,02 (1)
25	w	-	-	-	-
26	i	-	0,6 (1)	0,1 (1)	-

An zwei der insgesamt 10 untersuchten Gewässer mit ökologischer Umlandnutzung oder Weidewirtschaft wurden geringe Mengen Epoxiconazol in suspendierten Partikeln (1,7 µg/kg an PS 27 w) bzw. in Hochwasserproben (0,05 µg/L an PS 23 ö) nachgewiesen. Demgegenüber waren lediglich zwei der 10 untersuchten Gewässer mit integrierter Umlandnutzung hinsichtlich der untersuchten Wirkstoffe belastungsfrei.

In Tab. V-8 sind die Ergebnisse der PSM-Analysen im Vergleich für die Probestellenpaare mit unterschiedlicher Umlandnutzung zusammengefaßt. Es zeigt sich, daß sowohl hinsichtlich der Anzahl der PSM-Nachweise pro Probestelle als auch hinsichtlich der aus den Funden nach Angaben in Kap. V-2.2.4 berechneten Toxizität ein signifikanter Unterschied zwischen den Probestellen mit unterschiedlicher Umlandnutzung existiert.

Tab. V-8: Mittelwerte $\pm$ Standardfehler von Kenngrößen der PSM-Belastung; Mittlere Anzahl der PSM-Nachweise je Probestelle und Toxizität der Belastung. Die Toxizität wurde wie in Kap. V-2.2.4 beschrieben berechnet. Signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$) wurden mit dem gepaarten T-Test berechnet. Datengrundlage: Gewässer 21 bis 34, je sieben ö/w-Probestellen und sieben i-Probestellen.

Parameter	Ökologisch/ Weidewirtschaft	Integrierter Anbau	Signifikanter Unterschied
Anzahl der PSM-Nachweise (n)	0,29 $\pm$ 0,18	5,57 $\pm$ 2,1	p = 0,001
Toxizität (log)	-3,98 $\pm$ 0,01	-0,12 $\pm$ 0,35	p < 0,001

3.2 Struktur- und Umlandparameter

In Tab. V-9 sind die morphologischen Kennwerte, Umlandparameter und Sohlstrukturwerte der Gewässer mit unterschiedlicher Umlandnutzung zusammengefaßt. Signifikante Unterschiede ergaben sich bei der Gerinnetiefe und Gewässerbreite, die jeweils bei den Gewässern mit integrierter Umlandnutzung höher ist. Die absoluten Unterschiede sind jedoch gering und hinsichtlich der Gewässertiefe konnte beispielsweise kein signifikanter Unterschied festgestellt

werden. Auch die Strömungsgeschwindigkeiten unterscheiden sich nicht in Abhängigkeit von der Umlandnutzung.

Desweiteren bestehen signifikante Unterschiede in der Nutzungsstruktur im weitergefaßten Einzugsgebiet, die durch die Auswahl der Probestellen und das Versuchsdesign vorbestimmt sind. So ist der Weideanteil bei den ö/w-Probestellen höher und der Ackeranteil bei den i-Probestellen höher. Das probestellennahe Einzugsgebiet (100 m bachaufwärts) weist jedoch keine signifikanten Unterschiede in der Nutzungsform auf, obgleich auch hier Unterschiede in den absoluten werten vorhanden sind. Die Hangneigung ist insgesamt betrachtet an den ö/w-Probestellen signifikant höher als an den i-Probestellen.

Hinsichtlich der Sohlstruktur, die für die Ausprägung der Gemeinschaft von hoher Bedeutung ist, konnte lediglich bei dem Anteil Laub/Zweige mit 14% in ö/w-Probestellen ein signifikanter Unterschied zu 9% bei den i-Probestellen gemessen werden. Die Konrgrößenverteilung des Substrates und der Anteil an Makrophyten weisen kaum Unterschiede in Abhängigkeit von der Umlandnutzung auf.

Der Strukturgüteindex nach LUA (1999) ist hinsichtlich des Zahlenwertes an den i-Probestellen signifikant schlechter als an den ö/w-Probestellen. Bei beiden Gewässergruppen ist die Gesamteinstufung jedoch Güteklasse 4, "deutlich beeinträchtigt". Es handelt sich, wie auch durch das Design der Studie vorgegeben, generell um anthropogen beeinflusste (Begradigung, Ausbau, Unterhaltung) Gewässer in der landwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaft.

Tab. V-9: Mittelwerte $\pm$ Standardfehler der Charakterisierung von Morphologie, Umland und Sohlstruktur sowie Angabe der Gewässerstrukturgüte nach (LUA, 1999). Signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$) wurden mit dem gepaarten T-Test berechnet. Datengrundlage: Gewässer 21 bis 34, je sieben ö/w-Probestellen und sieben i-Probestellen.

Parameter	Ökologisch/ Weidewirtschaft	Integrierter Anbau	Signifikanter Unterschied
Morphologie			
Gerinnebreite oben (cm)	259 $\pm$ 33	350 $\pm$ 27	ns
Gerinnetiefe (cm)	50 $\pm$ 4	113 $\pm$ 13	$p = 0,003$
Gewässerbreite (cm)	86 $\pm$ 15	139 $\pm$ 23	$p = 0,002$
Gewässertiefe (cm)	11 $\pm$ 2	15 $\pm$ 2	ns
Strömung (m/s)	0,28 $\pm$ 0,07	0,28 $\pm$ 0,07	ns
Umland			
Einzugsgebiet 1000 m bachaufwärts			
Wald (%)	31 $\pm$ 5	6 $\pm$ 2	$p = 0,004$
Weide (%)	52 $\pm$ 11	15 $\pm$ 6	$p = 0,032$
Ackerbau (%)	24 $\pm$ 11	75 $\pm$ 8	$p = 0,009$
Siedlung, Straße (%)	1 $\pm$ 1	5 $\pm$ 3	ns
Einzugsgebiet 100 m bachaufwärts			
Weide (%)	75 $\pm$ 14	29 $\pm$ 10	ns
Getreide (%)	25 $\pm$ 14	57 $\pm$ 7	ns
Ackerbau (%)	25 $\pm$ 14	68 $\pm$ 9	ns
Ackerrandstreifen (m)	3,3 $\pm$ 0,7	1,9 $\pm$ 0,3	ns
Hangneigung im Umland (%)	4,9 $\pm$ 1,5	1,4 $\pm$ 0,4	$p = 0,033$
Gehölzsaum (%)	59 $\pm$ 17	49 $\pm$ 16	ns
Beschattung (%)	62 $\pm$ 11	54 $\pm$ 11	ns
Sohlstruktur			
Mudde (%)	12 $\pm$ 5	9 $\pm$ 4	ns
Ton/Lehm (%)	21 $\pm$ 8	24 $\pm$ 8	ns
Sand (%)	40 $\pm$ 13	37 $\pm$ 10	ns
Kies (%)	16 $\pm$ 6	19 $\pm$ 6	ns
Stein (%)	11 $\pm$ 6	11 $\pm$ 4	ns
Laub, Zweige (%)	14 $\pm$ 5	9 $\pm$ 4	$p = 0,032$
Wurzelwerk (%)	0,5 $\pm$ 0,4	0,5 $\pm$ 0,5	ns
Emerse Pflanzen (%)	25 $\pm$ 12	21 $\pm$ 11	ns
Freier Bodengrund (%)	60 $\pm$ 10	69 $\pm$ 10	ns
Gewässerstrukturgüteindex NRW			
Klasse	3,6 $\pm$ 0,5	4,4 $\pm$ 0,4	$p = 0,007$
Definition	deutlich beeinträchtigt	deutlich beeinträchtigt	-

3.3 Schwebstofffracht und physikalisch-chemische Meßparameter

Im folgenden sind die Ergebnisse der Messungen physikalisch-chemischer Wasserparameter (n = 4 Messungen je Probestelle) und der Schwebstofffracht (n = 10-12 Messungen je Probestelle bzw. n = 2 für PS 25 und 26) zusammengefaßt (Tab. V-10). Lediglich für den Nitratgehalt konnte ein signifikanter Unterschied festgestellt werden, der absolute Unterschied und das absolute Niveau der Meßwerte ist jedoch wiederum sehr gering. Generell läßt sich jedoch eine vermutlich aus der Düngung resultierende erhöhte Stickstoff- und Phosphatbelastung feststellen. Es ist festzustellen, daß auch die physikalisch-chemische Belastungsstufe nach Klee (1991) sich in Abhängigkeit von der Umlandnutzung nicht unterscheidet. Potentiell toxische Stickstoffkomponenten wie Nitrit oder Ammonium liegen in geringen Konzentrationsbereichen, bei denen keine Effekte auf die Gemeinschaft zu erwarten sind (vgl. auch Abschnitt VII). Insgesamt betrachtet liegen alle physikalisch-chemischen Wasserparameter in einem Bereich, der nicht auf besondere Belastungen schließen läßt und insofern auch die Gemeinschaften vermutlich nicht direkt beeinflußt.

Tab. V-10: Mittelwerte $\pm$ Standardfehler der Messungen physikalisch-chemischer Parameter sowie Angabe der physikalisch-chemischen Belastungsstufe nach Klee (1991) und der Schwebstofffracht im Gewässer. Signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$) wurden mit dem gepaarten T-Test berechnet. Datengrundlage: Gewässer 21 bis 34, je sieben ö/w-Probestellen und sieben i-Probestellen.

Parameter	Ökologisch/ Weidewirtschaft	Integrierter Anbau	Signifikanter Unterschied
Nitrit (mg/L)	0,06 $\pm$ 0,04	0,1 $\pm$ 0,04	ns
Nitrat (mg/L)	2,8 $\pm$ 0,6	7,4 $\pm$ 1	p = 0,001
Ammonium (mg/L)	0,02 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,02	ns
Ortho-Phosphat (mg/L)	0,1 $\pm$ 0,04	0,14 $\pm$ 0,04	ns
pH-Wert	8,1 $\pm$ 0,2	8,4 $\pm$ 0,1	ns
Sauerstoffsättigung (%)	97 $\pm$ 7	111 $\pm$ 4	ns
Sauerstoffgehalt (mg/L)	10,2 $\pm$ 0,7	11,7 $\pm$ 0,4	ns
Temperatur (°C)	12,2 $\pm$ 0,5	12,7 $\pm$ 0,3	ns
Leitfähigkeit (μ S/cm)	723 $\pm$ 125	684 $\pm$ 55	ns
Phys.-chem. Belastungsstufe	1,25 $\pm$ 0,08	1,37 $\pm$ 0,1	ns
Schwebstofffracht (ml/Woche)	142 $\pm$ 38	134 $\pm$ 43	ns

Die Schwebstofffracht weist ebenfalls keinen signifikanten Unterschied auf, sie ist an den ö/i-Probestellen absolut gesehen sogar leicht höher als an den i-Probestellen. Hieraus läßt sich folgern, daß hinsichtlich der Sedimenteinträge und -transportvorgänge für die

Untersuchungsgewässer vermutlich keine erheblichen Unterschiede vorliegen.

In Abb. V-3 ist die Schwebstofffracht für die einzelnen Probestellen dargestellt. Es wird deutlich, daß die Werte über einen relativ weiten Bereich variieren und daß es keine einheitlichen Unterschiede in Abhängigkeit von der Umlandnutzung gibt.

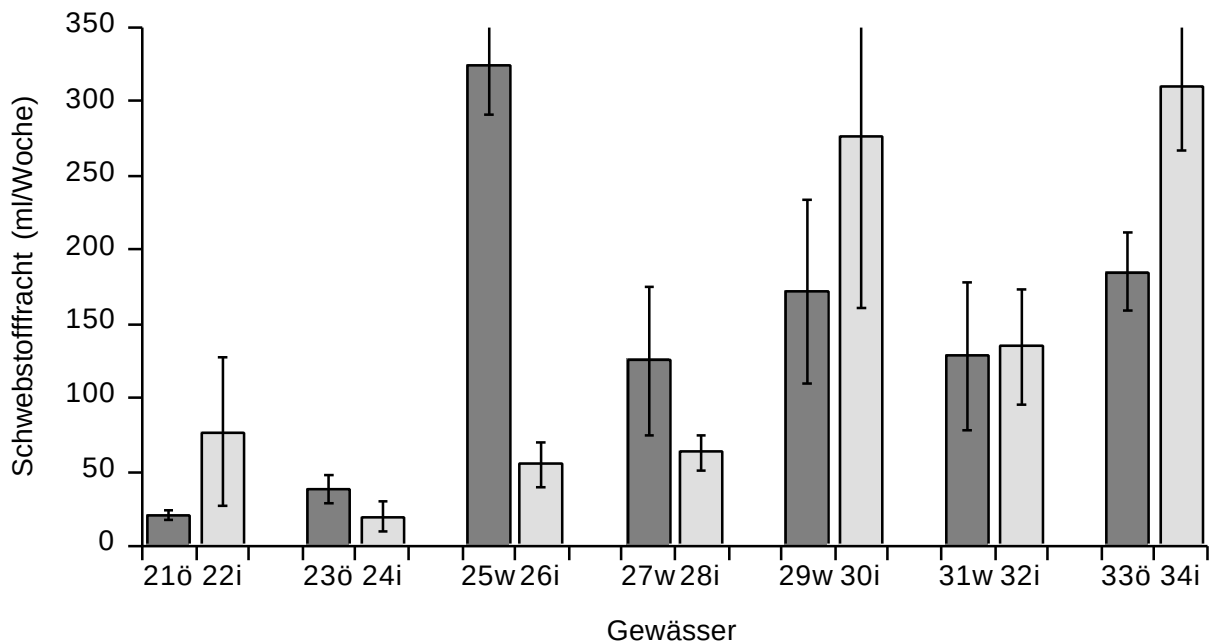


Abb. V-3: Mittelwerte und Standardfehler der Schwebstofffracht im paarweisen Vergleich der Untersuchungsgewässer (dunkel: ö/w-Probestellen; hell: i-Probestellen).

3.4 Beschreibung der Zönosen-Zusammensetzung

3.4.1 Allgemeine Kennwerte der Gemeinschaft

In Tab V-11 sind allgemeine Kenngrößen der aquatischen Wirbellosengemeinschaft in den Gewässern mit unterschiedlicher Umlandnutzung dargestellt. Es zeigt sich, daß sowohl hinsichtlich der mittleren Artenzahl als auch hinsichtlich des Saprobienindex kein signifikanter Unterschied besteht. Letzteres deutet an, daß die Umlandnutzung bei den untersuchten Probestellen keinen Einfluß auf die Belastung mit biologisch abbaubaren organischen Substanzen hat. Außerdem kann aber auch gefolgert werden, daß es keinen Gemeinschaftsunterschied in den

Paaren von Untersuchungsgewässern gibt, der auf Belastungen durch biologisch abbaubare organische Substanzen zurückzuführen ist.

Tab. V-11: Mittelwerte $\pm$ Standardfehler der Artenzahl und des Saprobienindex. Signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$) wurden mit dem gepaarten T-Test berechnet. Datengrundlage: Gewässer 21 bis 34, je sieben ö/w-Probestellen und sieben i-Probestellen. ns = nicht signifikant.

Parameter	Ökologisch/ Weidewirtschaft	Integrierter Anbau	Signifikanter Unterschied
Mittlere Artenzahl	38,2 $\pm$ 2,3	36,2 $\pm$ 2,1	ns
Saprobienindex nach DIN	1,87 $\pm$ 0,11	1,94 $\pm$ 0,09	ns

3.4.2 Gemeinschaftsunterschiede in Abhängigkeit von der Umlandnutzung

Im folgenden werden Unterschiede in der Zusammensetzung der Artengemeinschaften in Abhängigkeit von der Umlandnutzung dargestellt (Abb. V-4). Hierfür wurde der SR-Index, wie in Abschnitt IV beschrieben, berechnet. Es zeigt sich, daß bei allen sieben Probestellenpaaren der SR-Index an der i-Probestelle höher ist als an der entsprechenden ö/w-Probestelle. Das heißt, daß die Gemeinschaftsstrukturen an den jeweiligen i-Probestellen eher durch weniger sensitive und an kurzfristige Störungen angepaßte Arten dominiert werden. Dieser Unterschied im SR-Index, der im Mittel bei 0,24 liegt, erwies sich im gepaarten T-Test als signifikant ($p = 0,031$).

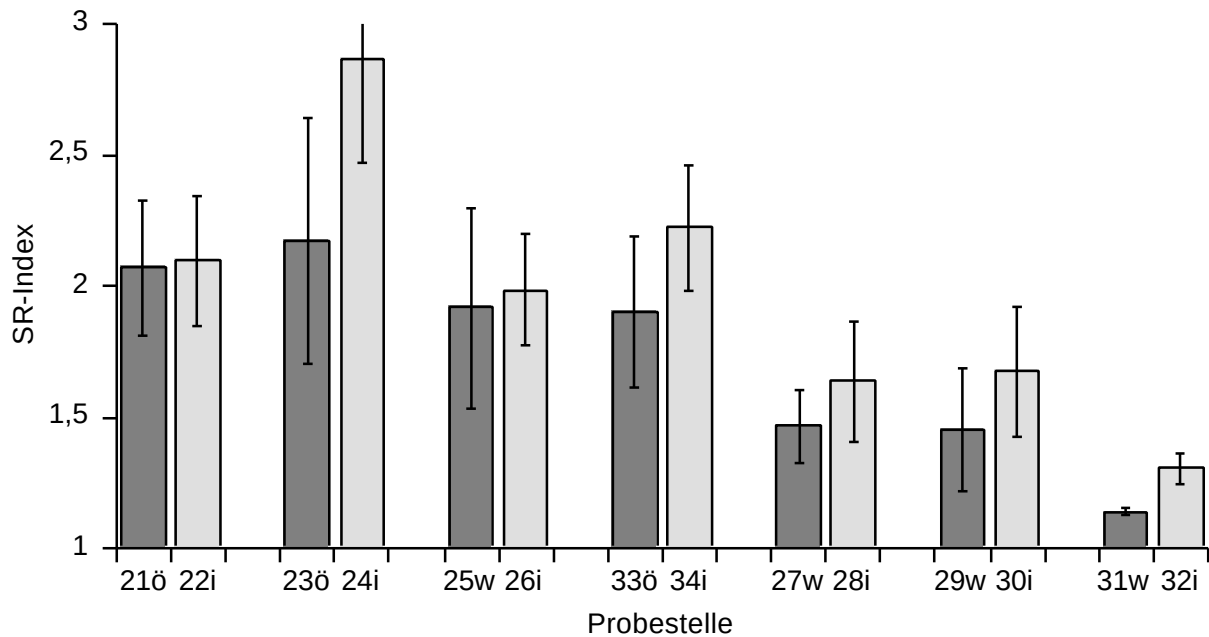


Abb. V-4 Mittelwerte und Standardfehler des SR-Index im paarweisen Vergleich der Untersuchungsgewässer (dunkel: ö/w-Probestellen; hell: i-Probestellen). i-Probestellen weisen über alle Probestellenpaare betrachtet einen signifikant schlechteren SR-Index auf als ö/w-Probestellen ($p = 0,031$).

Es zeigt sich jedoch auch, daß erhebliche Unterschiede im absoluten Niveau des SR-Index vorhanden sind. Ein wesentlicher Grund hierfür liegt im Gewässercharakter; schneller fließende Gewässer mit größerem Substrat (Berglandgewässer, vgl. Kap. 2.1) weisen generell einen geringeren Index auf als langsamer fließende Gewässer mit feinerem Substrat (Flachlandgewässer, vgl. Kap. 2.1). Auf diesen Aspekt wird in Kap. 3.4.4 näher eingegangen.

3.4.3 Differenzierung für ökologische Umlandnutzung und extensive Weidewirtschaft

Die Unterschiede im SR-Index sind in Abb. V-5 differenziert für ö/i- und w/i-Probestellenpaare dargestellt. In beiden Fällen ergibt sich ein schlechterer Indexwert an den Probestellen mit integrierter Landnutzung, der Unterschied ist jedoch nur für den w/i-Vergleich signifikant ($p = 0,02$).

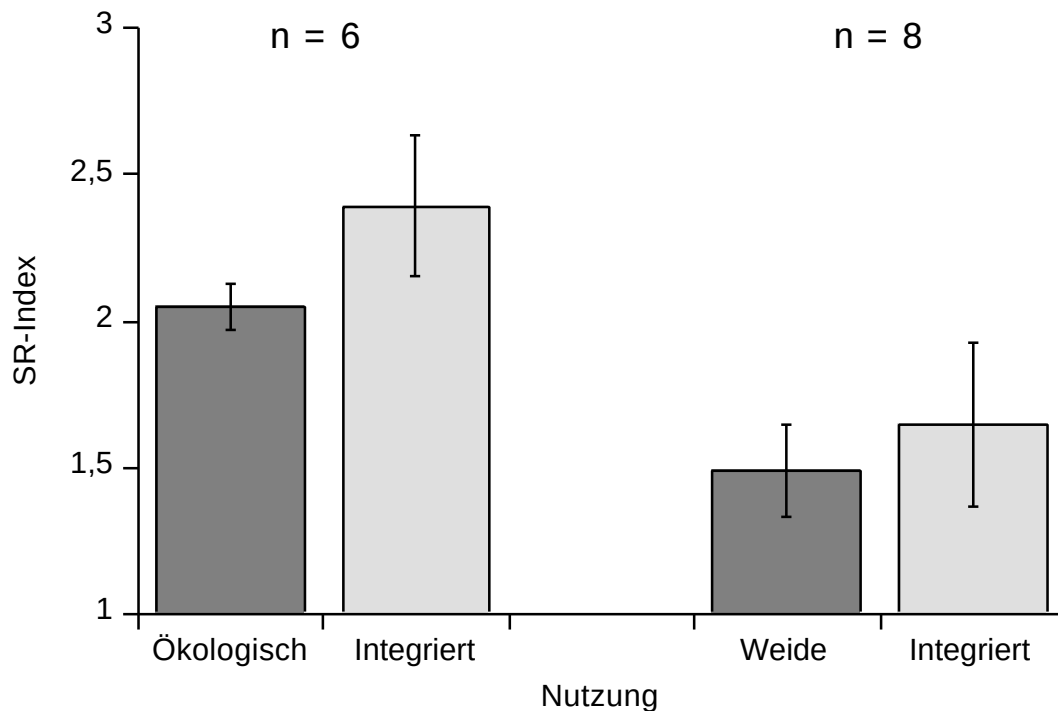


Abb. V-5: Mittelwerte und Standardfehler des SR-Index im paarweisen Vergleich der Untersuchungsgewässer (dunkel: ö/w-Probstellen; hell: i-Probstellen), wobei zwischen den Probstellenpaaren ö/i und w/i differenziert wurde. Die w-Probstellen weisen gegenüber den entsprechenden i-Probstellen einen signifikant besseren SR-Index auf (gepaarter T-Test; $p = 0,02$).

3.4.4 Einfluß der Höhenlage der Gewässer

Es wurde bereits erwähnt, daß sich die SR-Werte in Abhängigkeit vom Gewässercharakter erheblich unterscheiden. Dieser Zusammenhang ist in Abb. V-6 dargestellt, in der die SR-Werte für Gewässer im Bergland bzw. Flachland differenziert wurden. Wiederum sind die SR-Werte an Probstellen mit integrierter Umlandnutzung schlechter als an solchen mit ökologischer Umlandnutzung oder Weidewirtschaft, wobei dieser Unterschied nur für die Probstellen im Bergland signifikant ist ($p = 0,01$).

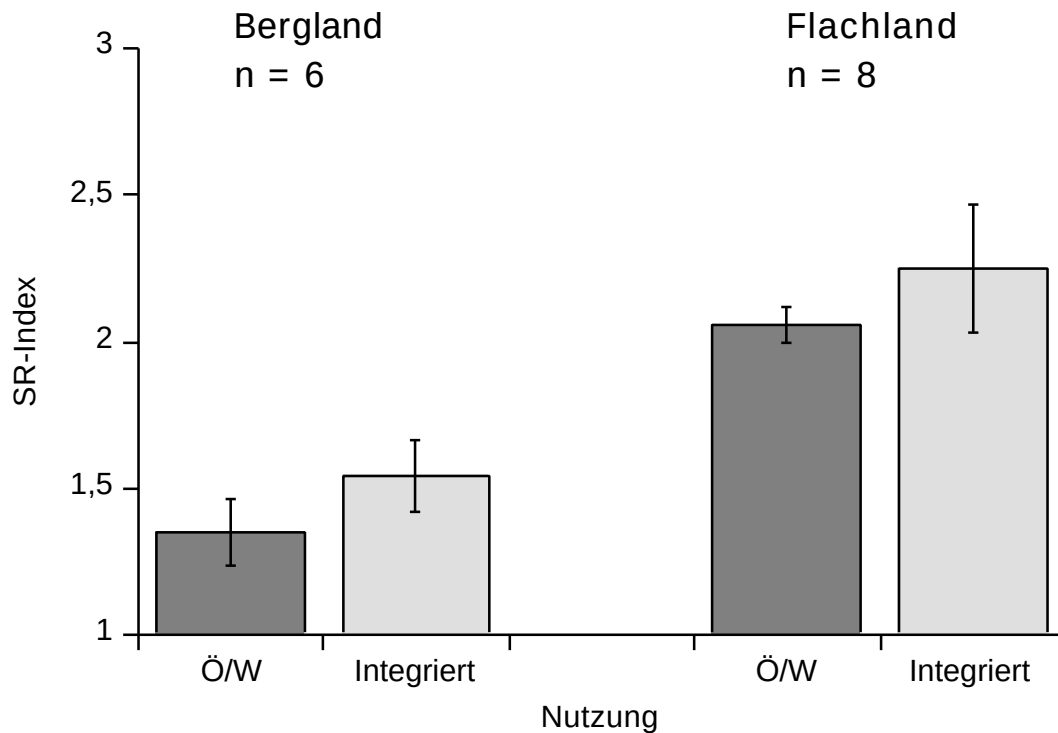


Abb. V-6: Mittelwerte und Standardfehler des SR-Index im paarweisen Vergleich der Untersuchungsgewässer (dunkel: ö/w-Probestellen; hell: i-Probestellen), wobei zwischen den Probestellenpaaren im Bergland und im Flachland differenziert wurde. Die ö/w-Probestellen im Bergland weisen gegenüber den entsprechenden i-Probestellen einen signifikant besseren SR-Index auf (gepaarter T-Test; $p = 0,01$).

Es kann jedoch ein Unterschied von mehr als 0,5 im SR-Index zwischen Bergland und Flachland festgestellt werden. Dies macht den Einfluß der Faktoren Strömung und Substratstruktur auf die Zusammensetzung der Zönose deutlich.

3.4.5 Ergänzende Ergebnisse

In Abb. V-7 sind die Ergebnisse zum SR-Index für drei weitere Probestellenpaare aufgeführt, die aus verschiedenen Gründen nicht mit in die reguläre Auswertung einbezogen werden konnten. PS 35ö ist während der Untersuchungszeit ausgetrocknet, wodurch sich vermutlich auch der im Vergleich zu PS 36i schlechtere SR-Index erklären läßt. Bei den beiden Probestellenpaaren 37/38 und 39/40 konnten weder an der ö- noch an der i-Probestelle PSM nachgewiesen werden. Dies liegt vermutlich an der geringen Anwendungsintensität und ggf. auch an Unterschieden im eingesetzten und analysierten Wirkstoffspektrum. Trotzdem zeigen beide Probestellenpaare jeweils einen schlechteren SR-Index an der Probestelle mit integrierter Umlandnutzung. Wie in Teilprojekt VIII dargestellt, können auch geringe PSM-Konzentrationen unter der Nachweisgrenze bereits einen einfluß auf die Gemeinschaften haben.

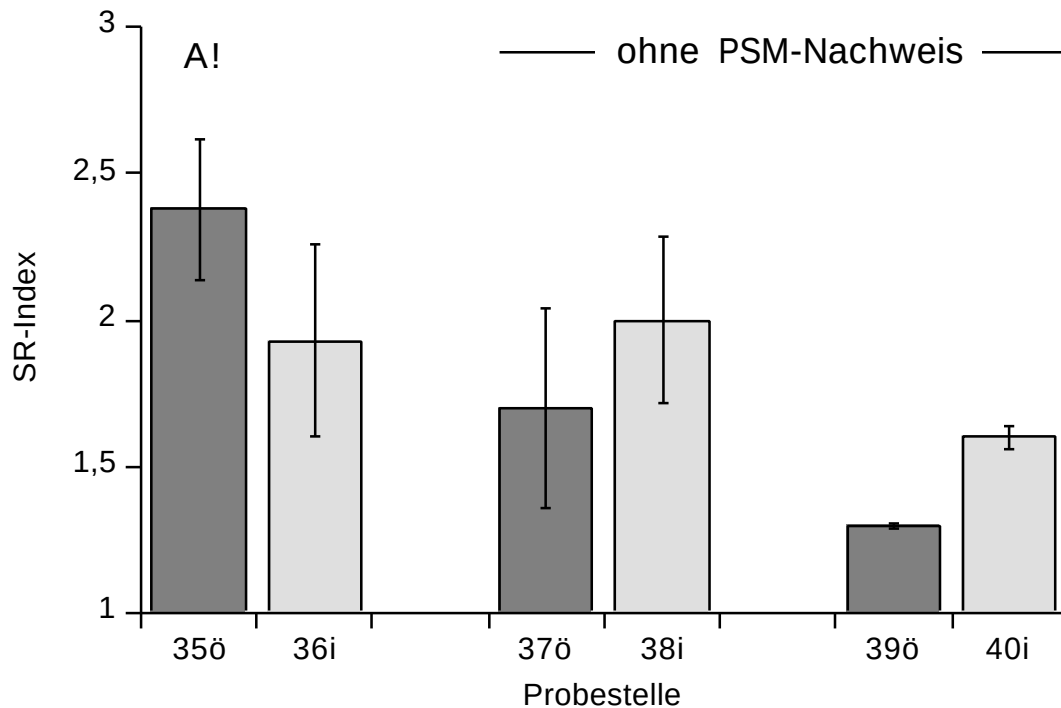


Abb. V-7: Mittelwerte und Standardfehler des SR-Index im paarweisen Vergleich der Untersuchungsgewässer (dunkel: ö/w-Probestellen; hell: i-Probestellen), die nicht in die bisher dargestellten Auswertungen einbezogen wurden. Probestelle 35 trocknete aus (A!) und an den PS 37 bis 40 konnten keinerlei PSM-Wirkstoffe nachgewiesen werden.

4 Diskussion

4.1 Unterschiede in der PSM-Belastung der Gewässer

Die Ergebnisse zeigen, daß sich die PSM-Belastung der Untersuchungsgewässer in Abhängigkeit von der Umlandnutzung deutlich unterscheidet. Probestellen mit ökologischer Umlandnutzung oder Weidewirtschaft sind nur in Einzelfällen mit PSM belastet, während Probestellen mit integrierter Umlandnutzung bis auf wenige Ausnahmen durchweg belastet sind.

Dieser Sachverhalt ist nicht überraschend, bedenkt man die Unterschiede im Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel, die mit den verschiedenen Anbauformen assoziiert sind (Unwin, 1990). Bei der Untersuchung zahlreicher Gewässereinzugsgebiete in Südschweden konnten Kreuger &

Brink (1988) ebenfalls zeigen, daß ein positiver Zusammenhang zwischen dem Landwirtschaftsanteil im Einzugsgebiet und der PSM-Belastung in Gewässern besteht. Altenburger *et al.* (1993) leiteten aus Modellrechnungen unter Verwendung von PSM-Anwendungsdaten und physikochemischen Substanzeigenschaften ab, daß mit zunehmender landwirtschaftlicher Emission auch das Potential für PSM-Vorkommen in Gewässern ansteigt.

Am häufigsten wurde das Fungizid Epoxiconazol nachgewiesen, was durch die vergleichsweise hohen Aufwandmengen bei dieser Substanzklasse und die zunehmende Bedeutung des Fungizideinsatzes in der Landwirtschaft der BRD zu erklären sein könnte (Hildebrandt *et al.*, 1991).

Wie in Kap. V-2.2.3 deutlich gemacht wurde, kann das Untersuchungsjahr 1997 als ein Jahr mit geringem Insektizideinsatz infolge eines geringen Schaderregerpotentials eingestuft werden. Die maximalen Belastungswerte für Insektizide in suspendierten Schwebstoffen betrugen 9,5 µg/kg Deltamethrin und 10 µg/kg Lindan. In anderen Untersuchungen konnten teilweise wesentlich höhere Belastungswerte gemessen werden. So wurde Parathion-ethyl beispielsweise in Konzentrationen bis zu 51 µg/kg und Fenvalerat bis zu 302 µg/kg nachgewiesen (Cooper, 1991; House *et al.*, 1992; Liess *et al.*, 1999; Schulz *et al.*, 1998). In Wasserproben lagen die Maximalkonzentrationen an Insektiziden bei 0,02 µg/L Lindan. Für Parathion-ethyl fanden Aufseß *et al.* (1989) Werte bis zu 83 µg/L, andere Studien erbrachten Maximalkonzentrationen von bis zu 6 µg/L für dieses Insektizid (Liess *et al.*, 1999; Schulz *et al.*, 1998). Bei Fenvalerat konnten ebenfalls bis zu 6 µg/L als kurzzeitige Peakkonzentrationen während Runoff gemessen werden (Liess *et al.*, 1999; Schulz & Liess, 1999b).

Insgesamt geben die hier dargestellten Ergebnisse aber deutliche Hinweis für einen Einfluß der landwirtschaftlichen Nutzungsform auf die PSM-Belastung und für die Tatsache, daß eine ökologische Umlandnutzung geringere PSM-Konzentrationen in den angrenzenden Oberflächengewässern zur Folge hat.

4.2 Unterschiede in anderen abiotischen Parametern

In den Kap. 3.2 und 3.3 wurden die Ergebnisse der Messungen weiterer abiotischer Parameter dargestellt. Es zeigte sich, daß in den wesentlichen Merkmalen, wie Strömungsgeschwindigkeit, Sohlsubstrat, strukturelle Ausstattung der Sohle und chemisch-physikalische Wasserparameter entweder keine Unterschiede in Abhängigkeit von der Umlandnutzung existieren bzw. daß diese Unterschiede hinsichtlich der absoluten Werten sehr gering sind. Der einzige Unterschied in der strukturellen Ausstattung der Sohle war beispielsweise ein Wert von durchschnittlich 14% Bodendeckung mit Laub bzw. Zweigen an den ö/w-Probestellen gegenüber 9% an den i-Probestellen. Bei Nitrat stand ein Durchschnittswert von 2,8 mg/L an den ö/w-Probestellen einem Wert von 7,4 mg/L an den i-Probestellen gegenüber. Es kann davon ausgegangen werden, daß

diese Unterschiede keinen Einfluß auf die Ausprägung der Gemeinschaften haben.

Auch bei den Schwebstofffrachten lagen keine systematischen Unterschiede in Bezug zur Umlandnutzung vor, obgleich in anderen Studien festgestellt werden konnte, daß z.B. bei organischem Landbau ein geringeres Potential für Bodenerosion vorliegt (Siegrist *et al.*, 1998). Nach Cooper (1987) können sich hohe Sedimenteinträge aus der Landwirtschaft negativ auf die aquatische Wirbellose auswirken und stellen insofern einen potentiellen Einflußfaktor dar (vgl. auch Abschnitt VII).

4.3 Unterschiede in den Wirbellosen-Gemeinschaften

4.3.1 PSM als Ursache

Der SR-Index war an Probestellen mit integrierter Umlandnutzung signifikant gegenüber Probestellen mit ökologischer Umlandnutzung oder Weidewirtschaft erhöht. Dies deutet auf eine Störung der Gemeinschaften hin, die sich in einer verringerten physiologischen Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffen und in einer Abnahme von Arten mit längeren Generationszyklen ausdrückt (vgl. Abschnitt IV). Hinsichtlich der Artenzahl ergaben sich jedoch keine Unterschiede in den Probestellenpaaren. Ähnliche Zusammenhänge konnten Quinn *et al.* (1997) bei einer Untersuchung von Mittelgebirgsgewässern in Neuseeland mit Wald oder Weideland als vorherrschende Umlandnutzung zeigen. Während die Artenzahlen etwa gleich waren, zeigten sich Unterschiede in der Gemeinschaftszusammensetzung: In Weidegewässern waren mehr Individuen abundant, da mehr Chironomiden und Schnecken vorkamen, dafür konnten mehr Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen in Waldgewässern gefunden werden.

Eine mögliche Ursache für diese Unterschiede in der Gemeinschaft stellt die PSM-Belastung dar, da diese sich, wie bereits ausgeführt, in Abhängigkeit von der Umlandnutzung deutlich unterscheidet. Hinweise für negative Einflüsse von PSM-Belastungen auf aquatische Wirbellose in Fließgewässern liegen aus anderen Untersuchungen vor (Leland & Fend, 1998; Leonard *et al.*, 2000; Liess & Schulz, 1999; Werner *et al.*, 2000).

Inwiefern die nachgewiesenen Wirkstoffkonzentrationen sich direkt negativ auf die Gemeinschaften auswirken, ist schwer zu beurteilen. Der direkte Einfluß der schwebstoffassoziierten Belastung wird durch Adsorption, die mit einer Verringerung der Bioverfügbarkeit gekoppelt ist, reduziert. Untersuchungen mit Köcherfliegenlarven und freilandtypischen Kontaminationsszenarien zeigen jedoch, daß auch schwebstoffassoziierte Insektizidbelastungen sich negativ auf das Überleben und die Entwicklung auswirken (Schulz & Liess, 2001). Außerdem wird die tatsächliche und für die Organismen relevante Belastung im Gewässer vermutlich höher gelegen haben, als sich aus den Meßwerten in Schwebstoffen ergibt. Da Hochwasserproben nur an sehr wenigen Probestellen untersucht wurden, läßt sich z.B. über

die Belastung der Wasserphase während Runoffereignissen keine quantitative Aussage machen. Mehrjährige Vergleiche der Belastung von Wasserproben und suspendierten Partikeln haben jedoch gezeigt, daß höhere Belastungen in Schwebstoffen dann auftreten, wenn zumindest kurzzeitig auch höhere PSM-Belastungen in der Wasserphase während Runoffereignissen meßbar sind (Liess *et al.*, 1996). Somit kann angenommen werden, daß bei den höheren Schwebstoffbelastungswerten an Gewässern mit integrierter Umlandnutzung auch kurzzeitige Peaks in der Belastung der Wasserphase aufgetreten sind, die sich dann negativ auf die Wirbellosen auswirken können (Liess & Schulz, 1999; Schulz & Liess, 1999a). Untersuchungen in Mikrokosmen haben gezeigt, daß bereits sehr kurze Expositionszeiten (1 h) chronische Auswirkungen auf sensible Trichopterenlarven haben (Liess & Schulz, 1996; Schulz & Liess, 2000).

Selbst anhand von Untersuchungen aus dem Freiland läßt sich nur bedingt ein lückenloser Beweis für die Verantwortung von PSM-Belastungen bei der Veränderung von aquatischen Lebensgemeinschaften führen. Zu viele weitere Parameter bestimmen das Vorkommen von Arten in Fließgewässern, nicht zuletzt auch andere anthropogen verursachte Änderungen der abiotischen Bedingungen (siehe z.B. Higler & Repko, 1981). Da Zusammenhänge zu anderen Faktoren weniger stark ausgeprägt sind, ist eine Auswirkung der unterschiedlichen PSM-Belastung auf die Gemeinschaftszusammensetzung nach den vorliegenden Daten jedoch sehr wahrscheinlich.

4.3.2 Höhenlage als Ursache

Es konnte gezeigt werden, daß die Höhenlage eines Gewässers, ausgedrückt als Strömung und Sohlsubstratkörnung, die Ausprägung des SR-Index beeinflusst. In Berglandgewässern lag der SR-Index um ca. 0,5 Einheiten niedriger als an Probestellenpaaren im Flachland. Dieser Unterschied ist größer als der Unterschied, der durch die Landnutzungsformen im Umland hervorgerufen wird. Dies zeigt die wichtige Bedeutung und Notwendigkeit, die in einer weiteren Definition und Analyse lokaler Leitbildgewässer und Anpassungen des SR-Indexsystems an solche Leitbildgewässer liegt. Es ist gut nachvollziehbar, daß höhenlagebedingte Unterschiede in der Gemeinschaftsstruktur, wie eine Zunahme von Ephemeropteren- oder Plecopterenarten, sich auch im SR-Index niederschlägt.

4.4 Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen von Abschnitt V

Aus den Ergebnissen dieses Teilprojektes können folgende Schlußfolgerungen gezogen werden:

- Σ Unterstützend zu den Ergebnissen aus Teilprojekt IV weisen auch diese Ergebnisse deutlich auf einen negativen Einfluß von PSM-Belastungen in Fließgewässern auf aquatische

Lebensgemeinschaften hin.

- Σ Die Landnutzungsform hat einen wichtigen Einfluß auf die PSM-Belastung angrenzender Gewässer. Insofern wird eine geänderte Landnutzung auch zu einer Reduktion der PSM-Einträge in Oberflächengewässer führen.
- Σ Es lassen sich negative Beeinflussungen der Lebensgemeinschaften bei unterschiedlicher Umlandnutzung festmachen. Hierfür ist nach den vorliegenden Ergebnissen in wesentlichem Maße die PSM-Belastung verantwortlich, ihr Einfluß wird jedoch von anderen Faktoren, wie z.B. der Höhenlage der Gewässer überlagert.

5 Literatur

- Altenburger, R., W. Boedecker, M. Faust & L.H. Grimme, 1993. Comparative hazard identification for pesticides: interrelations between physico-chemical properties, tonnages and occurrence in surface waters. *Science of the Total Environment Supplement* 1633-1654.
- Aufseß, G., W. Beicht, H.D. Bourquin, E. Hantge, J. Heil, M.J. Müller, H. Opfermann, J. Riemer, R.K. Zahn & K.H. Zimmer, 1989. Untersuchungen zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen aus Rebflächen des Moseltals. In D.V.f.W.u.K.e.V. (DVWK) (ed.) *Stoffbelastungen der Fließgewässerbiotope*. Parey, Hamburg, Berlin: 1-78.
- Blohm, H.-P. & D. Borchardt, 1989. Stossartige Belastung in Fließgewässern: Auswirkungen auf ausgewählte Organismengruppen und deren Lebensräume. In D.V.f.W.u. Kulturbau (ed.) *Stoffbelastung der Fließgewässerbiotope*. Paul Parey Verlag, Hamburg: 211-272.
- Bostelmann, R. & R. Menze, 1985. Auswirkung von Maßnahmen der Gewässerunterhaltung auf Gewässerlebensgemeinschaften. Paul Parey, Hamburg, 276 pp.
- Chambers, P.A., E.E. Prepas, H.R. Hamilton & M.L. Bothwell, 1991. Current velocity and its effects on aquatic macrophytes in flowing waters. *Ecol. Appl.* 1: 249-258.
- Cooper, C.M., 1987. Benthos in Bear Creek, Mississippi: Effects of habitat variation and agricultural sediments. *J. Freshw. Ecol.* 4: 101-113.
- Cooper, C.M., 1991. Insecticide Concentrations in Ecosystem Components of an Intensively Cultivated Watershed in Mississippi. *J. Freshw. Ecol.* 6: 237-248.

- Dance, K.W. & H.B.N. Hynes, 1990. Some effects of agricultural land use on stream insect communities. *Envir. Pollut.* 22: 19-28.
- Friedrich, G., 1990. Eine Revision des Saprobiensystems. *Z. Wasser. Abwasser. Forsch.* 23: 141-152.
- Gower, A.M., G. Myers, M. Kent & M.E. Foulkes, 1994. Relationships between macroinvertebrate communities and environmental variables in metal-contaminated streams in South-West England. *Freshwat. Biol.* 32: 199-221.
- Gregg, W.W. & F.L. Rose, 1985. Influence of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams. *Hydrobiologia* 128: 45-56.
- Higler, L.W.G. & F.F. Repko, 1981. The effects of pollution in the drainage area of a Dutch lowland stream on fish and macroinvertebrates. *Verh. int. Ver. Limnol.* 21: 1077-1082.
- Hildebrandt, A., H. Schön & W. Hammer, 1991. Veränderungen im chemischen Pflanzenschutz des Ackerbaues in den 80er Jahren. *Gesunde Pflanze* 43: 71-78.
- House, W.A., J.E. Rae & R.T. Kimblin, 1992. Source-sediment controls on the riverine transport of pesticides. In B.B.C.P. Council (ed.) Brighton Crop Protection Conference: Pests and diseases 1992, Vol.1, International Conference Brighton England UK, Nov.19-22 1990. BCPC British Crop Protection Council, Farnham, UK: 865-870.
- Klee, O., 1991. *Angewandte Hydrobiologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 272 pp.
- Kreuger, J.K. & N. Brink, 1988. Losses of pesticides from agriculture. In (ed.), *Pesticides: Food and Environmental Implications*, International Atomic Energy Agency: 101-112.
- Lehmkuhl, D.M., 1979. Environmental disturbance and life histories: principles and examples. *Journal of Research Board Canada* 36: 329-334.
- Leland, H.V. & S.V. Fend, 1998. Benthic invertebrate distributions in the San Joaquin River, California, in relation to physical and and chemical factors. *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 55: 1051-1067.
- Lenat, D.R. & J.K. Crawford, 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* 294: 185-199.
- Leonard, A.W., R.V. Hyne, R.P. Lim, F. Pablo & P.J. Van den Brink, 2000. Riverine endosulfan concentrations in the Namoi River, Australia: Link to cotton field runoff and

- macroinvertebrate population densities. *Envir. Toxicol. Chem.* 19: 1540-1551.
- Liess, M. & R. Schulz, 1996. Chronic effects of short-term contamination with the pyrethroid insecticide fenvalerate on the caddisfly *Limnephilus lunatus*. *Hydrobiologia* 324: 99-106.
- Liess, M. & R. Schulz, 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Envir. Toxicol. Chem.* 18: 1948-1955.
- Liess, M., R. Schulz, M.H.-D. Liess, B. Rother & R. Kreuzig, 1999. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Wat. Res.* 33: 239-247.
- Liess, M., R. Schulz & M. Neumann, 1996. A method for monitoring pesticides bound to suspended particles in small streams. *Chemosphere* 32: 1963-1969.
- LUA, 1999. Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- Metcalf, R.L., 1980. Changing role of insecticides in crop protection. *Ann. Rev. Ent.* 25: 219-256.
- Pommer, G., 1990. Vergleich der agrarökologischen Auswirkungen der Anbausysteme "Integrierter Pflanzenbau" und "Alternativer Landbau". *Natur und Landschaft* 65: 375-379.
- Quinn, J., A.B. Cooper, C.R.J. Davies, J.C. Rutherford & R.B. Williamson, 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. Dec. 31: 579-597.
- Rabeni, C.F. & G.W. Minshall, 1977. Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. *Oikos* 29: 33-43.
- Reusch, H. & D. Blanke, 1993. Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten (Insecta: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). *Information des Naturschutz Niedersachsen* 4: 130-147.
- Sabarth, A., 1999. Bedeutung von Substrat und Versandung für die Verteilung des Makrozoobenthos in naturnahen Heidebächen. Dissertation, Technische Universität, Braunschweig, 98 pp.
- Sallenave, R.M. & K.E. Day, 1991. Secondary production of benthic stream invertebrates in agricultural watersheds with different land management practices. *Chemosphere* 23: 57-76.

- Schulz, R., 1996. A field study on the importance of turbidity and bed load transport of sediments for aquatic macroinvertebrates and fishes. *Verh. Ges. Ökol.* 25: 247-252.
- Schulz, R., N. Berenzen, A. Hünken & H. Wendt, 1999a. Auswirkungen von Unterhaltungsmaßnahmen an Gewässern der Uckermark nördlich von Prenzlau und ihre Bedeutung aus Naturschutzsicht. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 8: 148-154.
- Schulz, R., M. Hauschild, M. Ebeling, J. Nanko-Drees, J. Wogram & M. Liess, 1998. A qualitative field method for monitoring pesticides in the edge-of-field runoff. *Chemosphere* 36: 3071-3082.
- Schulz, R. & M. Liess, 1999a. A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquat. Toxicol.* 46: 155-176.
- Schulz, R. & M. Liess, 1999b. Validity and ecological relevance of an active in situ bioassay using *Gammarus pulex* and *Limnephilus lunatus*. *Envir. Toxicol. Chem.* 18: 2243-2250.
- Schulz, R. & M. Liess, 2000. Toxicity of fenvalerate to caddisfly larvae: chronic effects of 1-hr vs. 10-hr pulse-exposure with constant doses. *Chemosphere* 41: 1511-1517.
- Schulz, R. & M. Liess, 2001. Toxicity of aqueous-phase and suspended particle-associated fenvalerate: chronic effects following pulse-dosed exposure of *Limnephilus lunatus* (Trichoptera). *Envir. Toxicol. Chem.* 20: 185-191.
- Schulz, R., M. Probst, H. Faasch & M. Liess, 1999b. Einzugsgebietsvariablen und Fließgewässer-Lebensgemeinschaften. In J. Oehlmann & B. Markert (ed.) *Ökosysteme Ansätze in der Ökotoxikologie*. Ecomed Verlag, Landsberg: 495-501.
- Schulz, R. & C. Rietz, 1996. Limnologische und ichthyologische Bewertung des Köhntop im Kreis Uckermark. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 4/96: 24-31.
- Siegrist, S., D. Schaub, L. Pfiffner & P. Mader, 1998. Does organic agriculture reduce soil erodibility? The results of a long-term field study on loess in Switzerland. *Agriculture Ecosystems and Environment* 69: 253-264.
- Smock, L.A., G.M. Metzler & J.E. Gladden, 1989. Role of the debris dams in the structure and functioning of low-gradient headwater streams. *Ecology* 70: 764-775.
- Speth, S. & K. Böttger, 1993. Die substratspezifische Verteilung der Ephemeroptera, Plecoptera

und Trichoptera in einem sandigen Bach des Norddeutschen Tieflandes (Osterau, Schleswig-Holstein). *Limnologica* 23: 369-380.

Statzner, B., 1981. The relation between "hydraulic stress" and microdistribution of benthic macroinvertebrates in a lowland running water system, the Schierenseebrooks (North Germany). *Arch. Hydrobiol.* 91: 192-218.

Statzner, B., 1987. Characteristics of lotic ecosystems and consequences for future research directions. In E.-D. Schulze & H. Zwölfer (ed.). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 365-390.

Taylor, B.R. & J.C. Roff, 1986. Long-term effects of highway construction on the ecology of a southern Ontario (Canada) stream. *Envir. Pollut.* 40: 317-344.

Unwin, R.J., 1990. The potential of organic farming systems for reduced farm inputs. In B.C.P.C. BCPC (ed.), Brighton crop Protection Conference -Pests & Diseases (1990): proceedings, British Crop Protection Council, Farnham, UK: 1231-1241.

Verdonschot, P.F.M., 1990. Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands). Research Institute for Nature Management, Wageningen, 255 pp.

Werner, I., L.A. Deanovic, V. Connor, V. DeVlaming, H.C. Bailey & D.E. Hinton, 2000. Insecticide-caused toxicity to *Ceriodaphnia dubia* (Cladocera) in the Sacramento-San Joaquin River Delta, California, USA. *Envir. Toxicol. Chem.* 19: 215-227.

Abschnitt VI

Nachweis der Bioverfügbarkeit von Organophosphaten mit Hilfe von Fisch-Cholinesterasen

In diesem Abschnitt werden Untersuchungen der Cholinesteraseaktivität in Fischen aus unterschiedlich stark mit Pflanzenschutzmitteln belasteten Fließgewässern im Umkreis von Braunschweig beschrieben. Es wird gezeigt, daß Fische aus mit Organophosphaten belasteten Gewässern eine stark erniedrigte Cholinesterase-Enzymaktivität aufweisen. Hieraus wird auf eine Verfügbarkeit der gemessenen Belastung für die Gewässerzönose geschlossen.

Inhalt

1	Einleitung.....	VI-1
2	Material und Methoden.....	VI-3
2.1	Fang und Präparation der Fische	VI-3
2.2	Biochemische Assays	VI-3
2.3	Gewässer und Zeitraum der Untersuchungen.....	VI-4
2.4	Statistik	VI-4
3	Ergebnisse.....	VI-5
3.1	Belastung der Gewässer vor dem Fang der Fische.....	VI-5
3.2	Abhängigkeit der BChE-Aktivität von der OP-Belastung der Gewässer	VI-5
4	Diskussion.....	VI-7
4.1	Unterschiedliche Empfindlichkeiten von BChE und AChE.....	VI-7
4.2	Vergleich der BChE-Aktivitäten mit der OP-Belastung der Gewässer	VI-7
4.3	Schlußfolgerungen aus Abschnitt VI.....	VI-8
5	Literatur	VI-9

1 Einleitung

Die physiologische Funktion von Acetylcholinesterase (AChE) besteht in der Spaltung des Neurotransmitters Achetylcholin an cholinergen Synapsen, wodurch die Synapse für eine erneute Erregungsübertragung reaktiviert wird (Taylor & Brown, 1994; Massoulié *et al.*, 1993). Die toxische Wirkung von Organophosphaten (OPs) und Carbamaten, die auch als Anticholinesterase-Insektizide (Anti-ChEs) bezeichnet werden, basiert auf einer Hemmung von Cholinesterasen. Der Gebrauch von AChE-Messungen für den Nachweis von Anti-ChE-Vergiftungen von Fischen wurde bereits vor 40 Jahren vorgeschlagen (Weiss, 1959; Weiss, 1964). AChE stellt damit einen der ältesten bekannten Biomarker dar. Die Messung der Aktivität ist seitdem wiederholt für die Detektion von Umweltbelastungen eingesetzt worden (Lockhart *et al.*, 1985; Galgani *et al.*, 1992; Davies & Cook, 1993). Boquené *et al.* (1990) bezeichnen die Messung der ChE-Aktivität beispielsweise als beste Möglichkeit des Nachweises von Pestizidvergiftungen bei Meeresfischen. Von den Autoren an Agrarfließgewässern des Braunschweiger Raums im Jahr 1995 durchgeführte Untersuchungen legten bereits eine Eignung der ChE-Aktivität des Dreistachligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus* L.) als Biomarker für subletale Pestizidbelastungen nahe (Sturm *et al.*, 1998).

Neben AChE kann Körpergewebe von Vertebraten auch das verwandte Enzym Butyrylcholinesterase (BChE) enthalten. Die physiologische Funktion von BChE ist bislang unbekannt. *In vitro*-Messungen an mehreren Arten von Meeresfischen ergaben, daß die Empfind-

lichkeit von BChE gegenüber OPs etwa 1100- bis 6500-fach höher war als die entsprechende Empfindlichkeit von AChE (Sturm *et al.*, 1999). BChE wurde daher als separat zu betrachtender Biomarker vorgeschlagen.

OPs und Carbamate sind eine der am häufigsten landwirtschaftlich verwendeten Gruppen von Insektiziden. In Gewässern des Braunschweiger Umlandes wurden in früheren Untersuchungen wiederholt OPs nachgewiesen (Schulz *et al.*, 1997; Liess *et al.*, 1999). Zumeist wurden hierbei in Wasser- und Sedimentproben Konzentrationen unterhalb der Letalitätsgrenze von Makroinvertebraten gefunden, während höhere Konzentrationen nur vereinzelt nachgewiesen wurden (Schulz & Liess, 1999). Sowohl OPs als auch Carbamate weisen im Vergleich zu vielen Herbiziden und Fungiziden eine geringe Wasserlöslichkeit auf und binden daher nach Eintrag in das Gewässer relativ schnell an Schwebstoffe (Ghadiri & Rose, 1991). Es ist bis-lang nicht bekannt, ob Konzentrationen solcher wenig wasserlöslicher Insektizide von weni-gen 100 Nanogramm im Freiland eine toxikologisch relevante Bioverfügbarkeit für das Zoobenthos aufweisen.

Im Rahmen des Projektes wurde die Messung von Cholinesterasen in Gewebe von Fischen aus den untersuchten Fließgewässern als Zeiger für die generelle Bioverfügbarkeit regions-typischer OP-Belastungen eingesetzt. Der Nachweis der Bioverfügbarkeit von OPs sollte hierbei als Bindeglied zwischen dem Nachweis der Pflanzenschutzmittel-Belastung und Reaktionen der Gewässerzönose auf Populationsebene dienen.

Die Ergebnisse der hier beschriebenen Untersuchung wurden zum Teil bereits veröffentlicht (Sturm *et al.*, 2000). Im Rahmen des vorliegenden Berichtes sollen daher lediglich die für die Fragestellungen des Projektes besonders relevanten Ergebnisse der Messungen an BChE aus Muskelgewebe von im Juni 1998 gefangenen Fischen dargestellt werden.

2 Material und Methoden

2.1 Fang und Präparation der Fische

Wegen seiner weiten Verbreitung und verhältnismäßig hohen Abundanzen in Gewässern des Braunschweiger Umlandes wurde der Dreistachlige Stichling (*Gasterosteus aculeatus* f. *leirurus* L.) als Testorganismus ausgewählt. Die Fische wurden mittels Elektrofischerei gefangen und in gekühlten Transportgefäßen ins Labor transportiert. Es wurden nach Möglichkeit nur adulte männliche Tiere im Laichkleid verwendet, da diese territorial sind. Damit konnte ein Verbleib der Tiere am Ort nach möglicher Kontamination mit OPs weitgehend sichergestellt werden. Wurden nicht genügend männliche Tiere gefangen, wurden stattdessen weibliche adulte Tiere verwendet. Die ChE-Aktivitäten von männlichen und weiblichen Fischen unterschied sich nicht signifikant (nicht dargestellt). Aus jedem der Gewässer wurden 10 Fische entnommen.

Im Labor wurden die Fische nach vorheriger Betäubung durch cervikale Dislokation getötet. Körperstücke aus dem Kaudalbereich wurden für die späteren Messungen bei -20°C eingefroren. Die gefangenen Stichlinge wiesen ein Körpergewicht von $1,60 \pm 0,45$ g auf. Innerhalb dieses Gewichtsbereiches bestand keine signifikante Beziehung zwischen dem Körpergewicht und den ChE-Aktivitäten (nicht dargestellt).

2.2 Biochemische Assays

Die gefrorenen Gewebestücke wurden auf Eis aufgetaut. Das Muskelgewebe wurde von Haut und Knochen getrennt und in 1 ml Puffer (0,1 M Kaliumphosphatpuffer, pH 7,4) homogenisiert. Der durch Zentrifugation des Homogenates (4°C , 15000 g, 15 min) gewonnene Überstand wurde als Enzymextrakt verwendet. Vor der Messung der ChE-Aktivitäten wurde das Extrakt 5 min bei 23°C in 0,5 mM 5,5'-Dithiobis(2-Nitrobenzoesäure)-Lösung in einer 96-Zellen-Mikrotiterplatte inkubiert. Nach Zugabe des Substrates (1 mM Acetylthiocholinjodid, AcSCh) wurde die Absorptionsänderung bei 405 nm 5 min lang im Mikrotiterplatten-Lesegerät verfolgt.

Um die Aktivität der BChE aus der Differenz der ChE-Aktivität und der AChE-Aktivität berechnen zu können, wurde ein Ansatz vor der Messung in dem BChE-spezifischen Hemmstoff Iso-OMPA (10^{-5} M) inkubiert. Der Kontrollansatz wurde lediglich in als Lösungsmittel eingesetztem Ethanol (1 % v/v) inkubiert. Die ohne iso-OMPA festgestellte Aktivität stellte die ChE-Aktivität dar, während die Aktivität der mit iso-OMPA behandelten Proben die AChE-Aktivität repräsentierte. Die Vergleichbarkeit dieser BChE-Meßmethode mit einer Direktmessung wurde durch zusätzliche Messungen bestätigt (nicht dargestellt). Alle

Messungen wurden als Quadruplikat durchgeführt. Die Proteingehalte der Enzymextrakte wurden mittels der Coomassie Blue G-Methode gemessen (Stoschek, 1990). In einem weiteren Versuchsteil wurde ein Vergleich der Empfindlichkeiten von Stichlings- BChE und -AChE gegenüber OPs *in vitro* vorgenommen (nicht dargestellt).

2.3 Gewässer und Zeitraum der Untersuchungen

Die Untersuchungen fanden 1998 statt. Für den Fang wurden die 1998 untersuchten Gewässer im Braunschweiger Raum ausgewählt. In acht der Gewässer wurden für eine Entnahme von Fischen ökologisch vertretbar hohe Abundanzen von *G. aculeatus* nachgewiesen (Gewässer 1, 2, 3, 4, 5, 6, 9 und 10; für die Gewässerbenennungen vgl. Abschnitt IV). Zum Zeitpunkt kurz nach der erwarteten intensivsten Anwendung von OPs (Mitte Juni) wurden in den Gewässer jeweils zehn Stichlinge mittels Elektrofischerei gefangen. Der Transport in das Labor erfolgte in gekühlten, belüfteten Behältern. Die Präparation der Gewebe wurde spätestens zwei Stunden nach dem Fang durchgeführt. Die Bestimmung der Aktivität der Enzymaktivitäten erfolgte binnen acht Wochen nach dem Fang der Tiere.

Für den Vergleich der Enzymaktivitäten mit der Belastungssituation der Gewässer wurden die in Abschnitt IV beschriebenen PSM-Nachweise verwendet.

2.4 Statistik

Der Vergleich der ChE-Aktivitäten in Stichlingen aus den einzelnen Gewässer wurde mittels *one-way analysis of variance* (ANOVA) mit Hochbergs GT2-Test als *post hoc* T-Test durchgeführt. Die Signifikanzgrenze betrug für alle Berechnungen $p = 0,05$. Die Enzymaktivitäten wurden vor der Analyse logtransformiert, um die Homogenität der Varianzen zu erreichen.

3 Ergebnisse

3.1 Belastung der Gewässer vor dem Fang der Fische

In Tab. VI-1 sind die PSM-Nachweise in Wasserproben aus den einzelnen Gewässern dargestellt, die dem Fangtermin (15.6. bis 20.6. 1998 je nach Gewässer) vorausgingen. Die dargestellten Nachweise sind Mittelwerte aus dem Zeitraum zwischen dem 10. April und dem 4. bzw. 6. Juni 1998. Für die Probennahmemethodik und die Liste der berücksichtigten Substanzen siehe Abschnitt IV.

Tab. VI-1: Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] und Nachweishäufigkeiten (in Klammern) von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen in acht kleineren Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum vom 10. April bis 6. Juni 1998 (Gewässer 1, 2, 3, 4, 5, 6, 9 und 10). Substanzen, die in keinem der Gewässer nachgewiesen wurden (Deltamethrin, Esvenvalerat, Lindan und Pendimethalin), sind nicht dargestellt. Die Nachweisgrenze für alle Substanzen betrug $0,05 \mu\text{g/L}$. n. n. = Substanz nicht nachgewiesen. Die Tabelle stellt einen zeitlichen Ausschnitt aus den in Teilprojekt IV dargestellten PSM-Nachweisen aus den Untersuchungsjahren 1998 und 1999 dar.

Wirkstoff	Gewässer							
	1	2	3	4	5	6	9	10
Azoxystrobin	n. n.	n. n.	0,2(1)	0,1(1)	0,4(1)	0,05(1)	0,08-0,2(5)	0,08-0,2(2)
Bifenox	n. n.	n. n.	0,2(1)	n. n.	n. n.	n. n.	0,1(1)	0,1(1)
Epoxiconazol	n. n.	n. n.	0,2-0,3(2)	0,3-0,8(4)	0,05-0,4(5)	0,1-0,7(3)	0,1-0,7(8)	0,2-0,4(4)
Kresoxim-methyl	n. n.	n. n.	0,2(2)	0,3(3)	0,05(1)	0,1(1)	0,3(7)	0,2(4)
Parathion-ethyl	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	0,05-0,3 (3)	0,3(1)
Propiconazol	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	0,08(1)	n. n.

Die Gewässer 1 und 2 wiesen im dargestellten Zeitraum keine nachweisbaren Belastungen mit PSM auf und werden im weiteren als unbelastet bezeichnet. Die Gewässer 3 bis 10 waren mit Herbiziden (Bifenox) und Fungiziden (Azoxystrobin, Epoxiconazol, Kresoxim-methyl, Propiconazol) belastet. In den Gewässern 9 und 10 wurde zusätzlich das OP Parathion-ethyl in Konzentrationen von $0,05$ bis $0,3 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen. Im einzelnen wurde an Gewässer 9 am 3.5., am 31.5. und am 3.6. des Untersuchungsjahres Parathion-ethyl nachgewiesen, an Gewässer 10 am 3.5. des Jahres.

3.2 Abhängigkeit der BChE-Aktivität von der OP-Belastung der Gewässer

Der Vergleich zwischen den Empfindlichkeiten von Stichlings-BChE und -AChE gegenüber OPs *in vitro* ergab eine zwischen 1090- und 1360-fach höhere Empfindlichkeit von BChE gegenüber dem Parathion-Metabolit Paraoxon (nicht dargestellt). Die BChE-Aktivitäten im

Muskelgewebe von Fischen aus den einzelnen Untersuchungsgewässern sind in Abb. VI-1 dargestellt. Die BChE-Aktivitäten aus dem Gewebe von Fischen aus den Gewässern 9 und 10, in denen vor der Befischung Parathion-ethyl nachgewiesen wurde, waren signifikant niedriger als in den unbelasteten Gewässern (Erniedrigung > 80%; Hochbergs GT2; $p < 0,001$; Abb. VI-1).

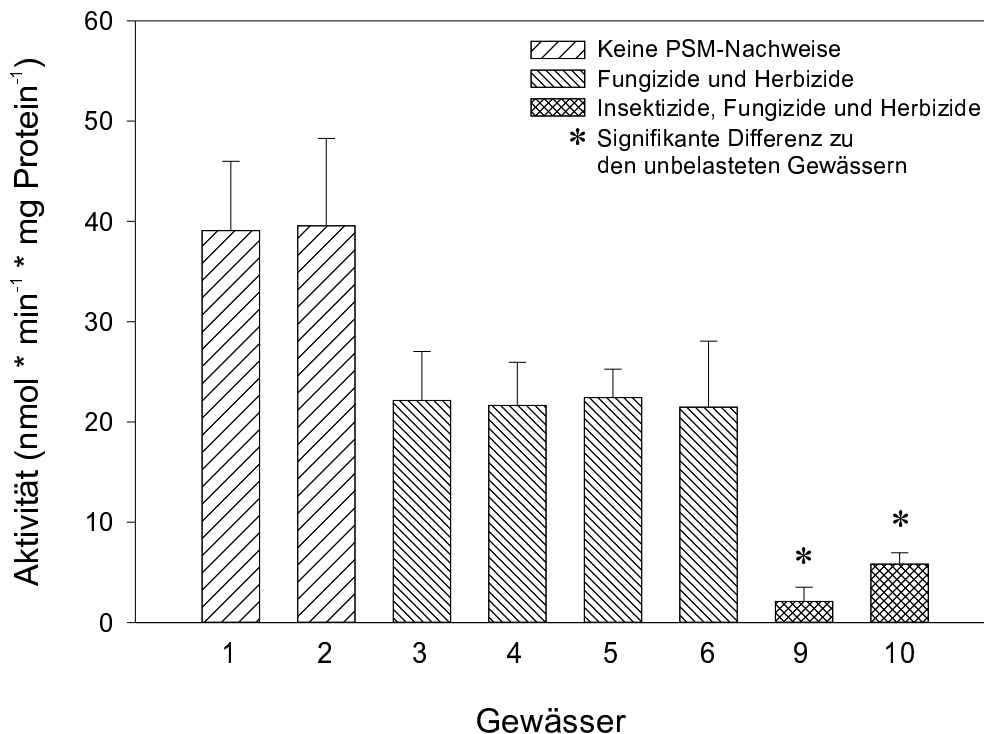


Abb. VI-1: Butyryl-Cholinesterase-Aktivität in Dreistachligen Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus* L.) aus unterschiedlich stark mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) belasteten Fließgewässern im Braunschweiger Raum. Datengrundlage: Befischungen mittels Elektrofischerei Mitte Juni 1998. Die Beprobung der PSM-Belastung der Gewässer erfolgte ereignisgesteuert mittels automatischer Probennehmer (Mittelwerte + Standardfehler; $n = 9-10$). Signifikanzen errechnet mit Hochbergs GT2; $p < 0,001$. Die Füllmuster der Säulen geben an, welche Art von PSM in den Gewässern in einem etwa 7- bis 8-wöchigen Zeitraum vor dem Fang der Fische nachgewiesen wurden.

Auch in den lediglich fungizid- und herbizid-belasteten Gewässern war die BChE-Aktivität tendenziell niedriger als in den unbelasteten; dieser Unterschied war allerdings nicht signifikant. Die AChE-Aktivitäten aus Muskelgewebe unterschied sich nicht signifikant zwischen den Gewässern (nicht dargestellt).

4 Diskussion

4.1 Unterschiedliche Empfindlichkeiten von BChE und AChE

In den *in vitro* Versuchen wurde eine erheblich höhere Empfindlichkeit von Stichlings-BChE gegenüber Paraoxon im Vergleich zu AChE festgestellt. Dies läßt vermuten, daß nach einer Exposition von Stichlingen gegenüber OPs zunächst die gesamte vorhandene Menge an BChE gehemmt wird, bevor eine Hemmung von AChE eintritt.

Die physiologische Funktion von BChE ist nicht bekannt. Es wurde vermutet, daß eine Funktion von BChE bei höheren Vertebraten in dem Schutz der AChE vor Anti-ChE-Toxinen liegt (Massoulié *et al.*, 1993; Amitai *et al.*, 1998). Die wesentlich höhere BChE-Empfindlichkeit bei den bislang systematisch untersuchten Fischarten (Sturm *et al.*, 1999; dieses Teilprojekt) deutet auf eine ähnliche Schutzfunktion von BChE in Fischen hin.

4.2 Vergleich der BChE-Aktivitäten mit der OP-Belastung der Gewässer

Der Mechanismus der Hemmung von ChEs durch OPs besteht in einer irreversiblen Phosphorylierung des Enzyms, wodurch dieses deaktiviert wird (Usdin, 1970). Eine Wiedererholung der ChE kann nur über *de novo* Synthese erfolgen und benötigt bei Fischen mehrere Wochen (Weiss, 1959; Straus & Chambers, 1995, da Silva *et al.*, 1993). An dem Zahnkärpfling *Gambusia affinis* wurde festgestellt, daß nach einer auf eine Exposition mit dem OP Chlorpyrifos folgende 60-tägige Erholungszeit noch 80% der Aktivität von AChE gehemmt war. Es muß daher angenommen werden, daß die ChE-Aktivitäten in Stichlingen einen Zeiger für die OP-Belastung eines zurückliegenden Zeitraumes von mehreren Wochen darstellen.

ChE und AChE hingen nicht signifikant von der Belastung der Untersuchungsgewässer ab. Im Gegensatz dazu war die BChE-Aktivität in den Gewässern mit OP-Nachweis in einem Zeitraum von mehreren Wochen vor dem Fang der Fische sehr stark erniedrigt. Dies läßt vermuten, daß die festgestellte BChE-Erniedrigung auf einer Hemmung durch die nachgewiesenen Kontaminationen mit Parathion-ethyl beruhte. Es kann gefolgert werden, daß auch geringe Konzentrationen von Parathion-ethyl von weniger als 1 µg/l, wie im beschriebenen Projekt nachgewiesen, selbst bei kurzzeitiger Kontamination in Fließgewässern als bioverfügbar eingestuft werden müssen.

Tendenziell war die Aktivität der BChE nicht nur in den OP-belasteten Gewässern, sondern auch in denjenigen Gewässern erniedrigt, in denen lediglich Herbizide und Fungizide, nicht aber OPs gefunden wurden. Als Erklärung hierfür kommen OP-Kontaminationen unterhalb

der Nachweisgrenze (0,05 µg/l) sowie Kontaminationen mit nicht untersuchten OPs (z. B. Demeton-S-Methyl) oder Carbamaten (z. B. Pirimicarb) in Frage. In zukünftigen Arbeiten sollte daher das zu analysierende Stoffspektrum um weitere der im Gewässer zu erwartenden Anti-ChEs erweitert werden.

Da die physiologische Funktion von BChE nicht bekannt ist, kann aus der stark erniedrigten BChE-Aktivität in Fischen aus den OP-belasteten Gewässern nicht auf eine physiologische Relevanz der Enzymhemmung geschlossen werden. Die Ergebnisse zeigen jedoch, daß auch niedrige Konzentrationen von OPs trotz ihrer geringen Wasserlöslichkeit das Stoffwechselsystem der im Gewässer lebenden Organismen erreichen. Ein Vergleich der Ergebnisse mit der belastungsbezogenen Charakterisierung der Gewässerzönosen in Abschnitt IV zeigt auffällige Parallelen zwischen dem SR-Index der Gewässer und der Aktivität der BChE in Stichlingen. So weisen diejenigen Gewässer, in denen OPs nachgewiesen wurden, sowohl die niedrigsten BChE-Werte als auch die niedrigsten Abundanzanteile physiologisch empfindlicher Arten unter den untersuchten Gewässern auf. Die beiden unbelasteten Gewässer mit der höchsten BChE-Aktivität wiesen hingegen die vergleichsweise größten Abundanzanteile empfindlicher Arten auf. Gleiches gilt für die entsprechenden SR-Indexwerte. Neben den bereits in Abschnitt IV angeführten Hinweisen deuten damit auch die Ergebnisse aus dem vorliegenden Teilprojekt auf die ökologische Relevanz der nachgewiesenen PSM-Belastungen hin.

4.3 Schlußfolgerungen aus Abschnitt VI

- Die BChE-Aktivität in Muskelgewebe aus Dreistachligen Stichlingen kann in Fließgewässern durch kurzzeitige Kontaminationen subletaler Konzentrationen von Parathion-ethyl stark gehemmt werden.
- Aufgrund ihrer nachgewiesenen hemmenden Wirkung auf die Aktivität von Stichlings-BChE müssen auch kurzzeitige subletale Konzentrationen von Parathion ($< 1\mu\text{g}^{-1}$) in Fließgewässern als bioverfügbar angesehen werden.
- Die Ergebnisse stehen im Einklang mit Veränderungen in der Artenzusammensetzung von Makroinvertebraten, die in den parathionbelasteten Gewässern nachgewiesen wurden.

5 Literatur

- Amitai, G., D. Moorad, R. Adani & B. P. Doctor, 1998. Inhibition of acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase by chlorpyrifos-oxon. *Biochem. Pharmacol.* 56: 293-299.
- Bocquené, G., F. Galgani & P. Truquet, 1990. Characterization and assay conditions for use of AChE activity from several marine species in pollution monitoring. *Mar. envir. Res.* 30: 75-90.
- da Silva, H. C., H. S. G. Medina, E. Fanta & M. Bacila, 1993. Sub-lethal effects of the organophosphate folidol 600 (methyl parathion) on *Callichthys callichthys* (Pisces: Teleostei). *Comp. Biochem. Physiol. C* 105: 197-201.
- Davies, P. E. & L. S. J. Cook, 1993. Catastrophic macroinvertebrate drift and sublethal effects on Brown Trout, *Salmo trutta*, caused by Cypermethrin spraying on a Tasmanian stream. *Aquat. Toxicol.* 27(3-4): 201-224.
- Galgani, F., G. Bocquené & Y. Cadiou, 1992. Evidence of variation in cholinesterase activity in fish along a pollution gradient in the North Sea. *Marine Ecol. Prog. Ser.* 13: 77-82.
- Ghadiri, H. & C. W. Rose, 1991. Sorbed chemical transport in overland flow: 1. A nutrient and pesticide enrichment mechanism. *J. envir. Qual.* 20: 628-634.
- Liess, M., R. Schulz, M. H.-D. Liess, B. Rother & R. Kreuzig, 1999. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Wat. Res.* 33(1): 239-247.
- Lockhart, W. L., D. A. Metner, F. J. Ward & G. M. Swanson, 1985. Population and cholinesterase responses in fish exposed to malathion sprays. *Pest. Biochem.* 24(1): 12-18.
- Massoulié, J., L. Pezzementi, S. Bon, E. Krejci & F. M. Vallette, 1993. Molecular and cellular biology of cholinesterases. *Prog. Neurobiol.* 41: 31-91.
- Schulz, R. & M. Liess, 1997. Runoff-related short-term pesticide input into agricultural streams: Measurement by use of an *in situ* bioassay with aquatic macroinvertebrates. *Verh. Ges. Ökol.* 27: 399-404.
- Schulz, R. & M. Liess, 1999. Validity and ecological relevance of an active *in situ* bioassay using *Gammarus pulex* and *Limnephilus lunatus*. *Envir. Toxicol. Chem.* 18: 2243-2250.
- Stoschek, C. M., 1990. Increased uniformity in the response of the coomassie blue G protein assay to different proteins. *Anal. Biochem.* 184: 111-116.

- Straus, D. L. & J. E. Chambers, 1995. Inhibition of acetylsterases and aliesterases of fingerling catfish by chlorpyrifos, parathion, and S,S,S-tributyl phosphorotrithioate (DEF). *Aquat. toxicol.* 33: 311-324.
- Sturm, A., H. C. da Silva de Assis & P.-D. Hansen, 1999. Cholinesterases of marine teleost fish: enzymological characterization and potential use in the monitoring of neurotoxic contamination. *Mar. envir. Res.* 47: 389-398.
- Sturm, A., J. Wogram, P. D. Hansen & M. Liess, 1999. Potential use of cholinesterase in monitoring low levels of organophosphates in small streams: natural variability in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) and relation to pollution. *Envir. Toxicol. Chem.* 18 (2): 194-200.
- Sturm, A., J. Wogram, H. Segner & M. Liess, 2000. Different sensitivity to organophosphates of acetylcholinesterase from three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). *Envir. Toxicol. Chem.* 19: 1607-1615.
- Taylor, P. & J. H. Brown, 1994. Acetylcholine. In *Basic Neurochemistry: Molecular, Cellular and Medical Aspects*, ed. G. J. Siegel, Raven Press, New York. NY, USA: 231-260.
- Usdin, E., 1970. Reactions of cholinesterases with substrates, inhibitors and reactivators. In *Anticholinesterase Agents*, ed. A. G. Karczmar, Pergamon. Elmsford, NY, USA: 47-354.
- Weiss, C. M., 1964. Detection of pesticides in water by biochemical assay. *Journal of Water Pollution Cont. Fed.* 36: 240-253.
- Weiss, C. M., 1959. Responses of fish to sub-lethal exposures of organic phosphorus insecticides. *Sewage. Ind. Wastes.* 31: 580-593.

Inhalt

1	Einleitung.....	VII-2
1.1	Wirkung von toxischen Stickstoffkomponenten.....	VII-2
1.2	Wirkung von Schwebstoffen.....	VII-3
2	Material und Methoden.....	VII-4
2.1	Allgemeines.....	VII-4
2.2	Untersuchungssystem und Tierbesatz.....	VII-4
2.3	Ammoniumcarbonat-Kontamination.....	VII-5
2.4	Schwebstoff-Kontamination.....	VII-5
2.5	Physikalisch-chemische Parameter.....	VII-6
2.6	Emergenz und Populationsdynamik.....	VII-6
2.7	Statistik.....	VII-7
3	Ergebnisse.....	VII-8
3.1	Wirkung von toxischen Stickstoffkomponenten.....	VII-8
3.1.1	Abundanzänderungen bei <i>G. pulex</i>	VII-9
3.1.2	Abundanzänderungen bei <i>R. ovata</i>	VII-10
3.1.3	Schlupfrate von <i>L. lunatus</i>	VII-11
3.1.4	Zusammenfassung der Ergebnisse aus 3.1.....	VII-12
3.2	Wirkung von Schwebstoffen.....	VII-13
3.2.1	Abundanzänderungen bei <i>G. pulex</i>	VII-13
3.2.2	Abundanzänderungen bei <i>R. ovata</i>	VII-14
3.2.3	Schlupfrate von <i>L. lunatus</i>	VII-15
3.2.4	Zusammenfassung der Ergebnisse aus 3.2.....	VII-16
4	Diskussion.....	VII-17
4.1	Wirkung von toxischen Stickstoffkomponenten.....	VII-17
4.2	Wirkung von Schwebstoffen.....	VII-19
5	Schlußfolgerungen.....	VII-20
6	Literatur.....	VII-21

1 Einleitung

Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten sind charakterisiert durch hohe Stoffeinträge aus dem landwirtschaftlich genutzten Umland (Higler, 1981; Kladvko *et al.*, 1991). Es erfolgt ein Eintrag der gut wasserlöslichen Stoffe durch Bodenfiltration sowie der schlechter wasserlöslichen Stoffe über den Oberflächenabfluß, teilweise in Verbindung mit Makroporenfluß während Starkregenfällen (Beven, 1982; Walther, 1980).

In Agrarfließgewässern kommt es durch Runoff und Drainage nicht nur zu erhöhten PSM-Konzentrationen sondern auch zu erhöhten Konzentrationen von toxischen Stickstoffkomponenten und Schwebstoffen (Cooper, 1987; Hasenpusch, 1995), die auch eine Änderung der Zusammensetzung der Makroinvertebratenzönose in Fließgewässern zur Folge haben können.

In dem vorliegenden Teilprojekt wurden in einem Zeitraum von 3 Monaten letale und subletale Effekte von toxischen Stickstoffkomponenten und Schwebstoffen auf typische Fließgewässerorganismen (*Gammarus pulex*, Amphipoda, *Radix ovata*, Gastropoda, *Limnephilus lunatus*, Trichoptera) mit Hilfe von freilandnahen Mikrokosmen untersucht. Der Abbau der Stickstoffkomponenten führt zu einer langzeitigen Belastung der Fließgewässer durch die unterschiedlichen N-Stoffwechselprodukte Ammonium/Ammoniak, Nitrit und Nitrat. Hohe Schwebstoffgehalte durch Sedimenteintrag bei Runoff-Ereignissen stellen dagegen in Agrarfließgewässern meist kurzzeitige Belastungen dar (1h) (Walther, 1980). Daher wurden in der vorliegenden Studie zwei unterschiedliche Kotaminationsszenarien verwendet, die im folgenden getrennt voneinander betrachtet werden sollen.

1.1 Wirkung von toxischen Stickstoffkomponenten

Durch den Abbau von Ammonium können in Fließgewässern erhöhte Ammoniak- und Nitritkonzentrationen auftreten. Es ist bekannt, dass Ammonium als NH_4^+ -Ion relativ ungiftig für Makroinvertebraten ist, die Umsetzungsprodukte Ammoniak und Nitrit dagegen extrem toxisch sein können (Alabaster *et al.*, 1980; Williams *et al.*, 1986). Die Untersuchung der chronischen Wirkungen einer Ammoniumbelastung kann daher nur unter Berücksichtigung sämtlicher Umsetzungsprodukte erfolgen.

Die Kontaminationsansätze sind so gewählt worden, daß ein möglichst großer, jedoch freilandtypischer Konzentrationsbereich abgedeckt wird (0,3 mg/L bis 30 mg/L Ammonium). Der höchste Kontaminationsansatz, bei dem im Mittel eine Konzentration von 21 mg/L Ammonium im Mikrokosmos vorlag, stellt eine Spitzenbelastung von Fließgewässern dar, wie sie auch Schuytema & Nebeker (1999) nachweisen konnten. Die Umsetzung der täglichen Zugaben von Ammonium als Ammoniumcarbonat führte in den Mikrokosmen zu einem

Gemisch aus den Umsetzungsprodukten Ammonium/Ammoniak, Nitrit und Nitrat. In dieser Mikrokosmenstudie sollen nicht die Einzeltoxizitäten der Stoffe, die aus dem Ammoniumabbau resultieren, betrachtet werden, sondern die Toxizität des Stoffgemisches, bestehend aus Ammonium/Ammoniak und den Umsetzungsprodukten Nitrit und Nitrat.

1.2 Wirkung von Schwebstoffen

Neben der indirekten Wirkung der an den Schwebstoffen gebundenen Substanzen ist auch mit direkt negativen Effekten der Schwebstoffe auf die Organismen zu rechnen. In dem vorliegenden Teilprojekt sollte daher die Effektkonzentration von Schwebstoffen auf drei in landwirtschaftlichen Fließgewässern dominante Arten untersucht werden. In den Schwebstoff-Kontaminationsansätzen erfolgten im oben genannten Zeitraum drei einstündige Kontaminationen mit 5 unterschiedlichen Schwebstoff-Konzentrationen (0,3 g/L; 1,0 g/L; 3,0 g/L; 10,0 g/L; 30 g/L).

2 Material und Methoden

2.1 Allgemeines

Die Untersuchung wurde im Zeitraum von Mai bis September 1999 in einer naturnahen Mikrokosmenanlage durchgeführt. Als Testorganismen wurden *Limnephilus lunatus*, *Gammarus pulex* und *Radix ovata* gewählt. In 12 Gerinnen der Anlage erfolgten semistatische Kontaminationen mit 6 unterschiedlichen Ammonium-Konzentrationen (Zugabe als Ammoniumcarbonat) und in 12 weiteren Gerinnen wurden kurzzeitige Kontaminationen durch Schwebstoffzugaben durchgeführt. Unterschiedliche ökologische Parameter wie Abundanzänderungen und Schlupferfolg wurden als Testendpunkte aufgenommen.

2.2 Untersuchungssystem und Tierbesatz

Als künstliche Fließgerinne (Mikrokosmen) wurden 24 Edelstahlrundlaufgerinne (120 x 30 x 20 cm) verwendet. Die Gerinne waren lichtdurchlässig überdacht. Die Lichtintensität (37,500 Lux/hr) an der Wasseroberfläche war gegenüber der Lichtintensität unter freiem Himmel um 25% reduziert. Über motorbetriebene (100 W Groschopp-Motor) Edelstahllaufräder (Durchmesser: 28 cm, Breite: 13 cm, 4 Blätter) wurde in den Gerinnen eine Strömung ($0,11 \pm 0,03$ m/s) erzeugt. Durch die Schaufelradbewegung herrschten in den Gerinnen keine Sauerstoffdefizite (O_2 -Gehalt: 7,5-8,9 mg/L). Der Wasserstand in den Gerinnen betrug 15 cm (ca. 55 Ltr. Wasser je Gerinne). Das Gerinnewasser (20% Quellwasser, 80% Leitungswasser) wurde wöchentlich gewechselt. Die Gerinne befanden sich in einem Becken mit einem regelbaren Kühlwasserkreislauf (Wassertemperatur-Tagesgang 15-22°C). In jedem der zwölf Gerinne befanden sich zwei Tierhälterungskästen aus Edelstahl (80 x 13,5 x 20 cm), deren Stirnseiten mit Edelstahlgaze (Maschenweite 1 mm) verschlossen waren. Um das Entweichen eventuell schlüpfender Insekten zu vermeiden, waren die Kästen an der Oberseite mit einem abnehmbarem Gazezelt aus Gardinenstoff (Maschenweite 1 mm) verschlossen.

Die Einsatzkästen wurden mit einer 3 cm hohen Quarzsandschicht gefüllt und mit je 2 Exemplare der Wasserpflanze *Berula erecta* (Coville) bepflanzt. Als Lebensgemeinschaft wurden die Einsatzkästen mit je 50 Köcherfliegenlarven (*Limnephilus lunatus* Curtis, 2. und 3. Larvenstadium) besetzt. Weiterhin wurden 50 Amphipoden (*Gammarus pulex* Linne, 0,8-1 cm) und 10 Gastropden (*Radix ovata* Draparnaud, 1-1,5 cm) in die Kästen gesetzt. Als Haltesubstrat wurde in jeden Einsatzkasten ein Reisigbündel aus Erlenäzweigen (60 x 10 cm) hinzugefügt.

Die Testorganismen wurden der Mühlenriede entnommen, einem kleinen Fließgewässer im Norden von Braunschweig. *L. lunatus* wurde per Hand aus den Makrophytenbeständen gesammelt.

Das Einrichten der Mikrokosmen und der Tierbesatz wurde zwei Wochen vor Beginn der Kontamination durchgeführt.

2.3 Ammoniumcarbonat-Kontamination

Die Mikrokosmen wurden mit dem Ammoniumsalz Ammoniumcarbonat (NH_4CO_3) in fünf unterschiedlichen Konzentrationen kontaminiert (Nullprobe, 0,3 mg/L, 1 mg/L, 3 mg/L, 10 mg/L, 30 mg/L NH_4^+). Durch tägliche Zugabe des Ammoniumsalzes herrschte in den Mikrokosmen über drei Monate von Juni bis August 1999 eine periodische Belastung durch das aus der Umsetzung resultierende Stoffgemisch aus Ammonium/Ammoniak, Nitrit und Nitrat. Die Bestimmung der Konzentrationen von Ammonium, Nitrit und Nitrat erfolgte kolorimetrisch mit den Meßkits „Visicolor“ der Firma *Macherey und Nagel* mit den folgenden Nachweisgrenzen: $\text{NH}_4^+ \geq 0,02 \text{ mg/L}$; $\text{NO}_2^- \geq 0,005 \text{ mg/L}$; $\text{NO}_3^- \geq 1 \text{ mg/L}$). Die Bestimmung der Ammoniak-Konzentrationen erfolgte mit Hilfe einer Umrechnungstabelle nach Schwoerbel (1993).

2.4 Schwebstoff-Kontamination

Die Mikrokosmen wurden zu Beginn der Untersuchung im Juni 1999 in zwei-wöchentlichen Abständen fünf mal kontaminiert. Die Sediment-Konzentrationen in den sechs unterschiedlichen Kontaminationsansätzen waren so gewählt, daß ein möglichst großer, jedoch freilandrelevanter Bereich abgedeckt wurde (Nullprobe, 0,3 g/L; 1g/L; 3 g/L; 10 g/L; 30 g/L Sediment). Als Sediment wurde unkontaminierter Lößboden von einem Bioland-Acker im Osten von Braunschweig verwendet. Der Boden wurde gesiebt (Maschenweite: 0,2 mm) und anschließend für eine Stunde in 5 Liter Wasser zum Quellen gebracht. Die Zugabe der so gewonnenen Schwebstoffsuspension erfolgte bei jeder Kontamination innerhalb einer Minute. Nach 1-stündiger Trübungsphase fand ein zweifacher Wasserwechsel in den Gerinnen statt. Der Wasserkörper war anschließend wieder klar, jedoch setzte sich bei den höchsten Kontaminationsstufen (10 g/L; 30 g/L) eine bis zu 1 cm mächtige Schicht an Lößsediment auf dem Boden und auf den Makrophyten ab.

2.5 Physikalisch-chemische Parameter

Neben der Messung der Stickstoffkomponenten wurden auch die physikalisch-chemischen Parameter Temperatur, pH-Wert und Sauerstoffgehalt aufgenommen (Tab. VII-1). Der Temperaturverlauf wies tagesgangsspezifische Schwankungen auf (15-22 °C). Die pH-Werte schwankten in den einzelnen Kontaminationsansätzen zwischen 7,2 und 8,0. Durch die Schaufelradbewegung in den Mikrokosmen waren trotz des sauerstoffzehrenden Ammoniumabbaus keine Sauerstoffdefizite zu verzeichnen (O₂-Gehalt: 8,2-8,3 mg/L). Die Parameter Temperatur, pH-Wert und Sauerstoffgehalt lagen in den hier untersuchten Mikrokosmen in Wertebereichen, die keine schädigende Wirkung auf Tiefland-Fließgewässerorganismen hervorrufen (Klee, 1991) und daher als geeignet angesehen werden können.

Tab. VII-1: Physiko-chemische Parameter (± SE) im Tagesgang (stündliche Messungen) in den unterschiedlichen Kontaminationsansätzen

Kontaminationsansatz	Control	C/S 1	C/S 2	C/S 3	C/S 4	C/S 5
NH ₄ ⁺ -Konz. (mg/L) (nominal)	0	0.3	1.0	3.0	10.0	30.0
Temperatur (°C)	18.3 ± 0.65	18.5 ± 0.68	18.5 ± 0.69	18.5 ± 0.69	18.6 ± 0.68	18.6 ± 0.69
pH-Wert	7.9 ± 0.11	7.9 ± 0.10	8.0 ± 0.09	7.8 ± 0.08	7.4 ± 0.18	7.2 ± 0.25
O ₂ -Gehalt (mg/L)	8.2 ± 0.16	8.2 ± 0.15	8.3 ± 0.15	8.3 ± 0.16	8.2 ± 0.16	8.3 ± 0.15

2.6 Emergenz und Populationsdynamik

Als Testendpunkte wurden die Emergenz bei *L. lunatus* und die Abundanzen von *G. pulex* und *R. ovata* nach 4 Monaten Versuchszeit aufgenommen.

Die Aufnahme der Emergenz in den Mikrokosmen begann Ende Mai. Dies war auch der Beginn des Schlupfzeitraumes von *L. lunatus*. Das zeigt sich darin, daß in der ersten Woche nur vereinzelt geschlüpfte Köcherfliegen gefangen wurden. Alle drei Tage erfolgte eine Entnahme und Zählung der emergierten Individuen. Der Versuch wurde beendet, nachdem in einem Zeitraum von 7 Tagen keine Emergenz mehr festzustellen war. Am Ende des Versuchs waren keine Larven oder Puppen in den Mikrokosmen verblieben, so daß die Emergenz die Überlebensrate der Larven repräsentiert.

Nach vier Monaten Versuchszeit wurden die Abundanzen von *G. pulex* (adult und juvenil) und die Abundanzen von *R. ovata* in den einzelnen Einsatzkästen durch Auszählen bestimmt.

2.7 Statistik

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Statistikprogramm *StatView*. Für die Berechnung der Signifikanzen wurden der gepaarte T-Test und der Chi-Quadrat-Test mit 2 x 2 Felder Kontingenztafeln angewandt.

3 Ergebnisse

3.1 Wirkung von toxischen Stickstoffkomponenten

Die getesteten nominalen Ammoniumkonzentrationen (Nullprobe, 0,3 mg/L, 1 mg/L, 3 mg/L, 10 mg/L 30 mg/L) setzten sich in den Mikrokosmen zu einem aus Ammonium/Ammoniak, Nitrit und Nitrat bestehenden Stoffgemisch um. Ziel der Versuche war es, die toxische Wirkung dieses freilandnahen Stoffgemisches auf typische Vertreter der Fließgewässerzönose zu erfassen. Die im nachfolgenden Text verwendeten Kürzel C1-C5 sollen stellvertretend das aus der Umsetzung resultierende Stoffgemisch in den einzelnen Kontaminationsansätzen (Tab. VII-2) charakterisieren.

Tab. VII-2: Nominale Ammoniumkonzentrationen und die aus der Umsetzung resultierenden Konzentrationen der Komponenten Ammoniak (NH_3), Ammonium (NH_4^+), Nitrit (NO_2^-) und Nitrat (NO_3^-) in den einzelnen Kontaminationsansätzen C1 bis C5 (tägliche Mittelwerte ($\pm$ SE)).

	Kontrolle	C1	C2	C3	C4	C5
NH_4^+ (mg/L)(nominal)	0	0.3	1.0	3.0	10.0	30.0
NH_3 (mg/L) (errechnet)	0	0.02	0.05	0.15	0.50	1.50
NH_4^+ (mg/L) (mittel)	0.02 $\pm$ 0.01	0.08 $\pm$ 0.05	0.26 $\pm$ 0.14	1.02 $\pm$ 0.53	8.25 $\pm$ 2.79	20.92 $\pm$ 7.21
NH_4^+ (mg/L) (max.)	0.04	0.3	1.0	3.0	20.0	50.0
NO_2^- (mg/L) (mittel)	0.02 $\pm$ 0.01	0.07 $\pm$ 0.03	0.18 $\pm$ 0.06	0.914 $\pm$ 0.46	2.41 $\pm$ 1.17	4.76 $\pm$ 1.31
NO_2^- (mg/L) (max.)	0.04	0.25	0.4	4.0	10.0	11.0
NO_3^- (mg/L) (mittel)	0.29 $\pm$ 0.10	1.04 $\pm$ 0.27	5.14 $\pm$ 1.18	18.57 $\pm$ 6.59	67.86 $\pm$ 26.38	107.50 $\pm$ 34.60

3.1.1 Abundanzänderungen bei *G. pulex*

In Abb. VII-1 sind die Abundanzen von *G. pulex* in den einzelnen Ammonium-Kontaminationsansätzen (Stoffgemisch in C1-C5 siehe Tab. VII-2) nach 3 Monaten Dauerkontamination dargestellt. Beim Kontaminationsansatz C3 waren im Vergleich zur Nullprobe signifikant weniger Gammariden (Chi-Quadrat-Test: $p = 0,0024$) zu verzeichnen. Bei den getesteten höheren Kontaminationsansätzen C4 und C5 waren keine Gammariden mehr nachweisbar.

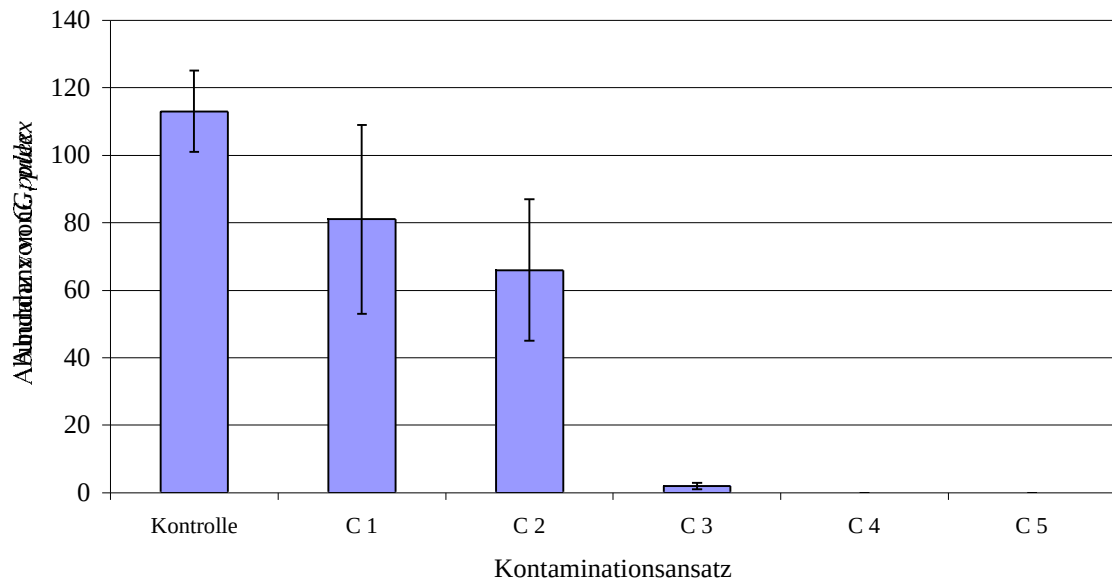


Abb. VII-1: Abundanzen der Gammariden ($\pm$ SE) bei unterschiedlichen Ammonium-Kontaminationsstufen nach drei Monaten Versuchsdauer (Stoffkonzentrationen in C1-C5 siehe Tab. VII-2).

3.1.2 Abundanzänderungen bei *R. ovata*

In Abb. VII-2 sind die Abundanzen von *R. ovata* in den einzelnen Ammonium-Kontaminationsansätzen (Stoffgemisch in C1-C5 siehe Tab. VII-2) nach 3 Monaten Dauerkontamination dargestellt. Bis zum Kontaminationsansatz C4 waren keine Abundanzänderungen festzustellen. Beim Kontaminationsansatz C5 zeigte sich jedoch 100 % Letalität bei *R. ovata* (Abundanzabnahme höchst signifikant (Chi-Quadrat-Test: p-Wert = £ 0,001)).

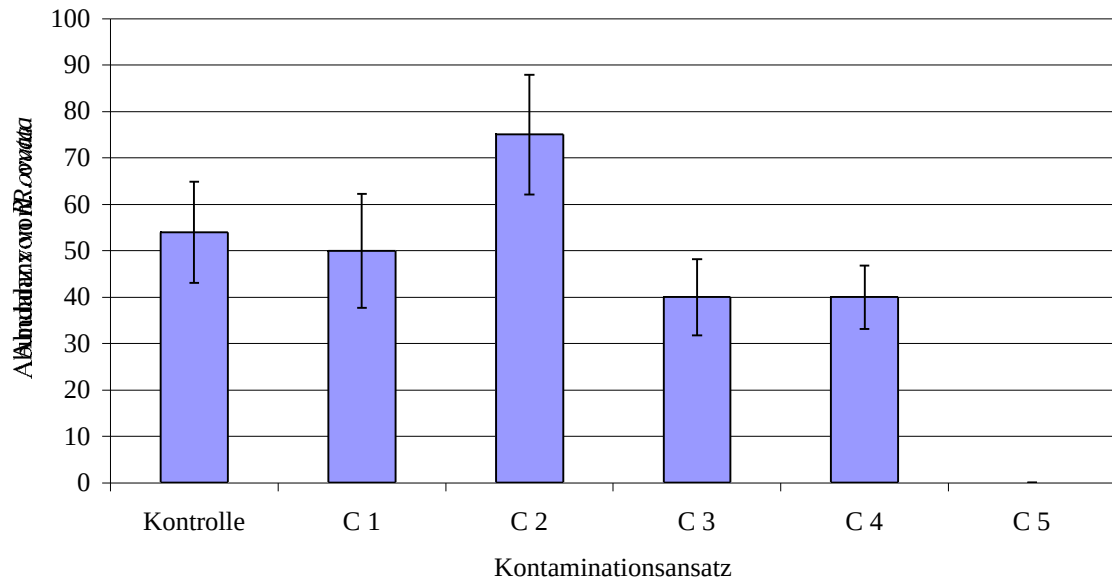


Abb. VII-2 Abundanzen von *R. ovata* ($\pm$ SE) bei unterschiedlichen Ammonium-Kontaminationsstufen nach drei Monaten Versuchsdauer (Stoffkonzentrationen in C1-C5 siehe Tab. VII-2).

3.1.3 Schlupfrate von *L. lunatus*

In Abb. VII-3 ist für *L. lunatus* die Schlupfrate in den einzelnen Ammonium-Kontaminationsansätzen (Stoffgemisch in C1-C5; siehe Tab. VII-2) nach 3 Monaten Dauerkontamination dargestellt. Die Schlupfperiode setzte Mitte Juni ein und dauerte bis Anfang September an. Da danach keine Larven oder Puppen mehr im Gerinne nachgewiesen wurden, stellt die Schlupfrate auch gleichzeitig die Überlebensrate dieser Art dar.

Auch im Hinblick auf das Schlupfverhalten von *L. lunatus* zeigte sich erst bei der höchsten eingesetzten Ammoniumkontaminationsstufe ein deutlicher Effekt. Beim Kontaminationsansatz C5 waren 60 % der eingesetzten Tiere geschlüpft. In der Kontrolle dagegen waren 74 % der Testorganismen geschlüpft. Im Vergleich zur Kontrolle sind bei der höchsten Ammonium-Kontaminationsstufe signifikant weniger Tiere geschlüpft (Chi-Quadrat-Test: $p = 0,027$). Alle anderen Konzentrationen sind nicht signifikant unterschiedlich von der Kontrolle.

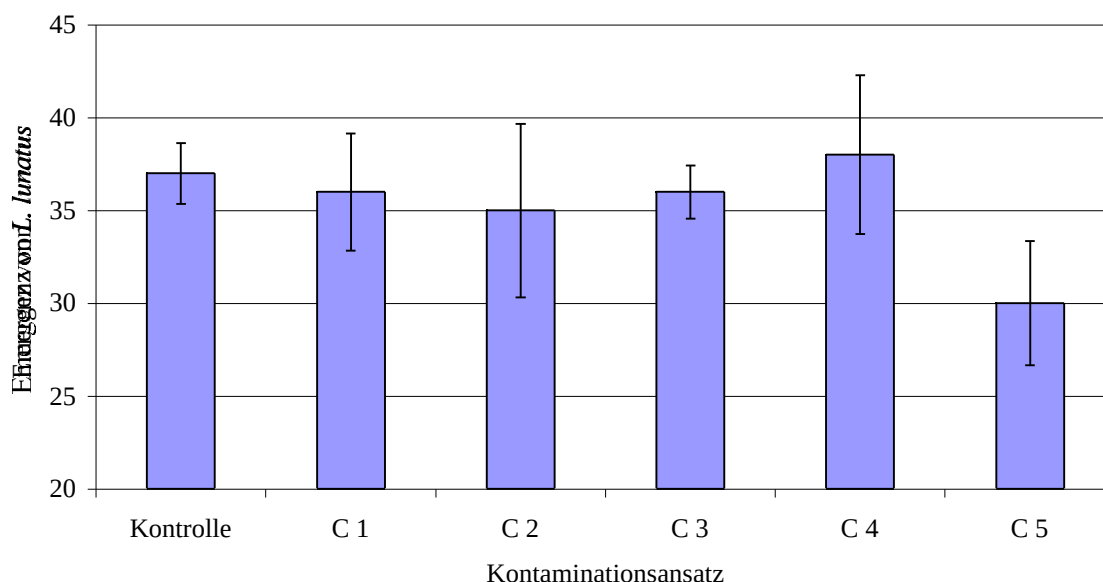


Abb. VII-3. Schlupfrate von *L. lunatus* bei unterschiedlichen Ammonium-Kontaminationsstufen ($\pm$ SE) im Beobachtungszeitraum vom 14. Juni bis zum 17. September 1999 in einer freilandnahen Mikrokosmenanlage (Stoffkonzentrationen in C1-C5 siehe Tab. VII-2).

3.1.4 Zusammenfassung der Ergebnisse aus 3.1

Der Abbau freilandrelevanter Ammoniumnominalkonzentrationen (0,3 mg/L, 1,0 mg/L, 3,0 mg/L, 10,0 mg/L, 30,0 mg/L) führte zu einem Stoffgemisch bestehend aus Ammonium/Ammoniak, Nitrit und Nitrat. Die letalen und subletalen Effekte derartiger Stoffgemische wurden anhand typischer Vertreter der Makroinvertebratenzönose kleiner Fließgewässer (*Gammarus pulex*, *Radix ovata*, *Limnephilus lunatus*) untersucht. Die Hauptergebnisse sind:

Σ *G. pulex* zeigte die höchste Empfindlichkeit gegenüber einem Stoffgemisch bestehend aus Ammonium/Ammoniak und Nitrit. Bei einer Nominalkonzentration von 3 mg/L Ammonium, 0,91 mg/L Nitrit und 0,15 mg/L Ammoniak waren Abundanzabnahmen von 98% gegenüber der Kontrolle zu verzeichnen. *R. ovata* und *L. lunatus* zeigten dagegen erst bei 10 mal höheren Konzentrationen signifikante Effekte.

3.2 Wirkung von Schwebstoffen

Die getesteten nominalen Schwebstoffkonzentrationen (Nullprobe, 0,3 g/L, 1 g/L, 3 g/L, 10 g/L 30 g/L) führen in den Mikrokosmen zu unterschiedlichen Schwebstoffgehalten mit Sedimentanteilen von 40% der Nominalkonzentrationen. Ziel der Versuche war es, die Wirkungen dieser freilandnahen Schwebstoffgehalte auf typische Vertreter der Fließgewässerzönose zu erfassen. Die im nachfolgenden Text verwendeten Kürzel S1-S5 charakterisieren stellvertretend die Trübungen in den einzelnen Kontaminationsansätzen (Tab. VII-3).

Tab. VII-3: Nominale Sedimentkonzentrationen und die daraus resultierenden Schwebstoffgehalte in den unterschiedlichen Kontaminationsansätzen S1-S5 (Trockengewichte).

	Kontrolle	S1	S2	S3	S4	S5
Sediment (g/L) (nominal)	0	0.3	1.0	3.0	10.0	30.0
Schwebstoffe (g/L) (Trockengewicht)	0	0,18	0,6	1,8	6.0	18.0

3.2.1 Abundanzänderungen bei *G. pulex*

In Tab. VII-4 sind die Abundanzen von *G. pulex* in den einzelnen Schwebstoff-Kontaminationsansätzen (Stoffgemisch in S1-S5 siehe Tab. VII-3) nach 4 Monaten dargestellt. Es konnten in den unterschiedlichen Schwebstoff-Kontaminationsansätzen keine signifikanten Abundanzänderungen gegenüber der Nullprobe festgestellt werden.

Tab. VII-4: Abundanzen von *G. pulex* in den unterschiedlichen Kontaminationsansätzen S1-S5 nach 4 Monaten Versuchsdauer.

Kontaminationsansatz	Abundanz (Ind./Ansatz)	Standardfehler (SE)	Signifikanz (p)
Control	64,3	23,25	–
S1	99,3	33,37	0,403
S2	100,0	18,5	0,006
S3	99,3	24,84	0,173
S4	73,3	10,3	0,641
S5	93,0	15,77	0,165

3.2.2 Abundanzänderungen bei *R. ovata*

In Tab. VII-5 sind die Abundanzen von *R. ovata* in den einzelnen Schwebstoff-Kontaminationsansätzen (Stoffgemisch in S1-S5 siehe Tab. VII-3) nach 4 Monaten Versuchsdauer dargestellt. Es konnten in den unterschiedlichen Schwebstoff-Kontaminationsansätzen keine signifikanten Abundanzänderungen gegenüber der Nullprobe festgestellt werden.

Table VII-5: Abundanzen von *R. ovata* in den unterschiedlichen Kontaminationsansätzen S1-S5 nach 4 Monaten Versuchsdauer.

Kontaminationsansatz	Abundanz (Ind./Ansatz)	Standardfehler (StE)	Signifikanz (p)
Kontrolle	49,00	11,24	–
S1	59,5	13,22	0,505
S2	55,0	26,63	0,839
S3	42,0	13,04	0,565
S4	46,5	9,56	0,829
S5	27,3	4,66	0,166

3.2.3 Schlupfrate von *L. lunatus*

In Abb. VII-4 ist für *L. lunatus* die Schlupfrate in den einzelnen Schwebstoff-Kontaminationsansätzen (Stoffgemisch in S1-S5 siehe Tab. VII-3) nach 4 Monaten Versuchsdauer dargestellt. Die Schlupfperiode setzte Mitte Juni ein und dauerte bis Anfang September an. Da danach keine Larven oder Puppen mehr im Gerinne nachgewiesen wurden, stellt die Schlupfrate auch gleichzeitig die Überlebensrate dieser Art dar.

Im Hinblick auf das Schlupfverhalten von *L. lunatus* zeigte sich erst bei der höchsten eingesetzten Schwebstoff-Kontaminationsstufe ein signifikanter Effekt. Beim Kontaminationsansatz C5 waren 41 % der eingesetzten Tiere geschlüpft. In der Kontrolle dagegen waren 76 % der Testorganismen geschlüpft. Im Vergleich zur Kontrolle sind bei der höchsten Schwebstoff-Kontaminationsstufe signifikant weniger Tiere geschlüpft (gepaarter T-Test: $p = 0,004$). Alle anderen Konzentrationen sind nicht signifikant unterschiedlich von der Kontrolle.

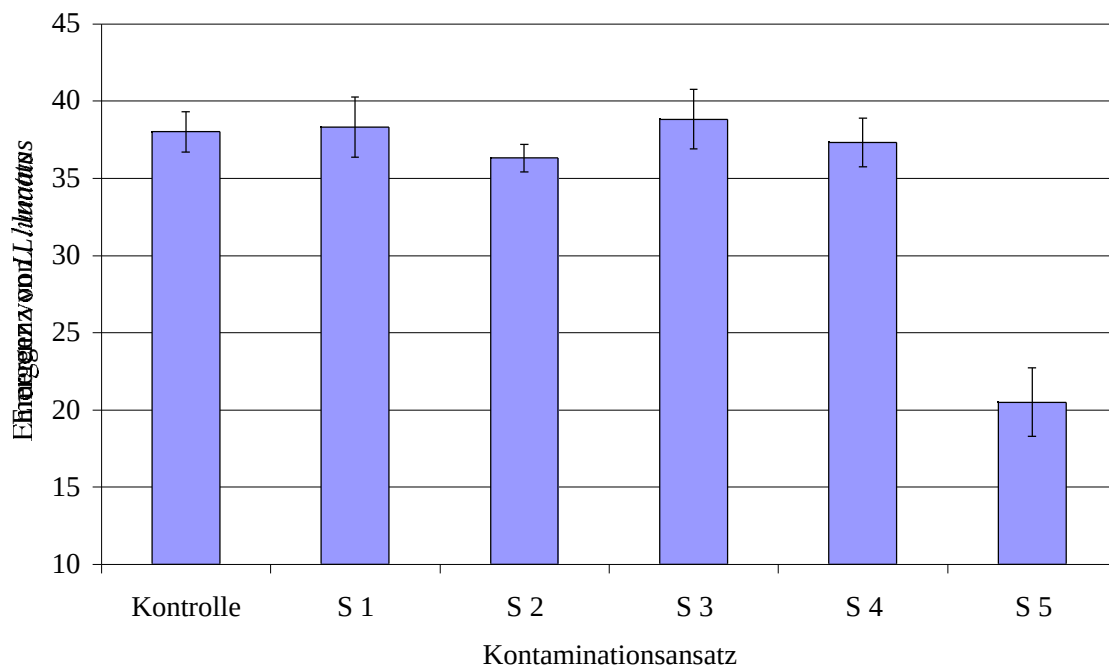


Abb. VII-4: Schlupfrate von *L. lunatus* bei unterschiedlichen Schwebstoff-Kontaminationsstufen ($\pm$ SE) im Beobachtungszeitraum vom 14. Juni bis zum 17. September 1999 in einer freilandnahen Mikrokosmenanlage (Stoffkonzentrationen in S1-S5 siehe Tab. 3).

3.2.4 Zusammenfassung der Ergebnisse aus 3.2

In Mikrokosmen wurden Versuche mit kurzzeitigen Sedimenteinträgen (1 h) und einhergehenden starken Schwebstoffgehalten im freilandrelevanten Konzentrationsbereich (0,3 g/L, 1.0 g/L, 3,0 g/L, 10.0 g/L, 30.0 g/L) untersucht. Die letalen und subletalen Effekte dieser Schwebstoffbelastungen wurden anhand typischer Vertreter der Makroinvertebratenzönose kleiner Fließgewässer (*Gammarus pulex*, *Radix ovata*, *Limnephilus lunatus*) untersucht. Die Hauptergebnisse sind:

Σ Sowohl *G. pulex* als auch *R. ovata* zeigten keine signifikanten Abundanzveränderungen in den einzelnen Schwebstoff-Kontaminationsansätzen gegenüber der Nullprobe.

Σ *L. lunatus* zeigte nur bei der höchsten Schwebstoffkontaminationsstufe (30 g/L nominal) signifikante Abnahmen bei der Anzahl der emergierten Tiere.

4 Diskussion

4.1 Wirkung von toxischen Stickstoffkomponenten

Die Toxizität von Ammoniumbelastungen beruht im Wesentlichen auf die Umsetzungsprodukte Ammoniak und Nitrit. Viele Studien über die aquatische Toxizität des Systems Ammonium/Ammoniak und Nitrit befassen sich mit Fischtoxizitäts-Tests, da Vertebraten besonders empfindlich auf Ammoniak reagieren (DeGraeve *et al.*, 1987; Swigert & Spacie, 1983; Thurston & Russo, 1983). Für adulte Forellen liegt die akute Toxizität (LC-50-Werte (96h)) von Ammoniak bei 0,25-0,41 mg/L NH_3 (Thurston & Russo, 1983). Die Spannweite der LC-50-Werte bei verschiedenen Fischarten ist jedoch groß und variiert zwischen 0,04-4,2 mg/L NH_3 (Speziesunterschiede) (EPA, 1998). Auch für Nitrit ist die akute Toxizität bei Salmoniden beachtlich (z. B. *Salmo gairdneri*, LC-50-Wert: 0,2-0,7 mg/L Nitrit nach 50-96 Stunden) (Neumann *et al.*, 1994). Invertebraten sind Ammoniak gegenüber im allgemeinen toleranter als Fische (LC50-Werte: 1,0- >10 mg/L NH_3) (Thurston *et al.*, 1984; West, 1985; Williams *et al.*, 1986). Auch gegenüber Nitrit sind Makroinvertebraten in der Regel toleranter. Neumann (1994) konnte Nitrittoxizitäten bei der Fließwasserschnecke *Ancylus fluviatilis* eine für Makroinvertebraten hohe Empfindlichkeit gegenüber Nitrit nachweisen (100 % Mortalität bei 5 mg/L Nitrit). Die Planorbiden erwiesen sich gleichfalls als relativ empfindlich. *Radix peregra* zeigte die höchste Toleranz, auch bei reduzierten Chloridkonzentrationen im Medium (2 % Mortalität bei 2 mg/L Nitrit). Die von Williams *et al.* (1986) angegebenen 96h-LC50-Werte (Ammonium) für *G. pulex* liegen zwischen 28 und >38 mg NH_4^+ /l. Im Vergleich dazu konnten in der vorliegenden Studie bereits bei Zehnfach geringeren Konzentrationen (3 mg/L Ammonium (0,15 mg/L Ammoniak, 0,91 mg/L Nitrit)) Abundanzabnahmen von 98 % gegenüber der Kontrolle bei *G. pulex* nachgewiesen werden. Diese Werte beziehen sich jedoch auf eine Langzeitkontamination mit dem aus einer Ammoniumbelastung resultierenden Stoffgemisch (Ammonium/Ammoniak und Nitrit) über 90 Tage (Tab. VII-6).

Tab. VII-6: Vergleich der in dieser Studie ermittelten signifikanten Effektkonzentrationen für das aus dem Ammoniumabbau resultierende Stoffgemisch mit Literaturwerten für die Einzelsubstanzen.

	Ammonium-Konzentration (nominal)	Nitrit-Konzentration	Ammoniak-konzentration bei pH 8 und 20 °C	Signifikante Effekte in den Mikrokosmen (Stoffgemisch 90 d)	Literaturwerte (LC50 etc. nach: Calamari <i>et al.</i> , 1977; Neumann <i>et al.</i> , 1994; Williams <i>et al.</i> , 1986)
C1	0,3 mg/L	0,07 mg/L (0,25 mg/L max.)	0,015 mg/L (0,02 mg/L max.)		
C2	1 mg/L	0,18 mg/L (0,4 mg/L max.)	0,05 mg/L (0,05 mg/L max.)		<i>Oncorhynchus mykiss</i> ^a
C3	3 mg/L	0,91 mg/L (4 mg/L max.)	0,15 mg/L (0,15 mg/L max.)	<i>Gammarus pulex</i>	
C4	10 mg/L	2,41 mg/L (10,0 mg/L max.)	0,5 mg/L (1,0 mg/L max.)	<i>Gammarus pulex</i>	
C5	30 mg/L	4,76 mg/L (11,0 mg/L max.)	1,5 mg/L (2,5 mg/L max.)	<i>Gammarus pulex</i> <i>Radix ovata</i> <i>Limnephilus lunatus</i>	<i>Gammarus pulex</i> ^b , <i>Ancylus fluviatilis</i> ^c

a : LC50 (72d), 0,056 mg/L Ammoniak, (Calamari *et al.*, 1977).

b : LC50 (6.25d), 1,44 mg/L Ammoniak, (Williams *et al.*, 1986).

c : 100 % mortality of embryos, 5 mg/L Nitrit, (Neumann *et al.*, 1994).

Im Vergleich zu *R. ovata* und *L. lunatus* kann *G. pulex* in der hier beschriebenen Mikrokosmenstudie als gegenüber organischer Belastung empfindlich eingestuft werden. Beim Kontaminationsansatz C2 (Tab. VII-2) wurden Abundanzabnahmen von 40% gegenüber der Kontrolle bei *G. pulex* nachgewiesen.

R. ovata und *L. lunatus* zeigten in dieser Studie eine 10 mal geringere Sensitivität gegenüber organischer Belastung als *G. pulex*. Erst beim Kontaminationsansatz C5 (Tab. VII-2) zeigten sich bei *R. ovata* signifikante Abundanzabnahmen und bei *L. lunatus* eine signifikant geringere Schlupfrate. Derartige Stoffkonzentrationen kommen als Spitzenbelastungen in stark organisch verschmutzten Gewässern vor (Schuytema & Nebeker, 1999) und sind daher noch als freilandrelevant einzustufen.

In den Untersuchungsgewässern aus den Teilprojekten IV und V lagen die Konzentrationen von toxischen Stickstoffkomponenten (Ammonium/Ammoniak, Nitrit) in Bereichen, in denen nach den hier ermittelten Ergebnissen keine Reaktionen auf die Makroinvertebratenzönose zu erwarten sind.

4.2 Wirkung von Schwebstoffen

Die Ergebnisse des Teilprojektes weisen auf eine hohe Toleranz der untersuchten Makroinvertebraten-Arten gegenüber kurzzeitigen Belastungen mit Schwebstoffen hin. Akute Reaktionen des Emergenzerfolges von *L. lunatus* zeigten sich dort erst bei mehrmaliger Belastung mit 18 g/L Schwebstoff. Die Abundanzen von *G. pulex* und *R. ovata* blieben hingegen auch bei dieser Konzentration unbeeinflusst. Derartige Konzentrationen von Schwebstoffen sind deutlich höher als in den untersuchten Gewässern zu erwarten sind. Selbst mit dem Einsatz von ereignisgesteuerter Probenahme wurden bislang maximal 2,5 g/L Schwebstoffe in den Gewässern gemessen (Liess *et al.*, 1999).

Diese hohe Toleranz der untersuchten Arten ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß in der vorliegenden Arbeit Arten untersucht wurden, die an hohe Schwebstoffbelastungen landwirtschaftlicher Fließgewässer angepaßt sind. Derartige Anpassungen von Makroinvertebraten-Gemeinschaften an Schwebstoffe wurden in Agrarfließgewässern bereits festgestellt (Ryan, 1991). Dieser Zusammenhang wird auch dadurch bestätigt, daß die Gemeinschaften aus Gewässern, die im Normalfall eine geringe Schwebstoffbelastung besitzen, durch außergewöhnlich hohe Schwebstoffkonzentrationen verändert wurden (Barton, 1977; Smith & Kaster, 1983; Taylor & Roff, 1986).

Aufgrund der notwendigerweise limitierten Anzahl untersuchter Arten kann somit für die ausgewählten Arten gezeigt werden, daß die im Freiland vorhandene Schwebstoffkonzentration im Gegensatz zur Pflanzenschutzmittel-Kontamination vergleichsweise geringe Veränderungen der Populationsdynamik vermuten lassen. So wird die Wirkung freilandrelevanter Pflanzenschutzmittel-Kontamination für die hier untersuchte Art *G. pulex* im Teilprojekt VIII aufgezeigt. Für die Art *L. lunatus* existieren vielfältige Mikrokosmenstudien, die eine Verminderung der Überlebensrate aufgrund freilandrelevanter Pflanzenschutzmittel-Kontamination nachweisen (Liess & Schulz, 1996; Schulz & Liess, 1995).

5 Schlußfolgerungen

Neben Pflanzenschutzmitteleinträgen können auch andere Stoffe die Zusammensetzung der Makroinvertebratenzönose in Fließgewässern nachhaltig verändern. Das vorliegende Teilprojekt beschreibt eine Mikrokosmenstudie, die die Wirkung von toxischen Stickstoffverbindungen (Ammonium / Ammoniak, Nitrit) und Schwebstoffen auf die Makroinvertebratenbiozönose aufzeigt.

G. pulex zeigte im Vergleich zu den anderen Testorganismen eine relativ hohe Empfindlichkeit gegenüber toxischen Stickstoffverbindungen. Bei einer Nominalkonzentration von 3 mg/L Ammonium, 0,91 mg/L Nitrit und 0,15 mg/L Ammoniak waren bei *G. pulex* Abundanzabnahmen von 98% gegenüber der Kontrolle zu verzeichnen. Derartige Konzentrationen sind jedoch nur in stark organisch belasteten Gewässern zu verzeichnen. Hinsichtlich der Schwebstoffe weisen die Ergebnisse des Teilprojektes auf eine hohe Toleranz der untersuchten Makroinvertebraten-Arten gegenüber kurzzeitigen Belastungen hin. So zeigten sich bei *L. lunatus* akute Reaktionen des Emergenzerfolges erst bei mehrmaliger Belastung mit 18 g/L Schwebstoff. Die Abundanzen von *G. pulex* und *R. ovata* blieben hingegen auch bei dieser Konzentration unbeeinflusst.

In den Untersuchungsgewässern aus den Teilprojekten IV und V lagen die Konzentrationen von toxischen Stickstoffkomponenten (Ammonium/Ammoniak, Nitrit) und Schwebstoffen in Bereichen, in denen nach den hier ermittelten Ergebnissen keine Reaktionen auf die Makroinvertebratenzönose zu erwarten sind.

6 Literatur

- Alabaster, J. S., P. D. Anderson, D. Calamari, V. Dethlefsen, M. Grande, R. Lloyd, J.-L. Gaudet & R. L. Welcome, 1980. Water Quality Criteria For European Freshwater Fish; Report On Combined Effects On Freshwater Fish And Other Aquatic Life Of Mixtures Of Toxicants In Water. EIFAC 37: 1-49.
- Barton, B. A., 1977. Short-term effects of highway construction on the limnology of a small stream in southern Ontario. Freshwat. Biol. 7: 99-108.
- Beven, K. G., 1982. Macropores and water flow in soils. Wat. Resour. Res. 18(5): 1311-1325.
- Calamari, D., R. Marchetti & G. Vailati, 1977. Effects of prolonged treatments with ammonia on stages of development of *salmo gaidneri*. Nuovi Ann. Ig. Microbiol. 28: 333-345.
- Cooper, C. M., 1987. Benthos in Bear Creek, Mississippi: Effects of habitat variation and agricultural sediments. J. Freshw. Ecol. 4: 101-113.
- DeGraeve, G. M., W. D. Palmer, E. L. Moore, J. J. Coyle & P. L. Markham, 1987. The effect of temperature on the acute and chronic toxicity of un-ionized ammonia to Fathead Minnows and Channel Catfish. Final report. U.S. EPA.
- EPA, 1998. Update of ambient water quality criteria for ammonia. Office of Water 4303. EPA 822-R-98-008.
- Hasenpusch, K., 1995. Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete. Landbauforschung Völknerode Sonderheft 158: 216.
- Higler, L. W. G., 1981. Caddis larvae in a dutch lowland stream. Proceedings of the 3rd International Symposium on Trichoptera. Dr. W. Junk, The Hague. 127-128.
- Kladivko, E. J., G. E. Vanscoyoc, E. J. Monke, K. M. Oates & W. Pask, 1991. Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. J. envir. Qual. 20: 264-271.
- Klee, O., 1991. Angewandte Hydrobiologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Liess, M. & R. Schulz, 1996. Chronic effects of short-term contamination with the pyrethroid insecticide fenvalerate on the caddisfly *Limnephilus lunatus*. Hydrobiologia 324(2): 99-106.
- Liess, M., R. Schulz, M. H.-D. Liess, B. Rother & R. Kreuzig, 1999. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. Wat. Res. 33(1): 239-247.
- Neumann, D., I. Raschke, M. Kramer, P. Stief, E. Schmitter, S. Tenten & B. Gräfe, 1994. Makrozoobenthos und Nitrittoxizität in nitratbelasteten Fließgewässern. In Erweiterte

- Zusammenfassungen der Jahrestagung 1994 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL). Hamburg: 552-556.
- Ryan, P. D., 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.* 25: 207-221.
- Schulz, R. & M. Liess, 1995. Chronic effects of low insecticide concentrations on freshwater caddisfly larvae. *Hydrobiologia* 299: 103-113.
- Schuytema, G. S. & A. V. Nebeker, 1999. Comparative toxicity of ammonia and nitrate compounds to pacific treefrog and african clawed frog tadpoles. *Envir. Toxicol. Chem.* 18: 2251-2257.
- Schwoerbel, J., 1993. Einführung in die Limnologie. Fischer, Stuttgart, New York.
- Smith, M. E. & J. L. Kaster, 1983. Effect of rural highway runoff on stream benthic macroinvertebrates. *Envir. Pollut.* 32: 157-170.
- Swigert, J. P. & A. Spacie, 1983. Survival and growth of warmwater fishes exposed to ammonia under low conditions. National Technical Information Service. PB83-257535.
- Taylor, B. R. & J. C. Roff, 1986. Long-term effects of highway construction on the ecology of a southern Ontario (Canada) stream. *Environmental Pollution - Series a Ecological and Biological* 40(4): 317-344.
- Thurston, R. V., R. J. Leudtke & R. C. Russo, 1984. Toxicity of ammonia to freshwater insects of three families. Fisheries Bioassay Laboratory. Montana State University. 84-2.
- Thurston, R. V. & R. C. Russo, 1983. Acute toxicity of ammonia to Rainbow Trout. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 112: 696-704.
- Walther, W., 1980. Prozess des Stoffabtrages und der Stoffauswaschung während und nach Starkregen in ackerbaulich genutzten Gebieten - 1. Bericht: Stoffabtrag. *Z. Kulturtech. Flurbereinig.* 21: 65-74.
- West, C. W., 1985. Acute toxicity of ammonia to 14 freshwater species. U.S. EPA, Environmental Research Laboratory.
- Williams, K. A., D. W. J. Green & D. Pascoe, 1986. Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates. 3. Ammonia. *Archives Hydrobiol.* 106: 61-70.

Inhalt

1	Einleitung.....	VIII-2
2	Material und Methoden.....	VIII-3
2.1	Aufbau der Mesokosmen.....	VIII-3
2.2	Abiotische Parameter.....	VIII-4
2.3	Kontamination.....	VIII-5
2.4	Erfassung der Organismen.....	VIII-7
3	Ergebnisse.....	VIII-8
3.1	Drift von <i>Gammarus pulex</i>	VIII-8
3.2	Veränderung der Populationsdichte und Gemeinschaftszusammensetzung.....	VIII-9
3.3	Zerkleinerungsleistung der Gemeinschaft.....	VIII-18
4	Diskussion.....	VIII-21
4.1	Drift von <i>Gammarus pulex</i>	VIII-21
4.2	Veränderung der Populationsdichte und Gemeinschaftszusammensetzung.....	VIII-21
4.3	Unterschiede in den Ergebnissen der Experimente.....	VIII-22
4.4	Zerkleinerungsleistung der Gemeinschaft.....	VIII-24
5	Literatur.....	VIII-25

1 Einleitung

Im Freiland ist eine monokausale Dosis-Wirkungsbeziehung zwischen Insektizidbelastung und Reaktion der Biozönose nur schwer nachzuweisen, da andere Einflußfaktoren die Wirkung der Pflanzenschutzmitteln überlagern. Im vorliegenden Teilprojekt wurde daher in acht Mesokosmen eine Konzentrations-Wirkungs-Beziehung auf Populations- und Gemeinschaftsebene erarbeitet. Somit wurden Testsysteme mit einer hohen Ähnlichkeit der Umweltfaktoren bei gleichzeitig hoher Naturnähe verwendet. Der Nachteil von Labortests, die geringe Freilandnähe (Kimball & Levin, 1985), wird in den verwendeten Mesokosmen weitgehend vermieden. So ist die Exposition aufgrund von Sorptionsprozessen realistisch. Intra- und interspezifische Interaktion zwischen den Organismen sind möglich; eine hohe Anzahl von Arten kann in ihrer Reaktion auf die Toxine über mehrere Monate beobachtet werden, und Wiederbesiedlung ist für flugfähige Insekten aus einem nur wenige Meter entfernten unbelasteten Gewässer möglich.

Die verwendeten Insektizide (Esfenvalerat bzw. Esfenvalerat und Parathion-ethyl) sowie die Höhe der Kontamination (Kontaminationsdauer 1h, Konzentrationen von 0,01 - 10 µg/L) entspricht der im Freiland gefundenen Belastung (Liess *et al.*, 1999). Die untersuchten Organismen sind typisch für kleine Fließgewässer in der Agrarlandschaft. Somit wurde ein System untersucht, welches in hohem Maße ein Abbild der Verhältnisse im Freiland widerspiegelt.

Es wurden die folgenden Endpunkte als Reaktion auf die Insektizidbelastung untersucht:

- * Driftreaktion von *Gammarus pulex*
- * Veränderung der Populationsdynamik der Makroinvertebraten
- * Zerkleinerungsleistung der Gemeinschaft

Die Ergebnisse dieses Teilprojektes ergänzen die Interpretation der in den Abschnitten IV und V gewonnenen Befunde der Freilanduntersuchungen.

2 Material und Methoden

Im Jahr 1996 wurden zunächst Kontaminationsversuche mit Esfenvalerat in vier Mesokosmen durchgeführt. Sie dienten zur methodischen Optimierung der Versuchsanlage. 1997 erfolgte eine gleichzeitige Kontamination mit den Wirkstoffen Esfenvalerat und Parathion-ethyl, die auch im Freiland gemeinsam nachgewiesen wurden (Liess *et al.*, 1999). 1998 wurden die Mesokosmen mit Esfenvalerat kontaminiert. In allen Jahren wurde über mehrere Monate die Populationsdynamik der Makroinvertebraten aufgenommen. Zusätzlich erfolgte 1998 eine Untersuchung zum Einfluß der Kontamination auf die Zerkleinerungsleistung der Biozönose.

2.1 Aufbau der Mesokosmen

Die Mesokosmenanlage, in der die Versuche durchgeführt wurden, liegt 20 km nördlich von Braunschweig inmitten land- und forstwirtschaftlich genutzter Flächen. Bei der Gestaltung der Mesokosmen wurde auf ein möglichst freilandnahes Design geachtet. Deshalb wurden Sediment, Pflanzen, Tiere und Speisewasser aus einem benachbarten Agrarfließgewässer entnommen. Dieser Tieflandbach, die Vollbüttler Riede, ist ganzjährig wasserführend, ca. 1,20 - 1,50 m breit und entspringt 4 km südlich der Versuchsanlage. Er wird seit mehreren Jahren von der Arbeitsgruppe untersucht und als gering- bis unbelastet mit PSM eingestuft. Durch die Entnahme des Speisewassers aus dem angrenzenden Bach konnte trotzdem eine Kontamination der Mesokosmen nicht ausgeschlossen werden, die aber alle Mesokosmen gleichermaßen betreffen würde. Drainageeinleitungen sind an der Riede jedoch nicht vorhanden. Auch ist das Gewässer mit einem bepflanzten Randstreifen versehen. Wasserproben aus dem Bach, die zur Kontrolle analysiert wurden sowie parallel durchgeführte Driftmessungen im Bach ergaben keine Anzeichen einer Kontamination in den Jahren 1996-98.

Die Mesokosmosversuche fanden in acht gleichgestalteten Rinnen von 20 m Länge und 60 cm Breite statt. Die Gerinne hatten eine Abdichtung aus PE-Folie, ein Gefälle von ca. 0,3% und einen stündlichen Durchfluß von 1500 L. Der Wasserstand betrug ca. 20 cm, die Strömungsgeschwindigkeit 0,02 m/s. Zwei Meter vor dem Ende jeder Rinne war ein Driftnetz angebracht, in dem driftende Organismen aufgefangen werden konnten. Am Ende der Rinne floß das Wasser in ein Wasserreservoir von 200 Litern Fassungsvermögen, in dem eine Pumpe das Wasser zum Anfang des Gerinnes hoch pumpte. Alle Reservoirs der Gerinne wurden einzeln mit Frischwasser aus dem angrenzenden Bach versorgt. Der Frischwasseraustausch betrug 200 l/Std (ca. 1/8 des stündlichen Durchflußmenge). Überschüssiges Wasser floß aus dem Reservoir zurück in den Bach.

Die Gerinne wurden mit Bachsediment, überwiegend Sand, befüllt und mit Berle (*Berula erecta*) aus dem Bach bepflanzt. Die Pflanzendeckung betrug im Jahresverlauf ca. 40-80%. Mittels Surber-Samplern wurden nach zwei bis vier Wochen aus dem Bachoberlauf Tiere für den initialen Besatz entnommen. Die Besiedlungsdichte lag in den Mesokosmen schließlich etwa in dem Bereich der Besiedlungsdichte des Fließgewässers. Vor der Kontamination erfolgten zwei Populationsaufnahmen. Nach der Kontamination erfolgten im Verlauf von drei Monaten drei weitere Populationsaufnahmen. Störungen der Biozönose durch Populationsaufnahmen sollten möglichst gering gehalten werden. Daher wurden in definierten Bereichen mit Hilfe von Sauggeräten vorhandene Organismen entnommen.

Die Mesokosmen stellten ein halboffenes System dar: Mit dem Speisewasser konnten Tiere <1mm oder Eigelege in die Mesokosmen gelangen und auch daraus entweichen. Die Einwanderung einzelner juveniler Gammariden wurde beobachtet. Eine Besiedlung durch Insekten aus der Luft war möglich.

2.2 Abiotische Parameter

Die abiotischen Parameter zeigten eine große Übereinstimmung zwischen den Mesokosmen. Sie waren mit dem Fließgewässer, aus dem das Speisewasser entnommen wurde vergleichbar, lediglich die Temperatur lag aufgrund geringerer Beschattung in den Mesokosmen tagsüber 1-2 °C höher als im Fließgewässer. Die 14-tägig aufgenommenen Parameter Ammonium-, Nitrat-, Nitrit- und Phosphatgehalt wiesen ebenso wie der wöchentlich aufgenommene pH-Wert, der Sauerstoffgehalt und die Leitfähigkeit keine Auffälligkeiten auf, weder größere Unterschiede zwischen den Gerinnen, noch Werte, die zu einer Beeinträchtigung der Biozönose führen könnten (siehe Tabelle VIII-1).

Die chemischen und physikalischen Parameter wurden im Freiland aufgenommen, dabei kamen Untersuchungssets der Fa. Macherey & Nagel und Meßgeräte (Sauerstoff, pH, Temperatur, LF) der Fa. WTW zum Einsatz. Die chemischen Untersuchungssets hatten eine Nachweisgrenze von: Ammonium 0,025 mg/L; Nitrat 1 mg/L; Nitrit 0,005 mg/L; Orthophosphat 0,05 mg/L.

Tabelle VIII-1: Zusammenstellung der gemittelten physikalisch-chemischen Wasserparameter für alle Mesokosmen, sowie deren Maximal- und Minimalwerte.

Parameter	Mittelwert	Maximum	Minimum
Temperatur (°C)	14,5	20,5	5,8
Sauerstoffgehalt (mg/L)	8,6	11,6	5
Sauerstoffgehalt (%)	88	105	52
elektr. Leitfähigkeit (µS/cm)	776	865	583
pH - Wert	7,8	8,2	7,1
Ammonium (mg/L)]	<0,025	<0,025	<0,025
Nitrit (mg/L)	0,02	0,08	<0,005
Nitrat (mg/L)	1,5	7,5	<1
Orthophosphat (mg/L)	0,23	0,35	0,1

2.3 Kontamination

Die Kontamination der Mesokosmen erfolgte im Durchfluß nach punktuelltem Eintrag am obersten Ende der Fließstrecke. Vorgefertigte konzentrierte Lösungen wurden über den Zeitraum von je einer Stunde mittels Peristaltikpumpe mit 1500 l/h Wasser (Förderleistung der Speisewasserpumpe) auf die Endkonzentration verdünnt. Die gesamte Wassermenge der jeweils einstündige Kontamination und einer anschließenden zweistündigen Spülphase wurde am unteren Ende der Fließstrecke aufgefangen. Das Wasser der Mesokosmen wurde für weitere 21 Stunden ohne Frischwasserzugabe im Kreis gepumpt, um nach der Spülphase eventuell noch im Wasser verbliebenen Wirkstoffen Zeit zu geben, an Oberflächen zu adsorbieren. Erst einen Tag nach der Kontamination wurden die Mesokosmen wieder mit frischem Bachwasser versorgt. In beiden Kontrollgerinnen wurde wie in den kontaminierten Mesokosmen verfahren.

In Wasserproben aus Untersuchungsgewässern im Braunschweiger Umland wurden Insektizidkonzentrationen von bis zu mehreren µg/L gefunden (Tabelle VIII-2). Entsprechend dieser Freilandfunde wurde der Konzentrationsbereich von 0,01 - 10 µg/L Wirkstoffkonzentration für die Mesokosmenexperimente abgeleitet.

Tabelle VIII-2: Ausgewählte Freilandnachweise von Parathion und Fenvalerat in Agrarfließgewässern des Braunschweiger Umlandes. Die Angaben beziehen sich auf Nachweise im Wasser ($\mu\text{g/L}$; nd = kein Nachweis) (Liess *et al.*, 1999).

Datum	Parathion	Fenvalerat
19.05.94	6,0	nd
25.05.94	0,9	nd
27.05.95	0,6	6,2
01.06.95	0,15	3,3
17.07.95	0,22	3,2
29.08.95	2,0	6,0

Die Kontamination erfolgte in den Jahren 1996-1998 mit dem Insektizid Esfenvalerat (Handelsname Sumicidin Alpha) und 1997 als Doppenkontamination gleichzeitig mit dem Insektizid Parathion-ethyl (Handelsname E 605 forte), wobei die angegebenen Konzentrationen den einzelnen Wirkstoffanteilen entsprechen. Die Gerinne wurden für eine Stunde mit den angegebenen Konzentrationen im Durchfluß kontaminiert.

Bei der Kontamination wurde auf parallele Ansätze einzelner Kontaminationsstufen verzichtet, um ein größeres Konzentrationsspektrum untersuchen zu können. Jeweils zwei Gerinne dienten als Kontrolle.

In einem Tracerversuch (methodisch durchgeführt wie eine Kontamination) mit dem Farbstoff Rhodamin konnte gezeigt werden, daß ca. 20 min nach Kontaminationsbeginn die Maximalkonzentration das untere Ende der Fließstrecke erreichte. Durch das Wasservolumen der Mesokosmen kam es bis zum unteren Gerinneende zu einer Verdünnung der Maximalkonzentration auf 80% der Ausgangskonzentration. 40 min nach Beginn der Spülphase war am Ende der Fließstrecke noch 2% der Ausgangskonzentration des Tracers nachweisbar, nach 60 min Spülphase noch 1% der Ausgangskonzentration. Die bei der Kontamination eingesetzten Insektizide hatten eine wesentlich geringere Wiederfindungsrate als der Tracer. Untersuchungen von Wasserproben vom Ende der Fließstrecke durch das Institut für Ökologische Chemie der TU Braunschweig ergaben für Parathion-ethyl und Esfenvalerat Wiederfindungsraten von 10 - 33%. Dies läßt sich mit der Eigenschaft dieser Wirkstoffe erklären, an Oberflächen zu adsorbieren und sich im Sediment und in Wasserpflanzen anzureichern (Heinis & Knuth, 1992).

Im Folgenden wird bei der Beschreibung der Ergebnisse die Nominalkontamination genannt. Die beobachteten Effekte traten jedoch entsprechend der genannten Wiederfindungsraten bereits bei wesentlich niedrigeren Wasserkonzentrationen als der Nominalkontamination auf.

2.4 Erfassung der Organismen

Zwei Meter vor dem unteren Ende der Mesokosmen war jeweils ein Driftnetz angebracht, in dem driftende Organismen aufgefangen wurden. Diese Tiere wurden schonend aus dem Netz entnommen und nach der Bestimmung und Auszählung wieder im obersten Drittel des jeweiligen Gerinnes ausgesetzt. Die Erfassung der Drift erfolgte vor der Kontamination alle drei Tage, nach der Kontamination fünf mal stündlich und danach täglich. Eine Woche nach der Kontamination wurde die Drift dreitägig erfaßt.

Die Populationsaufnahmen wurden mit einem Wasser-Exhaustor durchgeführt. Ein oben und unten offener Drahtkäfig von 15 x 15 cm Grundfläche und einer Höhe von 25 cm wurden in die Gerinne gestellt. Alle Tiere innerhalb des Käfigs wurden abgesaugt und gelangten mit dem ebenfalls abgesaugten Wasser in ein Auffanggefäß. Nach Bestimmung und Auszählung der Tiere wurden diese wieder in den Mesokosmenabschnitt, aus dem sie entnommen wurden, zurückgesetzt. Die Methode ist geeignet, auch an Pflanzen festsitzende Tiere schonend zu erfassen. Je Termin und Gerinne wurden je sechs mal acht Proben entsprechend dem Inhalt des Drahtkäfigs entnommen.

Zur Untersuchungen der Zerkleinerungsleistung der Mesokosmenzönose wurden definierte Mengen Erlenlaub (*Alnus glutinosa*) aus der Umgebung der Versuchsanlage in die Gerinne eingebracht. Die Blätter wurden vor Versuchsbeginn geerntet, zur Lagerung bei -18°C eingefroren und wöchentlich aufgetaut. Das Feuchtgewicht aller aufgetauten Blätter incl. einer Referenzmenge wurden bestimmt. Die Referenzmenge diente dazu, bei veränderlichem Wassergehalt durch die immer längere Tiefkühlung die Trockenmasse der Blätter berechnen zu können. 5 mal 5 Blätter wurden, befestigt an einer Schnur, im oberen und unteren Drittel jedes Gerinne befestigt. Nach einer Woche Verweilzeit im Wasser wurden die Blätter getrocknet und der Trockengewichtsunterschied im Vergleich zu der ebenfalls getrockneten Referenzmenge bestimmt. Die Verluste an Blattmasse in den kontaminierten Mesokosmen wurde in Bezug zu dem Verlust in den Kontrollgerinnen gesetzt und als prozentualer Unterschied zur Kontrolle angegeben.

3 Ergebnisse

3.1 Drift von *Gammarus pulex*

Die stärkste Drift fand in beiden Jahren (1997, Esfenvalerat und Parathion-ethyl; 1998, Esfenvalerat) in den ersten 24 Stunde nach der Kontamination statt. In den Versuchen im Jahr 1997 (Kontamination mit Parathion-ethyl und Esfenvalerat) zeigte sich eine Erhöhung der Drift ab 0,1 µg/L (je Wirkstoff). Die Drift war bei dieser Konzentration um den Faktor 4 im Vergleich zum Mittelwert der Kontrollen erhöht. Bei 0,316 µg/L je Wirkstoff lag der Faktor der Drifterhöhung bereits bei 15 (Abb. VIII-1). Auch bei den Versuchen im Jahr 1998 (Kontamination mit Esfenvalerat) zeigte sich eine erhöhte Drift, allerdings erst ab einer Konzentration von 0,316 µg/L Esfenvalerat. Bei dieser Konzentration war die Drift war um den Faktor 8 erhöht (nicht dargestellt).

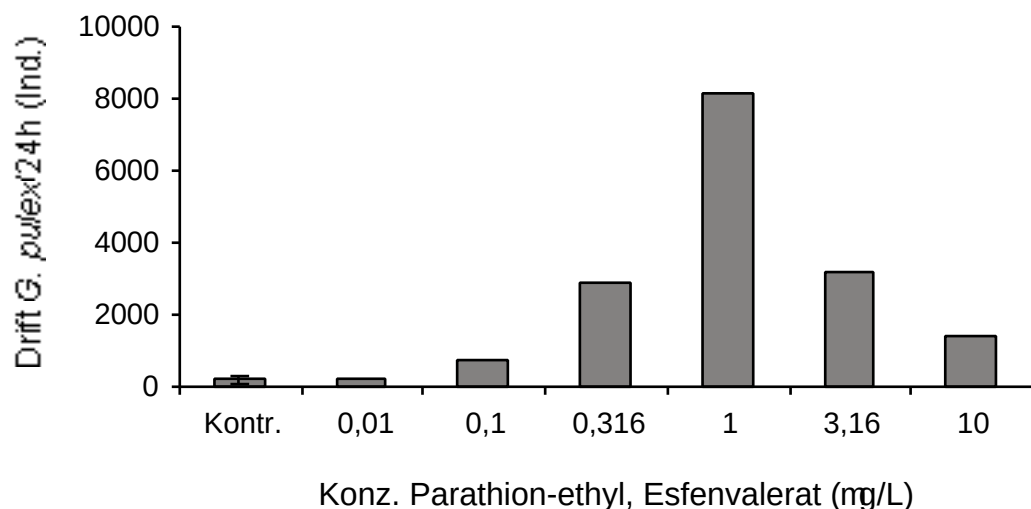


Abbildung VIII-1: Drift von *Gammarus pulex* in den ersten 24 h nach einstündiger Kontamination mit Parathion-ethyl und Esfenvalerat. Die Konzentrationen sind je Einzelwirkstoff angegeben. Der Ergebnisse der Kontrollen wurden als Mittelwert mit Standardabweichung angegeben.

Eine konzentrationsabhängig ansteigende Drift ließ sich 1997 und 1998 bis zum Wert von 1 µg/L feststellen. In den mit 3,16 bzw. 10 µg/L kontaminierten Gerinnen nahm die Drift im Vergleich zum 1 µg/L Mesokosmos ab, die akute Mortalität hingegen leicht zu. In den höchsten Konzentrationen war eine zeitlich verlängerte Driftreaktion zu beobachten. Bei 10 µg/L (je Wirkstoff Parathion-ethyl und Esfenvalerat) hielt diese über mehr als sechs Tage an. Das Driftmaximum wurde hier erst am zweiten und dritten Tag erreicht. Sechs Tage nach der Kontamination war die Drift im Vergleich zu den Kontrollen noch um den Faktor 4 erhöht, erst nach 13 Tagen war die Driftrate auf dem gleichen Niveau wie in den Kontrollgerinnen.

Die Anzahl der toten verdrifteten Gammariden nahm konzentrationsabhängig zu. 1997 machte ihr Anteil an der Drift nach Kontamination mit 3,16 µg/L je Einzelwirkstoff 8% aus, nach Kontamination mit 10 µg/L waren es 20% der Gesamtdrift. Die lineare Regressionsanalyse mit einem r^2 von 0,91 zeigt einen hochsignifikanten Zusammenhang ($p = 0,003$). Es wird aber nur ein im Vergleich zur Gesamtabundanz geringer prozentualer Anteil von 2-3% toter Tiere in der Drift gefunden. Grund dafür ist, daß die Verdriftung der toter Tiere passiv geschah - im Gegensatz zur aktiven Drift als Vermeidungsreaktion. Bei der ersten Populationsaufnahme, zwei Wochen nach der Kontamination, wurde 1997 in den beiden am höchsten kontaminierten Mesokosmen kaum noch Individuen von *G. pulex* gefunden. Es muß eine letale Schädigung durch die Insektizide stattgefunden haben. Die toten Tiere wurden aber weder in der Drift noch bei der Populationsaufnahmen in großer Anzahl gefunden, was auf eine schnelle Zersetzung der toten Tiere hindeutet.

In den Mesokosmenversuchen 1998 mit dem Wirkstoff Esfenvalerat konnte auch eine erhöhte Drift von Larven der Köcherfliege *Limnephilus lunatus* nachgewiesen werden. Die um den Faktor 4 erhöhte Drift fand in den ersten 48 Stunden nach der Kontamination in den 3,16 und 10 µg/L Gerinnen statt (nicht dargestellt).

3.2 Veränderung der Populationsdichte und der Gemeinschaftszusammensetzung

Die Mesokosmen wiesen vor der Kontamination in den Untersuchungen beider Jahren keinen signifikanten Gradient in Bezug auf die untersuchten Endpunkte auf.

Im Jahr 1997 mit einer Mischkontamination von Esfenvalerat und Parathion-ethyl war nach der Kontamination eine Verminderung der Abundanz aller Arten im Mesokosmos in den beiden höchsten Konzentrationen (3,16 µg/L; 10 µg/L) im Vergleich zu den gering belasteten Ansätzen festzustellen (Abb. VIII-2). Die Verminderung der Abundanz mit steigender Konzentration war zur ersten Populationsaufnahme nach der Kontamination signifikant (Tabelle VIII-3, Methode siehe auch (Crossland, 1990)). Der beschriebene Zusammenhang war zur zweiten und dritten

Populationsaufnahme nach der Kontamination nicht mehr signifikant, da keine deutliche Abnahme der Abundanz aller Arten innerhalb den geringer belasteten Ansätzen (0,01 µg/L bis 1 µg/L) vorhanden war.

Die Abundanzentwicklung der gegenüber organischen Toxinen sensiblen Arten (Arten mit einem S-Wert < 3,5; Werte siehe Abschnitt 3) wies große Ähnlichkeiten zur Entwicklung der Gesamtabundanz auf. Dies ist vor allem dadurch zu begründen, daß die als sensibel eingestufte Art *Gammarus pulex* einen großen Anteil an der Gesamtabundanz ausmachte (Abb. VIII-3).

Die Abundanzentwicklung insensibler Arten (Arten mit einem S-Wert > 3,5; Werte siehe Abschnitt III) war durch eine Erhöhung der Abundanz vor allem in den höheren Konzentrationen gekennzeichnet. Diese Entwicklung verstärkte sich mit größerem zeitlichen Abstand zur Kontamination (Abb. VIII-3). Diese Abhängigkeit ist während zwei der drei Populationsaufnahmen signifikant (Tabelle VIII-4).

Die Abundanz der sensiblen r-Strategen mit einer großen Fähigkeit der Wiederbesiedlung (Arten mit plurivoltinem Generationszyklus, Eiablage und Larvalentwicklung im Untersuchungszeitraum sowie Heteroptera) traten in hoher Abundanz nach der Kontamination in dem Ansatz mit der höchsten Kontamination auf (Abb. VIII-5). Da dieser Effekt lediglich in der höchsten Konzentrationsstufe auftrat, konnte keine Signifikanz errechnet werden.

Zusammenfassend ist in Abbildung (Abb. VIII-6) die Konzentrations-Wirkungsbeziehung des Anteils insensibler Arten und sensibler r-Strategen an der Gesamtabundanz aller Arten dargestellt. Es zeigt sich deutlich und signifikant, daß diese Arten im Vergleich zu den anderen Arten von der Kontamination profitieren; Ihr Anteil steigt mit steigender Kontamination (Tabelle VIII-3).

Im Jahr 1998 mit einer Kontamination von Esfenvalerat war nach der Kontamination ebenfalls wie im Jahr 1997 eine Verminderung der Abundanz aller Arten im Mesokosmos mit steigender Kontamination festzustellen (Abb. VIII-7). Die Verminderung der Abundanz mit steigender Konzentration war zu allen Populationsaufnahmen nach der Kontamination signifikant (Tabelle VIII-3).

Tabelle: VIII-3: Lineare Regression zwischen logarithmierter Abundanz bzw. logarithmiertem Anteil an der Gesamtabundanz und logarithmierter Kontamination. Es werden die drei Erfassungstermine nach der Konzentration für verschiedene Endpunkte dargestellt. Vor der Kontamination bestand zu keinem der untersuchten Parameter eine signifikante Abhängigkeit.

Endpunkt	Erfassung	p	r ²	F
Abundanz alle Arten (1997)				
	1.	=0,033	0,72	10,2
	2.	n.s.	-	-
	3.	n.s.	-	-
Abundanz sensitive Arten (1997)				
	1.	=0,034	0,72	10,1
	2.	n.s.	-	-
	3.	n.s.	-	-
Abundanz insensitive Arten (1997)				
	1.	=0,033	0,72	10,2
	2.	n.s.	-	-
	3.	=0,017	0,79	15,3
Anteil insensitiver Arten und r-Strategen (1997)				
	1.	n.s.	-	-
	2.	=0,022	0,77	13,11
	3.	=0,01	0,84	21,13
Abundanz alle Arten (1998)				
	1.	<0,01	0,95	83,5
	2.	<0,01	0,99	377,2
	3.	=0,013	0,82	18,24

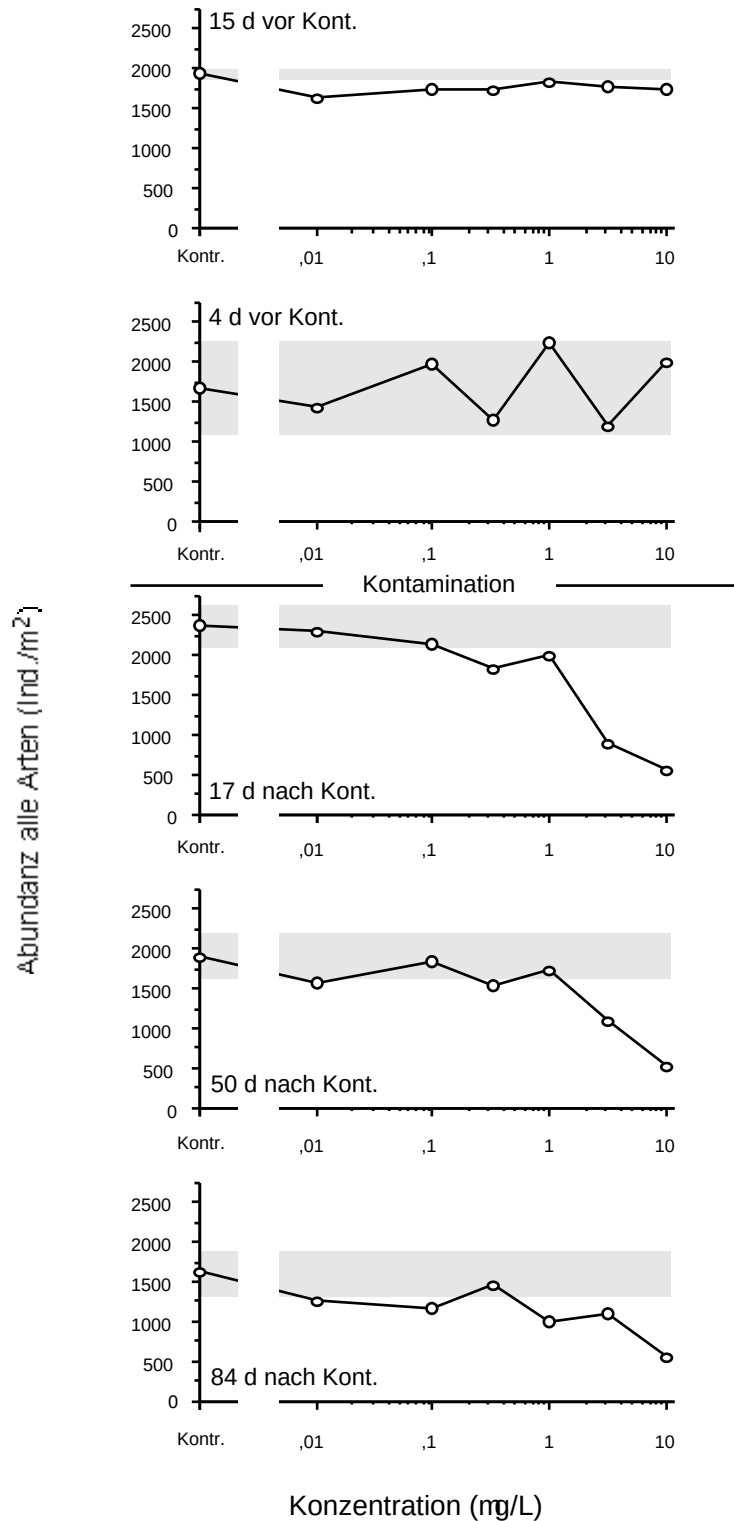


Abb. VIII-2: Konzentrations-Wirkungsbeziehung der Abundanz aller Arten bei Kontamination mit Esfenvalerat und Parathion-ethyl (1997). Der grau hinterlegte Bereich zeigt den Schwankungsbereich der beiden Kontrollen.

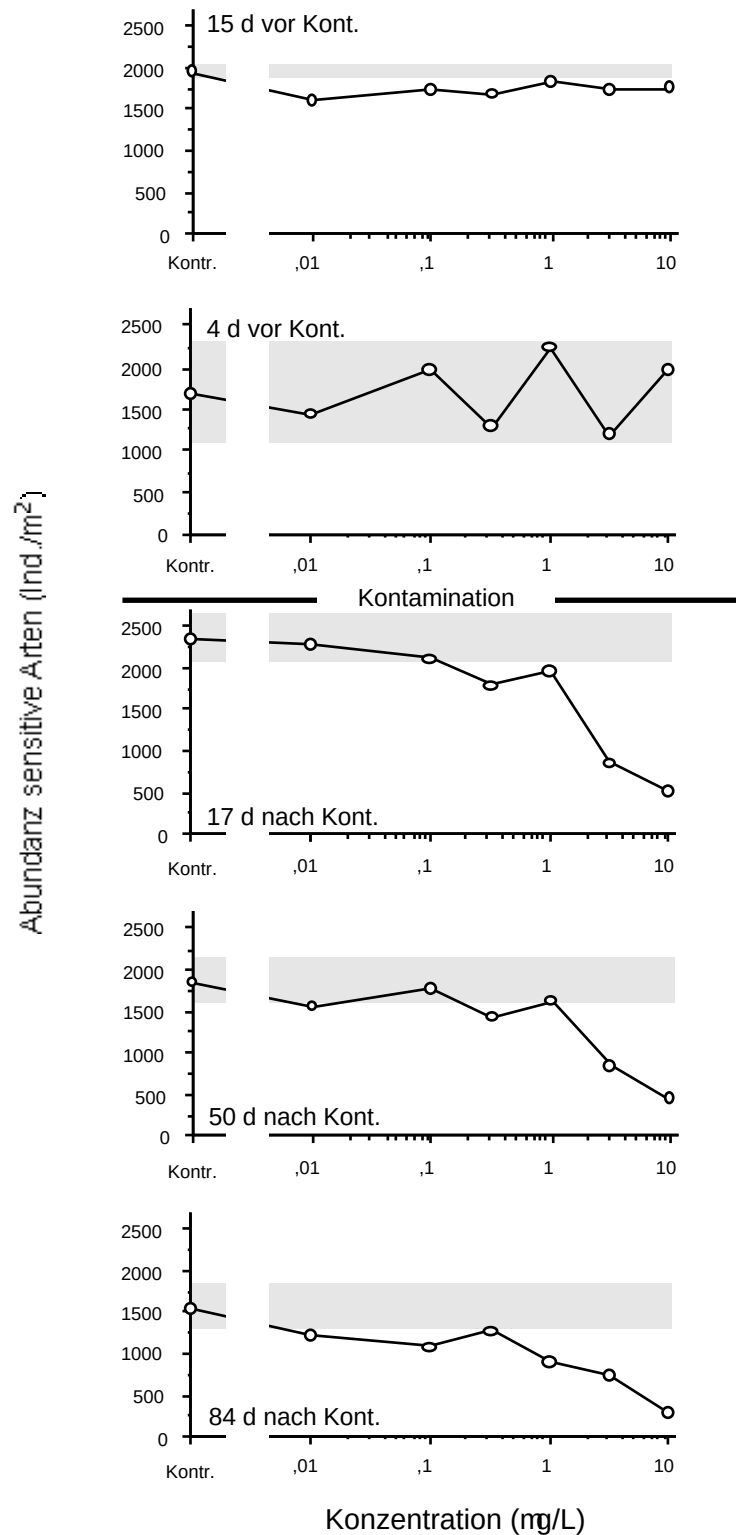


Abb. VIII-3: Konzentrations-Wirkungsbeziehung der Abundanz sensibler Arten bei Kontamination mit Esfenvalerat und Parathion-ethyl (1997). Definition sensibler Arten siehe Teilprojekt III. Der grau hinterlegte Bereich zeigt den Schwankungsbereich der beiden Kontrollen.

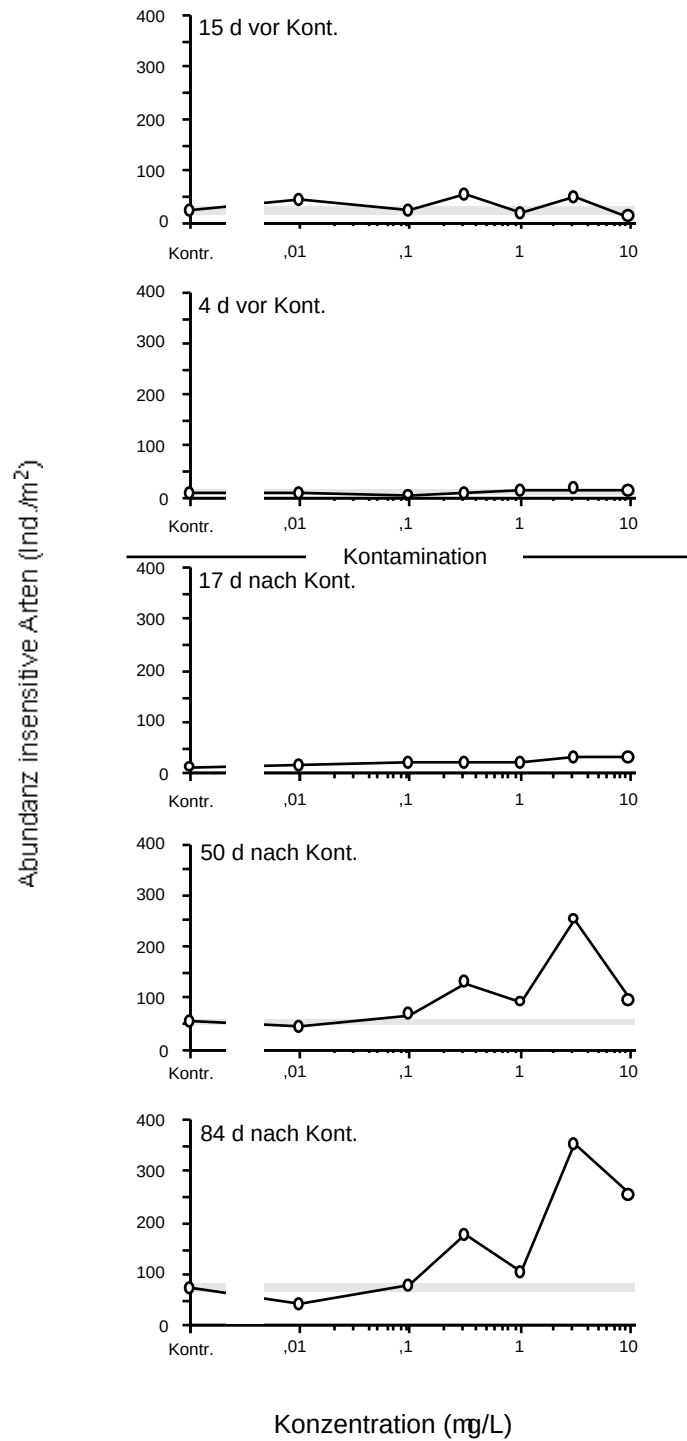


Abb. VIII-4: Konzentrations-Wirkungsbeziehung der Abundanz insensitive Arten bei Kontamination mit Esfenvalerat und Parathion-ethyl (1997). Definition insensitive Arten siehe Teilprojekt III. Der grau hinterlegte Bereich zeigt den Schwankungsbereich der beiden Kontrollen.

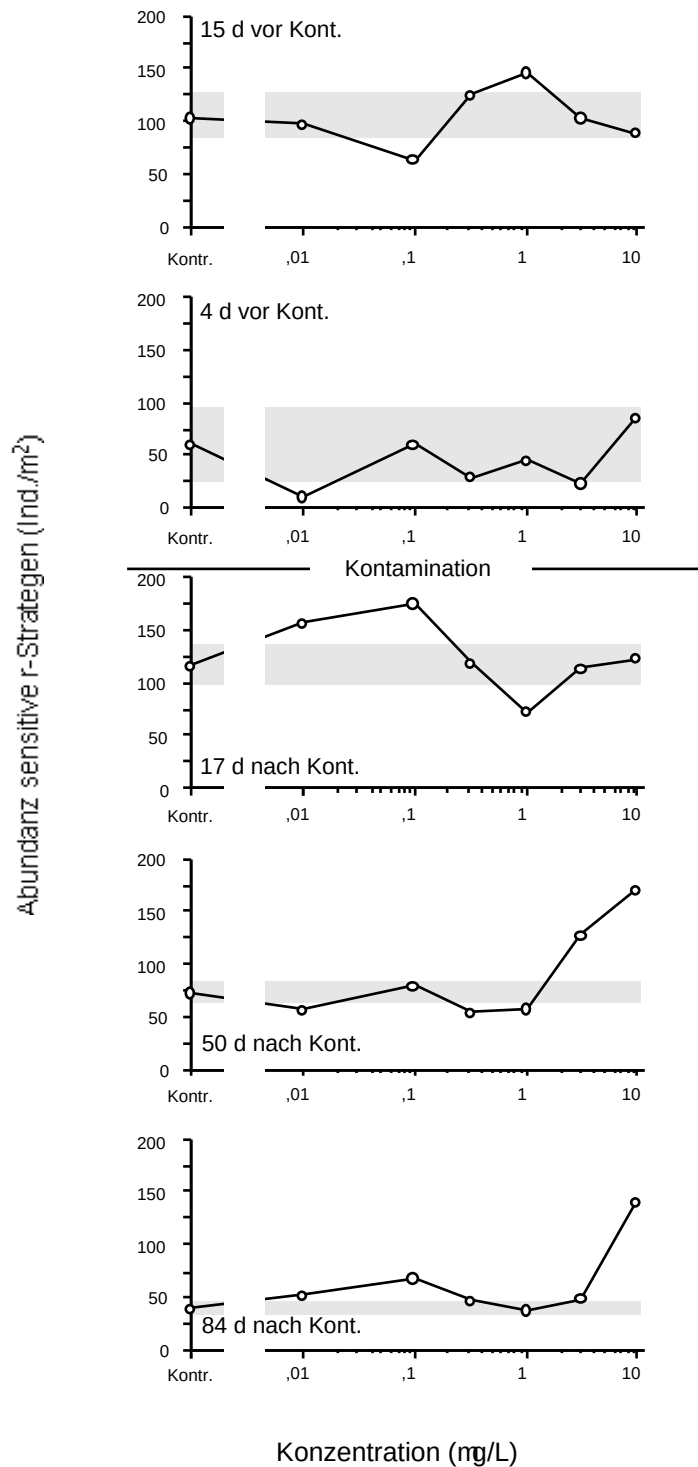


Abb. VIII-5: Konzentrations-Wirkungsbeziehung der Abundanz sensibler r-Strategen bei Kontamination mit Esfenvalerat und Parathion-ethyl (1997). Definition sensibler Arten siehe Teilprojekt III, Arten mit der Möglichkeit der Wiederbesiedlung im Versuchszeitraum (plurivoltin, hohes Ausbreitungspotential) werden als r-Strategen definiert. Der grau hinterlegte Bereich zeigt den Schwankungsbereich der beiden Kontrollen.

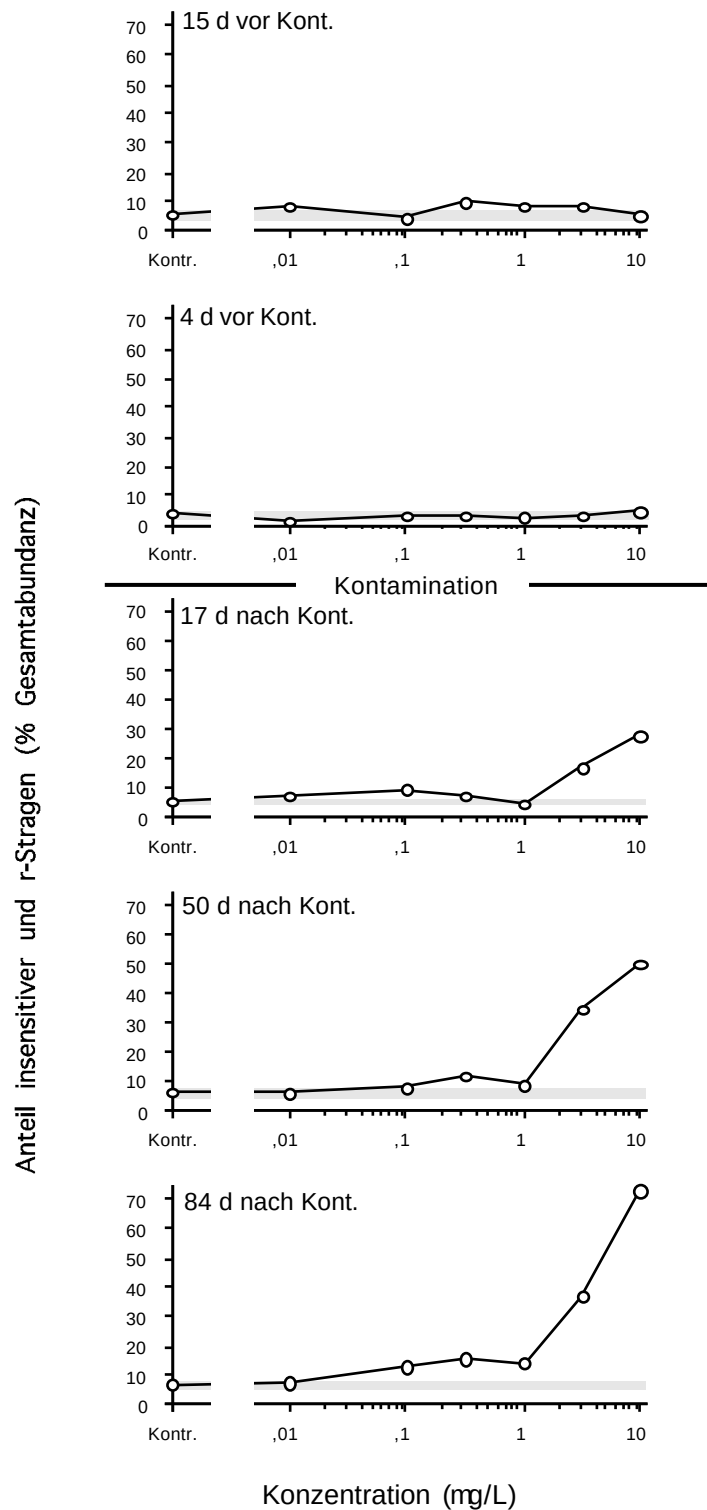


Abb. VIII-6: Konzentrations-Wirkungsbeziehung des Anteils insensitive Arten und sensitiver r-Strategen an der Gesamtabundanz aller Arten bei Kontamination mit Esfenvalerat und Parathion-ethyl (1997). Definition insensitive Arten siehe Teilprojekt III, Arten mit der Möglichkeit der Wiederbesiedlung im Versuchszeitraum (plurivoltin, hohes Ausbreitungspotential) werden als r-Strategen definiert. Der grau hinterlegte Bereich zeigt den Schwankungsbereich der beiden Kontrollen.

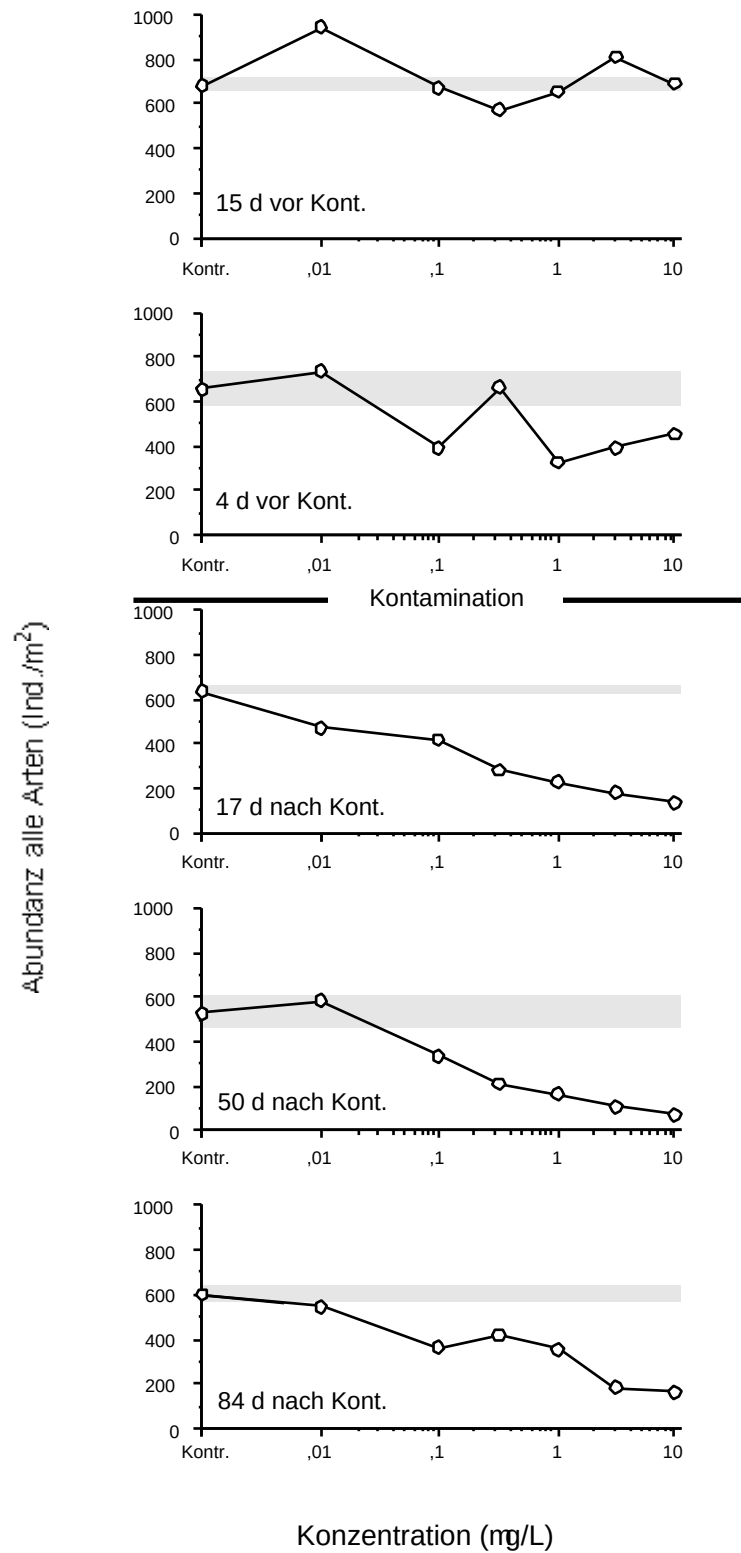


Abb. VIII-7: Konzentrations-Wirkungsbeziehung der Abundanz aller Arten bei Kontamination mit Esfenvalerat (1998). Der grau hinterlegte Bereich zeigt den Schwankungsbereich der beiden Kontrollen.

3.3 Zerkleinerungsleistung der Gemeinschaft

Die Untersuchung der Zerkleinerungsleistung erfolgte nur während des Experimentes mit alleiniger Kontamination mit Esfenvalerat (1998). Während des Versuches war in der Kontrolle eine deutliche Veränderung des Substanzverlustes über die Zeit festzustellen. Diese Veränderung wies eine hohe Übereinstimmung mit der Temperatur im Gerinne auf (Abb. VIII-8).

Nach der einstündigen Kontamination mit Esfenvalerat wurde in den ersten Wochen nach der Kontamination ein im Vergleich zur Kontrolle um bis zu 10% erhöhter Substanzverlust festgestellt. Dies war nach Kontamination mit 0,01-0,1 µg/L und auch bei 0,3 µg/L zu verzeichnen. Im Unterschied zu den Kontrollen war aber die Abundanz von *Gammarus pulex* in den kontaminierten Mesokosmen verringert (Abb. VIII-8, Abb. VIII-9).

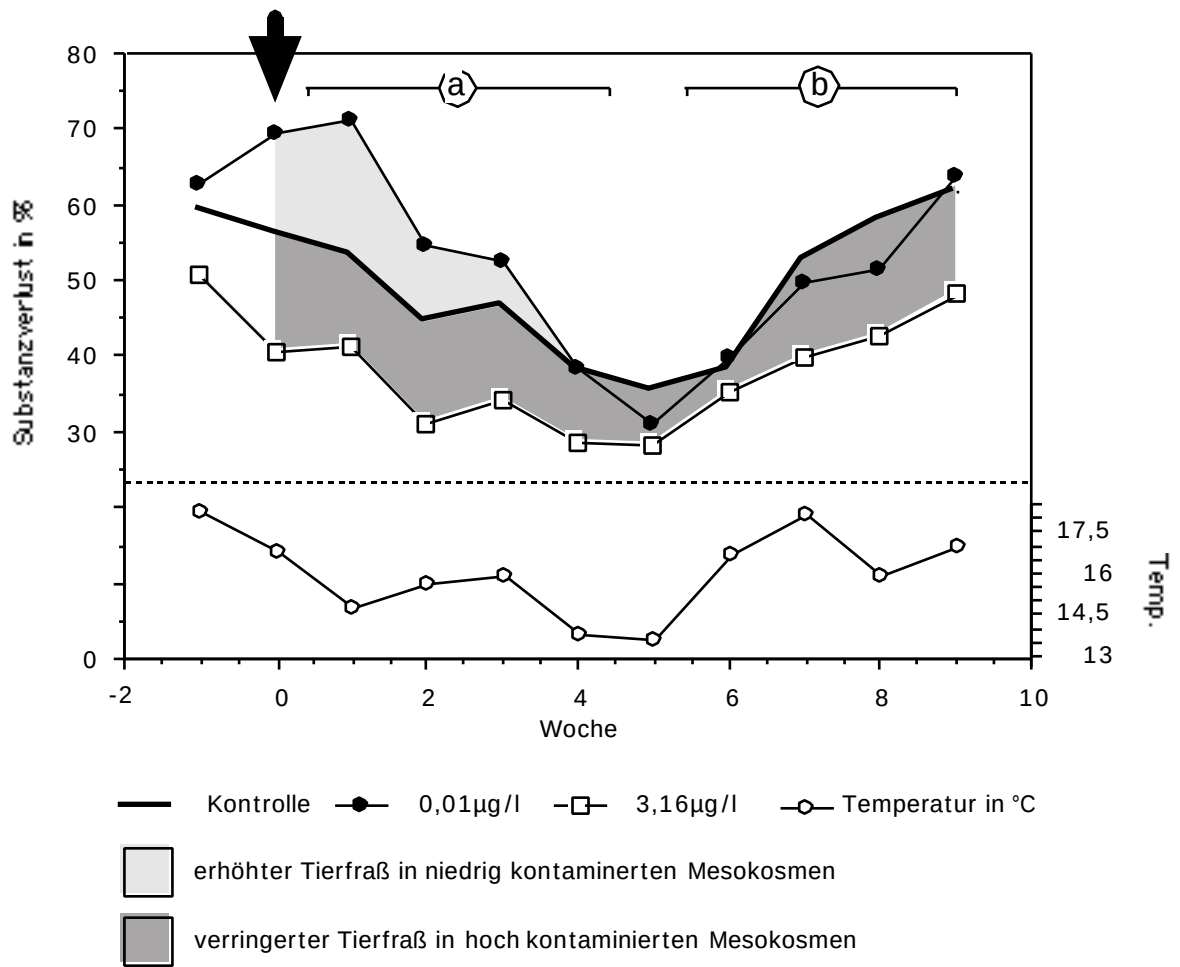


Abb. VIII-8: Substanzverlust der Erlenblätter über den gesamten Versuchszeitraum. Dargestellt sind die Verläufe der Kontrolle, des Ansatzes mit einer Kontamination von 0,01 µg/L und 3,16 µg/L. Die helle Fläche zeigt den erhöhten Substanzverlust der Erlenblätter in der niedrigsten Konzentration im Vergleich zur Kontrolle. Die dunkle Fläche zeigt den verringerten Substanzverlust in dem hoch kontaminierten Mesokosmos im Vergleich zur Kontrolle. In dem mit (a) gekennzeichneten Bereich nimmt der Substanzverlust ab, in dem mit (b) gekennzeichnetem Bereich ist ein ansteigender Substanzverlust zu verzeichnen. Der Pfeil gibt den Zeitpunkt der Kontamination an. Die untere Kurve gibt den Verlauf der mittleren Tagestemperatur im Versuchszeitraum an.

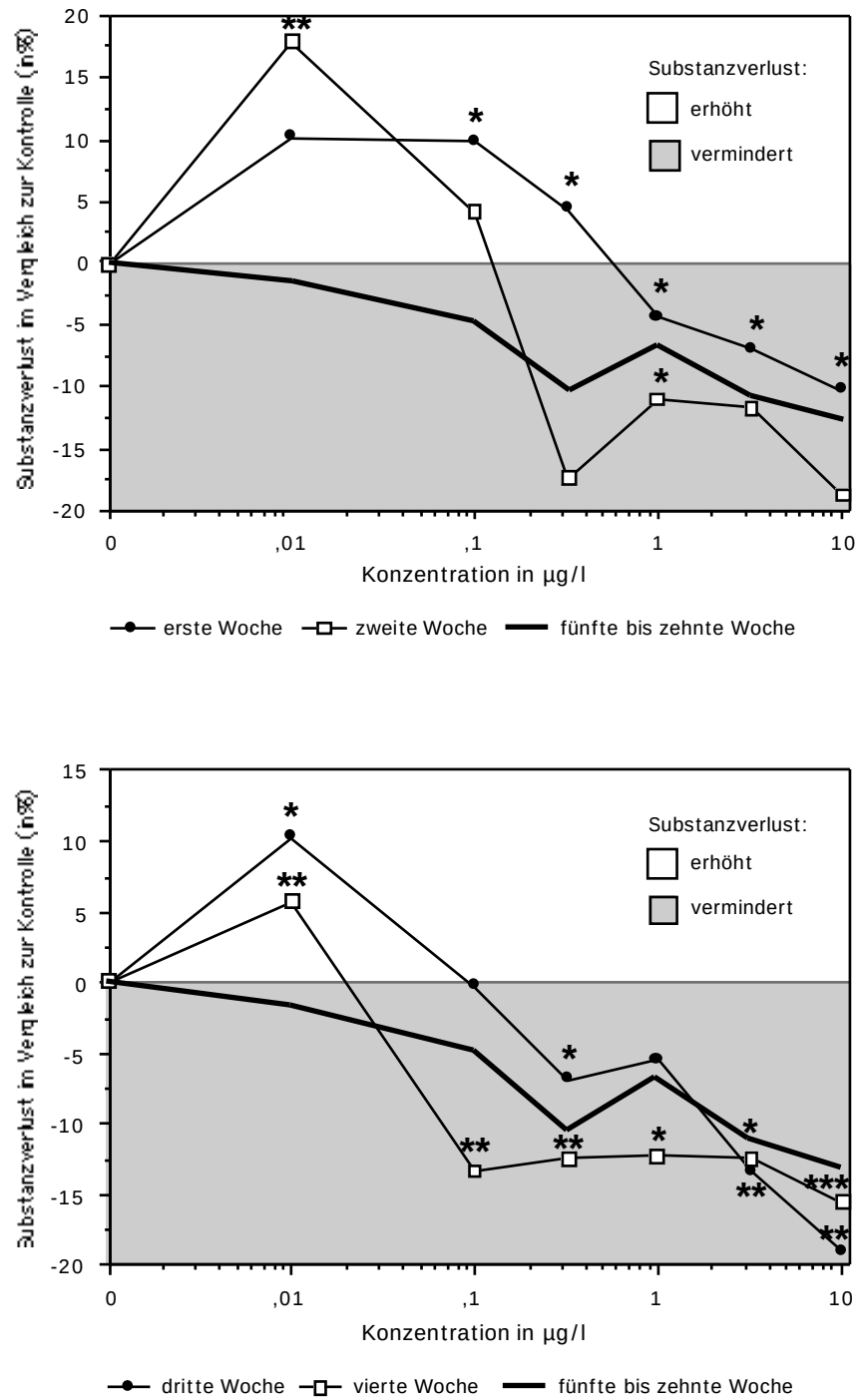


Abb. VIII-9: Substanzverlust der Erlenblätter in den kontaminierten Mesokosmen im Vergleich zur Kontrolle (Nullinie). Es werden verschiedene Zeitpunkte nach der Kontamination dargestellt. Die Sterne geben signifikante Unterschiede zu den gemittelten Kontrollen an (zweiseitiger t-Test).

4 Diskussion

4.1 Drift von *Gammarus pulex*

In Verhaltensstudien wurde beobachtet, daß die akute Drifterhöhung von *Gammarus pulex* nach einer Kontamination mit verschiedenen Insektiziden als eine aktive Vermeidungsreaktion interpretiert werden kann (Liess, 1993). Die Erhöhung der Drift um das 15fache bei einer Nominalkonzentration von 0,3 µg/L Esfenvalerat und Parathion-ethyl zeigt, daß akute Reaktionen auf die Kontamination vorhanden war. Wie durch die Analyse bestätigt wurde, ist die reale Kontamination aufgrund von Sorptions- und Verdünnungsprozessen etwa um eine Größenordnung geringer. Somit entspricht die Konzentration, bei der eine vermehrte Drift festgestellt wurde, den Ergebnissen ähnlicher Untersuchungen (Breneman & Pontasch, 1994; Liess, 1993).

4.2 Veränderung der Populationsdichte und der Gemeinschaftszusammensetzung

Entsprechend der definierten Artengruppen wird die differenzierte Reaktion der Gemeinschaft auf die Belastung deutlich. Im Jahr 1997, bei einer kombinierten Belastung mit Esfenvalerat und Parathion-ethyl, ist bereits in der ersten Populationsaufnahme nach der Kontamination die Abundanz der sensitiven Arten reduziert. Im weiteren Verlauf der Untersuchung erhöht sich die Abundanz der insensitiven Arten, vor allem in den höher kontaminierten Ansätzen. In der höchsten Kontaminationsstufe ist diese Abundanzentwicklung schwächer ausgeprägt. Hier sind offensichtlich sogar die insensitiven Arten direkt durch die Kontamination geschädigt worden. In diesem Ansatz entwickeln sich jedoch im Verlaufe des Experimentes diejenigen Arten besonders gut, die aufgrund ihres hohen Wiederbesiedlungspotentials als r-Strategen bezeichnet werden können.

Die kurzzeitige Kontamination verändert somit direkt die Abundanzentwicklung der sensitiven Arten und fördert damit indirekt die Entwicklung der insensitiven Arten und der r-Strategen. Die Folge ist eine über den gesamten Verlauf des Experimentes zunehmende Veränderung der Gemeinschaft in den kontaminierten Gerinnen.

Vergleichbare Beobachtungen wurden in Testsystemen auch von anderen Autoren beschrieben. Eine Veränderung der interspezifischen Interaktion wurde in einigen Testsystemen beobachtet

(Flemer *et al.*, 1995; Pontasch *et al.*, 1989; Taylor *et al.*, 1995). Dementsprechend wurde bei der Untersuchung der langfristigen Wirkung von organischen Toxinen festgestellt, daß aufgrund veränderter Konkurrenzverhältnisse eine Veränderung der Gemeinschaftszusammensetzung entsprechend der Belastung vorhanden ist (Landis *et al.*, 2000). Diese Veränderung der Gemeinschaftsstruktur aufgrund von Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse können Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur induzieren, die noch nach mehr als 2 Jahren vorhanden sind (Woin, 1998). Wie im vorliegenden Versuch wurde eine Förderung insensitiver Arten und von Arten mit kurzen Lebenszyklen (r-Strategen) in komplexen Testsystemen beobachtet (Brock *et al.*, 1992a; Brock *et al.*, 1992b; Van den Brink *et al.*, 1996).

Im vorliegenden Versuch war die Erhöhung des Anteiles insensitiver Arten und r-Strategen an der Gesamtabundanz am dritten Termin der Populationsaufnahme für die Gruppe der gering kontaminierten Ansätze (0,1 µg/L, 0,316 µg/L, 1 µg/L) gegenüber der Kontrolle signifikant (ANOVA, $p=0,013$, $F=27,90$). Auch die Gruppe der hoch kontaminierten Ansätze (3,16 µg/L, 10 µg/L) ist gegenüber der Kontrolle signifikant (ANOVA, $p=0,033$, $F=28,55$). Somit kann der LOEC der Gemeinschaftsveränderung auf eine Konzentration von kleiner oder gleich 1 µg/L Esfenvalerat und Parathion-ethyl Nominalkonzentration bestimmt werden. Die real vorhandene Konzentration lag in etwa um den Faktor 10 niedriger (0,1 µg/L Esfenvalerat und Parathion-ethyl).

Entsprechend dieser Befunde ist im Freiland also unter der Nachweisgrenze für Insektizide (in mit Schwebstoffen belasteten Proben meist 0,1 µg/L) mit einer Veränderung der Gemeinschaftszusammensetzung zu rechnen.

Diese beobachtete Veränderung der Gemeinschaft in den Testsystemen entspricht der Veränderung der Gemeinschaft, wie sie im Freiland beobachtet wird - eine Verminderung der sensitiven Arten, ein mit höherer Belastung steigender Anteil von insensitiven Arten und r-Strategen mit einem hohen Wiederbesiedlungs- und Vermehrungspotential

4.3 Unterschiede in den Ergebnissen der Experimente

Der Versuch 1997 wurde mit einer hohen Dichte von Organismen durchgeführt. Der Versuch 1998 wurde mit einer um 70% reduzierten Dichte der Organismen durchgeführt. Hierdurch sollte ein weites Spektrum von möglichen Situationen im Freiland abgedeckt werden. Die für den Versuch 1997 beschriebenen indirekten Effekte der Abundanzzunahme insensitiver Arten und r-Strategen wurden im Versuch 1998 nicht beobachtet. Die Autoren gehen davon aus, daß dieser Unterschied in der Reaktion der Mesokosmen in der geringeren Dichte der Organismen im Jahr 1998 begründet liegt. So ist bei der geringen Dichte von Organismen von einer wesentlich geringeren Interaktion (negative Interferenz) der Organismen auszugehen.

Entsprechend wird die Interaktion der Organismen durch die Kontamination und die dadurch hervorgerufene selektive Schädigung einiger Arten nicht verändert - die Interaktion bleibt immer gering. Somit sind indirekte Effekte der Belastung nicht zu erwarten.

Zur Überprüfung dieser These wurde für alle Gerinne vor der Kontamination die Korrelation zwischen der Abundanz adulter Individuen und dem Anteil juveniler Individuen an der Gesamtpopulation für die Art *Gammarus pulex* berechnet. Bei vorhandener negativer Interferenz sollte ein negativer Zusammenhang zwischen diesen beiden Kenngrößen der Population vorhanden sein. Diese These wird durch die Verhältnisse in den Testsystemen bestätigt (Abb. VIII-10; Abb. VIII-11).

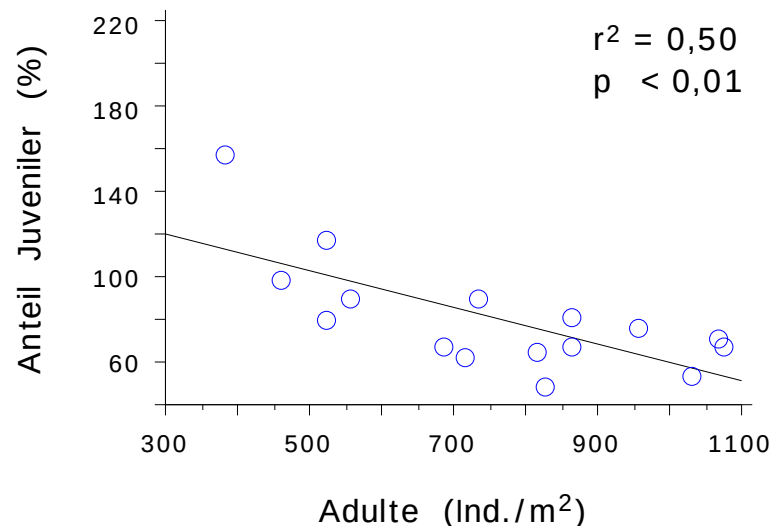


Abb. VIII-10: Zusammenhang zwischen der Dichte adulter Gammariden und des Verhältnisses von adulten zu juvenilen Gammariden als Maß für die intraspezifische Konkurrenz. Versuch 1997 mit hoher Dichte an Makroinvertebraten sowie speziell auch der Art *Gammarus pulex*.

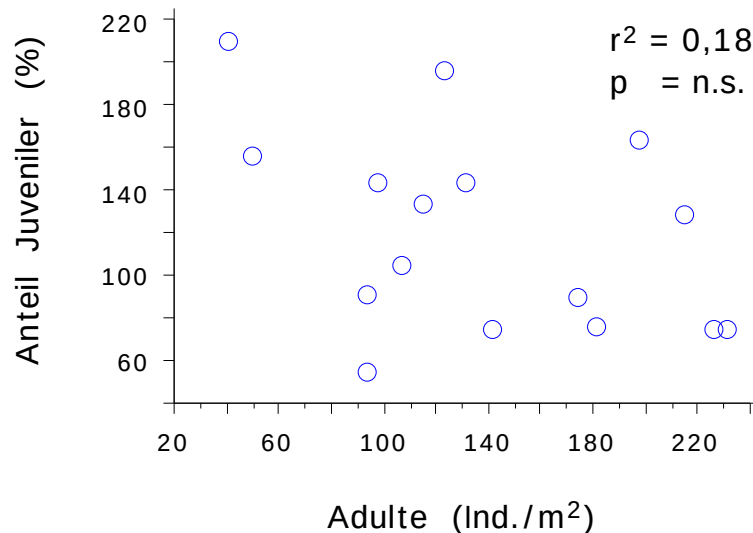


Abb. VIII-11: Zusammenhang zwischen der Dichte adulter Gammariden und des Verhältnisses von adulten zu juvenilen Gammariden als Maß für die intraspezifische Konkurrenz. Versuch 1998 mit niedriger Dichte an Macroinvertebraten sowie speziell auch der Art *Gammarus pulex*.

4.4 Zerkleinerungsleistung der Gemeinschaft

Die Veränderung der Zerkleinerungsleistung der Biozönose gibt als ein funktioneller Parameter. Er liefert Hinweise auf die Veränderung der ökologischen Funktion des Systems. Die Zerkleinerungsleistung ist von ökologischer Bedeutung, da die Lebensgemeinschaften anderer Gewässerabschnitte auf zerkleinertes Material als Nahrung angewiesen sind (Vannote *et al.*, 1980).

Die Ergebnisse des 1998 durchgeführten Versuches zeigen eine Erhöhung der Abbauleistung in den geringen Konzentrationen direkt nach der Kontamination und eine Verminderung der Abbauleistung in den hohen Konzentration im fortschreitenden Verlauf der Untersuchung.

Eine Verminderung der Zerkleinerungsleistung nach Kontamination wurde auch in anderen Modell-Ökosystem gezeigt (Brock *et al.*, 1993). Die anfängliche Erhöhung der Zerkleinerungsleistung im vorliegenden Versuch kann auf eine Intensivierung der Stoffwechselvorgänge bei subletal belasteten Organismen zurückgeführt werden. So wurden in Arbeiten, die eine weite Spanne der Konzentration von Toxinen untersuchten, eine Erhöhung des Metabolismus in niedrigen Konzentrationsbereichen und eine Verminderung des Metabolismus in hohen, aber noch subletalen Konzentrationen festgestellt (Hose & Puffer, 1984; Rodríguez & Monserrat, 1991).

5 Literatur

Breneman, D.H. & K.W. Pontasch, 1994. Stream microcosm toxicity tests: Predicting the effects of fenvalerate on riffle insect communities. *Envir. Toxicol. Chem.* 13: 381-387.

Brock, T.C.M., M.v.d. Bogaert, A.R. Bos, S.W.F.v. Breukelen, R. Reiche, J. Terwoert, R.E.M. Suykerbuyk & R.M.M. Roijackers, 1992a. Fate and Effects of the Insecticide Dursban 4E in Indoor Elodea-Dominated and Macrophyte-Free Freshwater Model Ecosystems: II. Secondary Effects on Community Structure. *Archives of Environmental and Toxicology* 23: 391-409.

Brock, T.C.M., S.J.H. Crum, R.v. Wijngaarden, B.J. Budde, J. Tijink, A. Zuppelli & P. Leeuwangh, 1992b. Fate and Effects of the Insecticide Dursban 4E in Indoor Elodea-Dominated and Macrophyte-Free Freshwater Model Ecosystems: I. Fate and Primary Effects of the Active Ingredient Chlorpyrifos. *Archives of Environmental and Toxicology* 23: 69-84.

Brock, T.C.M., J.J.R.M. Vet, M.J.J. Kerkhofs, J. Lijzen, W.J.v. Zuilekom & R. Gijlstra, 1993. Fate and Effects of the Insecticide Dursban 4E in Indoor *Elodea*-Dominated and Macrophyte-Free Freshwater Model Ecosystems: III. Aspects of Ecosystem Functioning. *Arch. envir. Contam. Toxicol.* 25: 160-169.

Crossland, N.O., 1990. The role of cost-benefit analyses in determining reduced input crop protection strategies. In B.C.P.C. BCPC (ed.), Brighton crop Protection Conference -Pests & Diseases (1990): proceedings, British Crop Protection Council, Farnham, UK: 499-509.

Flemer, D.A., R.S. Stanley, B.F. Ruth, C.M. Bundrick, P.H. Moody & J.C. Moore, 1995. Recolonization of estuarine organisms: Effects of microcosm size and pesticides. *Hydrobiologia* 304: 85-101.

Heinis, L.J. & M.L. Knuth, 1992. The mixing, distribution and persistence of fenvalerate within littoral enclosures. *Envir. Toxicol. Chem.* 11: 11-25.

Hose, J.E. & H.W. Puffer, 1984. Oxygen consumption rates of grunion (*Leuresthes tenuis*) embryos exposed to the Petroleum Hydrocarbon, Benzo(a)pyrene. *Environmental Research* 35: 413-420.

- Kimball, K.D. & S.A. Levin, 1985. Limitations of Laboratory Bioassays: The Need for Ecosystem-Level Testing. *Bio Science* 35: 164-171.
- Landis, W.G., A.J. Markiewicz, R.A. Matthews & G.B. Matthews, 2000. A test of the community conditioning hypothesis: Persistence of effects in model ecological structures dosed with the jet fuel JP-8. *Envir. Toxicol. Chem.* 19: 327-336.
- Liess, M., 1993. Zur Ökotoxikologie der Einträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fließgewässer. Cuvillier, Göttingen, 133 pp.
- Liess, M., R. Schulz, M.H.-D. Liess, B. Rother & R. Kreuzig, 1999. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Wat. Res.* 33: 239-247.
- Pontasch, K.W., B.R. Niederlehner & J. Cairns Jr., 1989. Comparisons of single-species, microcosm and field response to a complex effluent. *Envir. Toxicol. Chem.* 8: 521-532.
- Rodríguez, E.M. & J.M. Monserrat, 1991. Acute and Chronic Effects of Parathion and 2,4 D on the Oxygen Consumption of *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Brachiura). *Acta Phys. Pharm. Ther. Latinoam.* 41: 201-210.
- Taylor, E.J., J.E. Morrison, S.J. Blockwell, A. Tarr & D. Pascoe, 1995. Effects of lindane on the predator-prey interaction between *Hydra oligactis* Pallas and *Daphnia magna* Strauss. *Arch. envir. Contam. Toxicol.* 29: 291-296.
- Van den Brink, P.J., R.P.A. Van Wijngaarden, W.G.H. Lucassen, T.C.M. Brock & P. Leeuwangh, 1996. Effects of the insecticide Dursban® 4E active ingredient Chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: II. Invertebrate community response and recovery. *Envir. Toxicol. Chem.* 15: 1143-1153.
- Vannote, R.L., W.G. Minnshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Woin, P., 1998. Short- and long-term effects of the pyrethroid insecticide fenvalerate on an invertebrate pond community. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 41: 137-156.

Inhalt

1	Einführung in die Belastungscharakteristik von Agrarfließgewässern.....	IX-1
1.1	Bedeutung kleiner Gewässer.....	IX-1
1.2	Ableitung freilandrelevanter Expositionsszenarien	IX-2
1.3	Auftretenswahrscheinlichkeit von Eintragsereignissen	IX-3
2	Biologische Reaktionen auf Pflanzenschutzmittel-Einträge im Freiland	IX-5
3	Bewertung diffuser Pflanzenschutzmittel-Belastungen von Fließgewässern	IX-7
4	Ableitung eines Leitbildgewässers als Grundlage einer Bewertung.....	IX-8
5	Zukünftige Integration in nationale Bewertungsansätze.....	IX-10
6	Bezug zur Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)	IX-11
6.1	Fließgewässerbewertung im Rahmen der WRRL.....	IX-11
6.2	Möglichkeiten der Anwendung des SR-Index im Rahmen der WRRL.....	IX-11
7	Literatur.....	IX-14

1 Einführung in die Belastungscharakteristik von Agrarfließgewässern

1.1 Bedeutung kleiner Gewässer

Gemäß der Einteilung der Fließgewässer in der Wasserwirtschaft gibt es z.B. in Niedersachsen 2.100 km Gewässer 1. Ordnung, 27.700 km Gewässer 2. Ordnung und 130.000 km 3. Ordnung (mündliche Mitteilung, P. Sellheim, NLO). Diese Zahlen verdeutlichen die hohe Bedeutung der kleineren, quellnahen Fließgewässer: Sie machen den bei weitem größten Teil des Gesamtgewässersystems aus und stehen aufgrund der großen Kontaktfläche mit dem Umland in intensivem Wasseraustausch mit dem Grundwasser. Desweiteren findet aufgrund der großen Kontaktfläche mit dem Umland in hohem Maße oberflächlicher Stoffeintrag in diese Gewässer statt.

Neben diesen wasserwirtschaftlichen Kriterien gibt es noch weitere, naturschutzfachliche Aspekte, die eine Bedeutung der kleinen, quellnahen Fließgewässer ausmachen: Sie dienen einerseits als Rückzugsräume und Laichhabitate für Arten aus angrenzenden größeren Gewässern (Dahl & Hullen, 1989). Andererseits stellen sie den Beginn des oberflächlichen Wasserkreislaufes dar. Schadstoffeinträge in die quellnahen Fließgewässer beeinflussen also gleichsam die Wasserqualität der nachgeschalteten Gewässersysteme und somit ggf. auch Regionen, die an sich belastungsfrei sind (Heckman, 1982; Kuivila & Foe, 1995).

Der hohen Bedeutung der quellnahen Fließgewässer steht die große Gefahr einer diffusen Stoffbelastung dieser Gewässer aus dem Umland gegenüber. Neben Sedimenten können so Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel eingetragen werden. Kreuger & Brink (1988) konnten bei der Untersuchung verschieden großer Gewässersysteme zeigen, daß die höchsten PSM-Belastungen in den kleineren Gewässern mit Einzugsgebieten $< 100 \text{ km}^2$ auftreten. Dabei wurden erwartungsgemäß in Gewässern mit geringen Anteilen landwirtschaftlich genutzten Umlandes keine oder nur geringe PSM-Funde in niedrigen Konzentrationen gemacht. Diffuse Einträge von PSM sind demgemäß vor allem aus der Landwirtschaft zu erwarten. Mit steigender Emission aus der Landwirtschaft ist ein höheres Potential für PSM-Belastungen von Oberflächengewässern gegeben (Altenburger *et al.*, 1993).

Nach Cooper (1993) sind diffuse Einträge aus der Landwirtschaft in den USA für zwei Drittel bis drei Viertel der Belastungen (Sedimente, Nährstoffe und PSM) von Oberflächengewässern verantwortlich. Burberg *et al.* (1990) vermuten für Nordrhein-Westfalen, daß in landwirtschaftlichen Gebieten ein Großteil der Grundwasserbelastung und damit der Trinkwasserbelastung über Fließgewässer und Seen erfolgt. Durch intensive landwirtschaftliche Nutzung haben sich z.B. auch in weiten Bereichen Niedersachsens negative Veränderungen der Grundwasserqualität ergeben (Umweltministerium, 1987). Diese Belastung erfolgt vermutlich zu einem nicht unbedeutenden Teil auch über den Pfad Kläranlage – Gewässer – Grundwasser.

1.2 Ableitung freilandrelevanter Expositionsszenarien

Bei der ökotoxikologischen Risikoabschätzung von PSM werden die Auswirkungen gegebener Expositionsszenarien auf biologische Systeme unterschiedlicher Komplexität untersucht und bewertet (Irmer *et al.*, 1994). Ein entscheidendes Kriterium ist dementsprechend ein möglichst genaue Kenntnis von der potentiellen Belastungssituation im Freiland in qualitativer und quantitativer Hinsicht (Altenburger *et al.*, 1993). Zur Vorhersage möglicher PSM-Kontaminationen im Freiland werden im allgemeinen einerseits analytische Messungen und andererseits mathematische Simulationsansätze benutzt (Groenendijk *et al.*, 1994).

Die Aussagekraft und Übertragbarkeit der Ergebnisse aus Simulationsberechnungen hängt letzten Endes aber auch von der "Güte" bzw. "Freilandrelevanz" der Modelleingangsdaten, sprich u.a. von Daten zur Belastung aus dem Freiland ab. Wird die reale Belastung in starkem Maße über- oder unterschätzt, so werden auch alle sich anschließenden Folgeberechnungen zu falschen Einschätzungen und damit letztendlich zu unzulänglichen Risikobewertungen führen.

Einer freilandangepaßten Probenahme und Analytik kommt also eine zentrale Bedeutung zu. Die Belastungsmessung in kleineren landwirtschaftlichen Fließgewässern ist in der Praxis jedoch mit zahlreichen Schwierigkeiten verbunden. Die Belastungsspeaks treten abgesehen von

jahreszeitlichen Schwerpunkten sehr unregelmäßig auf (Kreuger, 1995; Liess *et al.*, 1999) und dauern im Schnitt lediglich 1 bis 3,5 Stunden an. Zudem ist die Probenahme mit weiteren Problemen behaftet, da bei landwirtschaftlichen Flächen generell von einer Belastung aus diffusen Quellen ausgegangen werden kann (Lundbergh *et al.*, 1995). Punktförmige Einträge entstehen lediglich durch Anwendungsfehler und stellen in Bezug auf Insektizideinträge sicher die Ausnahme dar (Hurle, 1992). Die unsachgemäße Handhabung ist z.B. bei den Hofabläufen von landwirtschaftlichen Betrieben eine entscheidende Ursache für Herbizideinträge in Gewässer (Bach *et al.*, 2000).

Stoffeinträge aus umgebenden landwirtschaftlichen Flächen führen kurzfristig zu starken Veränderungen der abiotischen Bedingungen in Fließgewässern. Neben einer Zunahme des hydraulischen Stresses (Gomme *et al.*, 1991; Higler, 1981) erhöhen sich die Konzentrationen von suspendierten Sedimenten (Hogg & Norris, 1991; Kuhnle, 1992), von Nährstoffen (Cooper & Lipe, 1992; Walther, 1980) und von PSM (Cooper, 1993; Hill, 1989; Leahey, 1985; Wauchope, 1978). Obgleich zahlreiche Nachweise von PSM in Oberflächengewässern oder im Oberflächen-Runoff vorhanden sind (Cooper, 1991; House *et al.*, 1991; Hurle, 1992; Wauchope, 1978), liegen immer noch vergleichsweise wenig Informationen vor, die sich auf die Wirkstoffgruppe der Insektizide beziehen (Fawcett *et al.*, 1994). Dieser Sachverhalt wird auf die oftmals schlechteren Nachweisgrenzen in Verbindung mit den üblicherweise geringeren Aufwandsmengen für Insektizide zurückgeführt. In der Praxis stellt sich zudem das methodische Problem, eine Probenahme durchzuführen, mit der eine Erfassung der kurzfristigen Eintragungsspitzen von Insektiziden möglich ist.

Die Unvorhersehbarkeit und Kurzfristigkeit der Einträge erfordert ein angepaßtes Probenahmedesign (Liess, 1994). Das oftmals übliche Verfahren regelmäßiger, aber diskreter Routineprobenahmen mit vergleichsweise hohen zeitlichen Abständen (Wochen bis Monate) führt nicht zu einer angenähert korrekten Belastungscharakterisierung und ist mit immensen Kosten für die Analyse von Negativbefunden verbunden. Im Rahmen dieses Vorhabens wurden durchweg Probenahmemethoden zur Charakterisierung der PSM-Belastung angewendet, die den dargestellten Schwierigkeiten Rechnung tragen.

1.3 Auftretenswahrscheinlichkeit von Eintragsereignissen

Bei der Einordnung von Belastungsdaten ergibt sich die bereits im Vorfeld die Frage, wie häufig es in landwirtschaftlichen Einzugsgebieten bei der lokal üblichen Bewirtschaftungspraxis zu Insektizideinträgen in Oberflächengewässer kommt, von denen ein potentiell Gefährdungspotential für aquatische Organismen ausgeht.

Eine erste wichtige Kennzahl zur Abschätzung des potentiellen PSM-Eintrages in Gewässer und damit der potentiellen Gefährdung der aquatischen Lebensgemeinschaften stellt die

Anwendungsmenge von Insektiziden je Hektar und Jahr dar. Gesicherte Aussagen zur zeitlichen Entwicklung der Menge angewendeter Insektizide sind schwer zu treffen. Die wenigen Untersuchungen hierzu weisen jedoch auf ansteigende Aufwandmengen hin. (Hildebrandt *et al.*, 1991) berichtet für den Zeitraum zwischen 1977 und 1987 von einem leichten Anstieg der Aufwandmenge an Insektiziden je Hektar und Jahr, wobei jedoch Insektizide unter den PSM insgesamt weniger als 5% ausmachen. Zwischen 1987 und 1991/92 blieb die Behandlungshäufigkeit im Winterweizen etwa gleich, während sie in der Zuckerrübe von 4,9 auf 6,6 (davon 24% Insektizide) anstieg (Zschaler *et al.*, 1995). Die konkrete Entwicklung der Anwendungsmenge für diesen Zeitraum läßt sich aus den Daten von (Zschaler *et al.*, 1995) nicht ableiten. Aus ökotoxikologischer Sicht ist jedoch nicht allein die absolute Menge eingesetzten Wirkstoffs, sondern das Produkt aus Menge und Toxizität von Bedeutung. Die relativ junge Substanzklasse der Pyrethroide, die 1989 etwa 25% der Insektizidanwendungen mit steigender Tendenz ausmacht, weist z.B. eine um mehr als Faktor 10 höhere Toxizität als andere Insektizidklassen auf (Hirano, 1989). Selbst bei gleichbleibender oder gar sinkender Anwendungsmenge steigt also vermutlich die "ausgebrachte Toxizität" von Insektiziden deutlich an. Dieser Anstieg verwundert nicht, wenn man die zunehmende Entwicklung von Resistenzen der Zielorganismen gegenüber ausgebrachten Wirkstoffen bedenkt (Metcalf, 1980).

Eine weiterer Kennwert für die Gefährdung ist neben der Anwendungshäufigkeit die Wahrscheinlichkeit von Eintragsereignissen in Oberflächengewässer. Für ein Untersuchungsgebiet südlich von Braunschweig ließ sich aufgrund neunjähriger Regendaten errechnen, daß in der Hauptanwendungszeit der Insektizide von Mai bis August im Mittel über 6 Regenereignisse mit potentielltem Runoffeintrag ($> 10 \text{ mm d}^{-1}$) auftreten (Schulz, 1997). Von Huber (1998) wurden Niederschlagsdaten des DWD verwendet, um die Wiederkehrintervalle verschiedener Niederschlagssummen zu errechnen. Diese liegen für eine Niederschlagssumme von 10 mm d^{-1} im Sommerhalbjahr in Rheinhessen bei 48,7 und in Oberbayern bei 12,7 Tagen. Auf einen Zeitraum von 4 Monaten hochgerechnet ergibt dies etwa 2,5 bis 10 Starkregenereignisse.

In einem anderen Einzugsgebiet auf oberflächenabflußgefährdeten Böden in Südwestengland konnten Williams *et al.* (1995) nach einer Carbofurananwendung in den folgenden fünf Monaten 5 Eintragsereignisse feststellen, deren biologische Wirksamkeit teilweise mit Hilfe von *G. pulex*-Expositionssystemen nachgewiesen werden konnte (Matthiesen *et al.*, 1995). Ähnliche Eintragssituationen wurden von den Autoren generell für Oberlaufgewässer mit vergleichbaren Umlandbedingungen angenommen. Kreuger & Brink (1988) wiesen in einer dreijährigen Studie in einem landwirtschaftlichen Einzugsgebiet in Südschweden in den Monaten Mai bis August durchschnittlich 5 Insektizideinträge nach. Nach der Anwendung im Weinbau an der Mosel konnten Aufseß *et al.* (1989) in den darauffolgenden 2 bis 3 Monaten bis zu 5 mal Einträge von Parathion-ethyl oder Parathion-methyl feststellen. Zwick (1992) vermutet, daß es allein in Hessen mindestens einmal pro Jahr zu einer starken PSM-Belastung eines Gewässers mit katastrophalen Folgen für die aquatische Lebensgemeinschaft kommt.

Die genannten Beispiele zeigen, daß unter Berücksichtigung der Anwendungshäufigkeit und der Eintragswahrscheinlichkeit von Insektiziden 4-6 Insektizideinträge je Saison zu erwarten sind. Es kann also davon ausgegangen werden, daß derartige Einträge insbesondere in den quellnahen Abschnitten von Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland regelmäßig stattfinden.

2 Biologische Reaktionen auf Pflanzenschutzmittel-Einträge im Freiland

Zusammenhänge zwischen Stressoren und resultierenden biologischen Reaktionen werden in der Ökotoxikologie im allgemeinen durch Testsysteme verschiedener Komplexität erarbeitet (Cairns Jr. & Mount, 1990). Untersuchungsansätze, die auf Freilandhebungen basieren sind relativ selten, obgleich die Beeinflussung von Gemeinschaften im Freiland das letztendliche Bewertungskriterium sein sollte (Koeman, 1982).

Problematisch an Untersuchungen im Freiland ist, daß die Vielfalt der Umweltfaktoren im allgemeinen die Identifikation ökotoxikologischer Zusammenhänge erschwert (Buikema Jr. & Voshell Jr., 1993). Ein Ansatz, trotz dieser Schwierigkeiten interpretierbare Ergebnisse abzuleiten, stellt der Vergleich von Gewässern mit ähnlicher Umlandnutzung, aber Unterschieden im PSM-Einsatz dar. Dieser Ansatz wurde neben anderen auch im vorliegenden Projekt verfolgt (vgl. Abschnitt V). Desweiteren kann durch experimentelle Ausschaltung einzelner Faktoren in freilandnahen Mikrokosmen eine Kausalanalyse erfolgen (Liess & Schulz, 1999). Die Verwendung von *in situ* bioassays im Gewässer kann über die Verringerung der Variabilität in den Erfassungsdaten ebenfalls als Methode zur Identifikation von Schadstoffeffekten genutzt werden (Schulz & Liess, 1999b).

Zum Einfluss verschiedener Umlandnutzungsformen auf Gewässer liegen bisher nur wenige Einzelbeispiele vor. Dance & Hynes (1990) stellten beim Vergleich zweier Gewässerarme eine Reduktion der Artenzahl bei intensiverer landwirtschaftlicher Umlandnutzung fest. In einem ähnlichen Untersuchungsansatz stellten Sallenave & Day (1991) eine Reduktion der Sekundärproduktion bei verschiedenen Trichopterenarten fest, die sie als Folge von PSM- und Nährstoffbelastungen interpretieren. In drei Gewässern mit unterschiedlicher Umlandnutzung (Wald, Siedlung, Landwirtschaft) konnten Lenat & Crawford (1994) Gemeinschaften mit abgrenzbaren faunistischen Charaktergruppen feststellen. Innerhalb eines Zeitraums von 17 Jahren, in dem die Nährstoffbelastung aus dem landwirtschaftlich genutzten Umland deutlich anstieg, konnten Higler & Repko (1981) in einem Flachlandgewässer ein Verschwinden zahlreicher sensibler Arten feststellen.

Bei der Beurteilung der landwirtschaftlich bedingten Gewässerveränderung erfolgte zunächst eine sehr allgemeine Herangehensweise (Higler & Repko, 1981; Marsh & Waters, 1980; Mol, 1986; Tolkamp, 1982). Über Vergleiche verschiedener Landnutzungsformen (Heckman, 1981; Lenat & Crawford, 1994; Solbe, 1986) wurde schließlich der Versuch einer Bewertung der unterschiedlichen Streßkomponenten durchgeführt (Cooper, 1993; Liess, 1993; Maltby, 1991; Meijering, 1991; Ryan, 1991). Während für einige Streßfaktoren bereits umfangreiche Informationen vorliegen, ist der Faktor PSM-Belastung bisher kaum unter Freilandbedingungen untersucht worden. Für eine Bewertung dieses Parameters, ist eine Trennung von den genannten im Freiland häufig parallel auftretenden Stressoren notwendig.

Obwohl alle Organismen an ihre Umwelt angepaßt sind, können selbst in natürlichen Umwelten periodisch Streßsituationen für die Gemeinschaften auftreten (Begon *et al.*, 1990). Einträge infolge natürlicher Niederschläge führen in Fließgewässern z.B. zu Abflußsteigerungen bis hin zu Umlagerungen des Gewässerbettes (Higler, 1981; Statzner, 1987). Die aquatischen Lebensgemeinschaften sind normalerweise an derartige Streßsituationen angepaßt. Diese Anpassungen umfassen aber nicht unbedingt zusätzlichen anthropogen bedingten Streß. Hierbei sind insbesondere die aus der Sicht der Lebensgemeinschaft "neuen" Streßfaktoren, wie z.B. Stoffeinträge aus der Landwirtschaft kritisch zu bewerten.

Ökotoxikologische Untersuchungen lassen sich generell nach unterschiedlicher Freilandnähe einteilen: Experimentelle Mikro- und Mesokosmosstudien in Labor- und Freilandsystemen, Künstliche Kontaminationen von Gewässern, *in situ* Expositionssysteme unter natürlichen Belastungsbedingungen und Freilanderfassungen der Effekte "natürlicher" Belastungssituation (Buikema Jr. & Voshell Jr., 1993). Aus der Betrachtung der in den letzten Jahren publizierten Studien (Schulz & Liess, 1999a) kann gefolgert werden, daß Zusammenhänge zwischen der "praxisüblichen" Insektizid-Belastung und den Reaktionen der im Freiland vorhandenen Fließgewässer-Lebensgemeinschaft bisher wenig untersucht und kaum festgestellt wurden. Wie auch aus mehreren Übersichtsartikeln hervorgeht (Becker & Heitefuss, 1992; Cooper, 1993; Willis & McDowell, 1982), sind die Informationen über die Wirkung von praxisüblichen PSM-Belastungen auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften sehr lückenhaft. Für eine Bewertung dieses Parameters ist eine Trennung von den oben genannten im Freiland häufig parallel auftretenden Stressoren notwendig (Liess & Schulz, 1999). Dies wurde in Abschnitt VII dargestellt.

Allgemein werden sehr häufig Mikro- und Mesokosmosstudien zur Erfassung der Effekte von PSM auf Gemeinschaften verwendet (Setac, 1991). Hierbei müssen aber Probleme der Übertragbarkeit auf das Freiland Berücksichtigung finden, die z.B. durch biologische Interaktionen und Änderungen in der Bioverfügbarkeit des Schadstoffes verursacht werden (Crossland, 1994; Lampert *et al.*, 1989).

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden durchweg Herangehensweisen verwendet, die

sich stark an der Situation im Freiland orientieren. Für eine Bewertung der realen Belastungssituation, die von der Landwirtschaft ausgeht, ist eine derartige Orientierung der Untersuchungen am Freiland eine wichtige Voraussetzung.

3 Bewertung diffuser Pflanzenschutzmittel-Belastungen von Fließgewässern

Fließgewässerbewertung im Flächenmaßstab wird in der Bundesrepublik Deutschland bisher nur in Bezug auf die Belastung durch biologisch abbaubare, organische Belastungen durchgeführt, die im allgemeinen punktuellen Quellen (Einleitungen) entstammen. Zurückgehend auf die Erarbeitung eines Bioindikationssystems durch Kolkwitz & Marsson (1902) und Kolkwitz (1950) entstand schließlich das vielfach weiterentwickelte Saprobiensystem (Knöpp, 1955; Zelinka & Marvan, 1961), für das von Pantle & Buck (1955) ein Saprobienindex entwickelt wurde. Eine aktuelle Revision findet sich bei (Friedrich, 1990). Seit 1976 werden von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 1976) regelmäßig Gewässergütekarten der Bundesrepublik Deutschland publiziert. Dieses relativ einfache Bewertungsverfahren und die daraus resultierenden Maßnahmen (z.B. Kläranlagenbau und -verbesserung) haben zu einer wesentlichen Verringerung der Belastung mit biologisch abbaubaren, organischen Substanzen geführt. Somit tritt die punktuelle Gewässerbelastung durch derartige Stoffe in den letzten Jahren mehr und mehr in den Hintergrund (Friedrich & Lacombe, 1992). So hat sich insbesondere die Phosphatbelastung aus Wasch- und Reinigungsmitteln zwischen 1975 und 1995 erheblich verringert (Hamm, 1999). Eine abnehmende Bedeutung punktueller Eintragsquellen und die gleichzeitig ansteigende Wichtigkeit diffuser Stoffeinträge wird nicht nur für Deutschland (Behrendt & Bachor, 1998), sondern z.B. auch für die U.S.A. hervorgehoben (Yoder & Rankin, 1998).

Seit geraumer Zeit werden in der Bundesrepublik Deutschland Konzepte und Verfahren entwickelt, neben den abbaubaren organischen Stoffen auch andere Belastungsformen in die ökologische Zustandsbewertung von Fließgewässern einzubeziehen. Wichtige Ergebnisse wurden hier besonders auf dem Gebiet der Strukturgüte-Bewertung erzielt (Friedrich *et al.*, 1993; LAWA & Wasser, 1998; LWRP, 1994), deren Erfassung inzwischen in die Routineprogramme der Länder aufgenommen wurde. Im Jahr 2001 will die LAWA die erste Strukturgüte-Übersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland publizieren (Friedrich, 1998). Eine Bewertung erfolgt hier im allgemeinen durch Orientierung am heutigen potentiellen natürlichen Zustand der Fließgewässer (Friedrich, 1992), wobei durch die LAWA bereits 1994 Definitionen für das Leitbild, das Entwicklungsziel und den Ist-Zustand festgelegt wurden (Friedrich, 1998). Neben der Strukturgüte-Bewertung wurden z.B. auch Verfahren zur Bewertung des Säurestatus von Gewässern (Brauckmann, 1994) oder der Schwermetallbelastung (Wachs, 1994) entwickelt und erprobt.

Für die diffusen Stoffeinträge in Fließgewässer stellt die Landwirtschaft die entscheidende Quelle dar (Behrendt & Bachor, 1998; Carpenter *et al.*, 1998). Insbesondere Nährstoffe (Walther, 1995), Sedimente (Cooper, 1987) und toxischen Chemikalien (Wauchope, 1978) werden so eingetragen und bleiben durch das Saprobien-system weitestgehend unerfaßt. Für einzelne Stoffgruppen (z.B. Herbizide) konnte zudem gezeigt werden, daß z.B. Hofabläufe als Eintragspfade eine wichtige Bedeutung aufweisen (Bach *et al.*, 2000; Mohaupt *et al.*, 1999).

Die Bewertung diffuser Stoffbelastung stellt aus verschiedenen Gründen eine besondere Herausforderung dar. Zunächst lassen sich diffuse Stoffbelastungen von Fließgewässern im allgemeinen nur sehr schwer meßtechnisch erfassen und somit flächendeckend beschreiben. Die Gründe hierfür liegen in der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität der Stoffeinträge, die insbesondere bei kleineren und mittelgroßen Gewässern ausgeprägt ist (Kreuger, 1995; Kreuger & Brink, 1988). Ereignisbezogene, einfache und somit im Flächenmaßstab einsetzbare Probenahmemethoden sind für eine Erfassung der tatsächlichen Belastungssituation notwendig (Liess & Schulz, 2000; Liess *et al.*, 1999; Schulz *et al.*, 1998). Es ist zu vermuten, daß Standard-Monitoringprogramme die diffuse Gewässerbelastung insbesondere der kleinen und mittelgroßen Gewässer unterschätzen, da kurzfristige Belastungsspitzen mit regulären Probenahmen lediglich zufällig erfaßt werden (Abel, 1996).

Auch hinsichtlich der biologischen Auswirkungen diffuser Stoffeinträge, insbesondere PSM liegen immer noch wenig Ergebnisse aus dem Freiland vor (Schulz & Liess, 1999a). Dies hängt sicher zum einen mit den erwähnten Schwierigkeiten bei der Belastungsmessung zusammen. Zum anderen konnten in bisherigen Freilandstudien nur im Ausnahmefall PSM-Konzentrationen festgestellt werden, bei denen akute, letale Reaktionen die Folge waren (Liess & Schulz, 1999; Schulz & Liess, 1999a; Schulz & Liess, 1999b). In den meisten Fällen führen die kurzfristigen Belastungspeaks zu subletalen oder indirekten Reaktionen, die wesentlich schwerer zu erfassen und zu bewerten sind (Liess & Schulz, 1996; Schulz & Liess, 2000).

Trotz der dargestellten Schwierigkeiten bei der Erfassung von Belastung und biologischen Reaktionen kann mit den Ergebnissen, die in diesem Bericht zusammengefaßt sind gezeigt werden, daß PSM mit hoher Wahrscheinlichkeit die Wirbellosen-Gemeinschaften in Fließgewässern ändern.

4 Ableitung eines Leitbildgewässers als Grundlage einer Bewertung

Zur Anwendung von Bewertungssystemen ergibt sich also die Notwendigkeit der Ableitung eines Leitbild- oder Referenzgewässers. In Abschnitt IV wurde dargelegt, daß eine Indikation der

PSM-Belastung anhand der aquatischen Makroinvertebraten möglich ist. Hierbei ist jedoch nicht eine einzelne Art als Zeigerart zu verwenden, sondern Arten können nach ihren ökologischen Eigenschaften klassifiziert und zu Gruppen zusammengefaßt werden. Es handelt sich hierbei also um die Ableitung einer strukturellen Leitbildgemeinschaft.

Als Grundlage für die Gruppierung der Makroinvertebraten-Taxa wurde die relative physiologische Sensitivität der Arten gegenüber Pflanzenschutzmitteln verwendet (vgl. Abschnitt IV). Diese wurde durch Angaben zur Wanderungsfähigkeit und zur Reproduktion ergänzt. Die vollständige Auflistung der Daten für die bisher eingestuftten Arten findet sich in Tab. A1 im Abschnitt III.

Die Anwendung dieser Artenklassifikation kann analog zum Saprobiensystem für die Einstufung einer Probestelle bzw. eines Gewässers verwendet werden (Abschnitt IV). Mit zunehmender Belastung ändern sich demnach die Individuenanteile der Arten mit verschiedener physiologischer Empfindlichkeit bzw. mit spezifischen Reproduktionseigenschaften. Tab. IX-1 faßt die Charakteristika der Gemeinschaften verschieden belasteter Gewässer zusammen.

Tab. IX-1: Vorläufige Einteilung der Individuenanteile von Arten mit unterschiedlichen Reproduktionseigenschaften (Semivoltin: Dauer einer Generation länger als 12 Monate; Bi- bis plurivoltin: zwei oder mehr Generationen pro Jahr) bzw. von Arten mit unterschiedlicher physiologischer Empfindlichkeit gegenüber PSM in Gewässern mit unterschiedlicher PSM-Belastung (vgl. Abschnitt IV).

	Individuenanteil an der Gesamtabundanz (%)			
	Semivoltine Arten	Bi- bis plurivoltine Arten	Empfindliche Arten	Unempfindliche Arten
Referenzgewässer*	>5	£15	>80	<20
Unbelastet	2 - 5	15 - 20	60 - 80	20 - 40
Belastet	<2	>20	40 - 60	40 - 60

* Eigenschaften sind bisher nicht empirisch validiert.

Das Leitbild- oder Referenzgewässer ist durch einen vergleichsweise hohen Anteil (>5%) von semivoltinen Arten mit einer Generationsdauer von mehr als 12 Monaten gekennzeichnet. Gleichzeitig ist der Anteil bi- bis plurivoltiner Arten mit zwei oder mehr Generationen pro Jahr relativ gering (<15%). Die beschriebenen Unterschiede von Referenzgewässer zu unbelasteten Gewässern sind in Bezug auf den Anteil bi- bis plurivoltiner Arten gering, im Referenzgewässer ist jedoch ein noch höherer Anteil semivoltiner Arten vorhanden. Aufgrund der geringen Stichprobenzahl von Referenzgewässern sind weitere Aussagen hier aber nicht möglich.

Es zeigt sich an, daß das Vorkommen der Arten nicht nur aufgrund ihres Lebenszyklus, sondern auch aufgrund ihrer Sensitivität gegenüber PSM zu erklären ist. Auch hier ergeben sich mit steigender Belastung Veränderungen in den Eigenschaften der Arten: sensitive Arten nehmen ab,

während unempfindliche Arten zunehmen. Eine auf diesen Eigenschaften basierende Klassifikation der Arten wurde in Abschnitt III vorgestellt.

Auf eine Einstufung der Ergebnisse in Bewertungsklassen und eine entsprechende Ableitung der Zielvorstellung für den Gewässerschutz wird weiter unten (Kap. 6) eingegangen.

Es ist wichtig anzumerken, daß die dargestellte Ableitung des Referenzgewässers bisher nur auf potentiell mit PSM-Einträgen aus der Landwirtschaft belastete Gewässer im Flachland bzw. mit Einschränkungen auf Gewässer im Hügelland mit geringem Gefälle anzuwenden ist. Gemäß der Einteilung der räumlichen Fließgewässertypen nach (Sommerhäuser *et al.*, 1999) sind dies im wesentlichen die Fließgewässer der Bördenlandschaften, der Sander und sandigen Aufschüttungen, sowie die gefällearmen und gefällereichen Fließgewässer der Moränenbildungen, Verwitterungsgebiete und Flußterrassen. Bei Gewässern im Mittelgebirge bzw. bei größerem Gefälle (z.B. Weinbau) ist diese Einteilung anzupassen, wie auch schon aus den Ergebnissen in Abschnitt V deutlich wurde.

5 Zukünftige Integration in nationale Bewertungsansätze

Verschiedene Ansätze zielten in der Vergangenheit darauf ab, eine integrierte ökologische Gesamtbewertung von Fließgewässern zu ermöglichen (z.B. BLW, 1998; Braukmann & Pinter, 1997; Klapper, 1992; LWKSH, 1995; Mauch, 1990; vgl. auch Friedrich & Lacombe, 1992). Dieses Anliegen hat nicht zuletzt durch die jüngeren Entwicklungen zur Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, siehe auch nachfolgendes Kapitel) an Aktualität gewonnen (Irmer, 1999).

Derzeit wird im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte sowie durch Aktivitäten der LAWA verstärkt daran gearbeitet, eine integrierte ökologische Gesamtbewertung für Fließgewässer zu erreichen (Braukmann, 2000; LAWA, 1997; vgl. auch Böhmer *et al.*, 1999). Aus dem Vergleich des natürlichen Gewässerzustandes auf der einen und des realen Ist-Zustandes auf der anderen Seite sollen jeweils Entwicklungsziele abgeleitet werden, zu deren Erreichung dann ggf. Maßnahmen notwendig sind. Hierbei wird davon ausgegangen, daß Einzelindizes zur Bewertung unterschiedlicher Belastungen (z.B. organische Belastung, Saurestatus, Ausbau und Strukturen) herangezogen werden und anschließend zu einer Art Gesamtindex vereinigt werden.

Eine wesentliche Belastungskomponente für diese integrierte ökologische Gesamtbewertung stellt die Pflanzenschutzmittelbelastung der Gewässer dar. Die Ergebnisse aus dem vorliegenden Projekt sollten deswegen in geeigneter Weise in die zu erarbeitenden Verfahren zur Gesamtbewertung der Fließgewässer einbezogen werden.

6 Bezug zur Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

6.1 Fließgewässerbewertung im Rahmen der WRRL

Mit dem gemeinsamen und durch den Vermittlungsausschuß gebilligten Entwurf der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (WRRL, Fassung vom 18. Juli 2000; EU, 2000) wird die Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, Übergangsgewässer, Küstengewässer und des Grundwassers zur Vermeidung einer weiteren Verschlechterung und zum Schutz und zur Verbesserung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme angestrebt (Artikel 1). Der ökologische Zustand schließt die Qualität von Struktur und Funktionsfähigkeit aquatischer Ökosysteme ein.

Im Anhang V der WRRL werden für den ökologischen Zustand von Oberflächengewässern 5 Qualitätszustände (ecological quality status) definiert: "Sehr guter Zustand", "Guter Zustand", "Mäßiger Zustand", "Unbefriedigender Zustand" und "Schlechter Zustand". Es wurden normative Begriffsbestimmungen für biologische, hydromorphologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten festgelegt. Der Bezugspunkt ist jeweils der "Sehr gute Zustand", der bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem entsprechenden Gewässertyp einhergeht. Die normative Definitionen für den ökologischen Zustand bezieht z.B. für die benthische Makroinvertebratenfauna von Fließgewässern u.a. folgende Kriterien ein:

- a) Taxonomische Zusammensetzung der Gemeinschaft und Abundanzen
- b) Anteil störungsempfindlicher Taxa
- c) Diversität der Gemeinschaft

6.2 Möglichkeiten der Anwendung des SR-Index im Rahmen der WRRL

Alle drei obengenannten Kriterien werden durch die Anwendung des in Abschnitt IV dargestellten SR-Indexsystems aufgegriffen. (a) und (b) gehen direkt in die Bewertung ein, die Diversität der Gemeinschaft geht indirekt über die Abundanzen von Arten ebenfalls ein. Mit dem SR-Indexsystem kann auf der Basis der Gemeinschaft ein Wert für eine Probestelle bzw. ein Gewässer festgelegt werden, welcher auf autökologischen Eigenschaften, wie der physiologischen Empfindlichkeit und den Reproduktionscharakteristika der vorkommenden Arten beruht. Der SR-Index auf der Basis der aquatischen Wirbellosen-Gemeinschaft kann den verschiedenen Zustandsstufen der WRRL zugeordnet werden (Tab. IX-2). Die in der Tabelle angegebenen Zahlenwerte des SR-Index sollen nicht als statische Größen betrachtet werden. Sie sollten vielmehr durch weiteren Kenntnisgewinn optimiert werden. Neben dem SR-Index ist die qualitative Beschreibung der PSM-Belastung ebenfalls entsprechend der 5-stufigen Skala der WRRL eingeordnet worden, wobei diese Einordnung selbstverständlich nur als Richtwertangabe

zu verstehen ist.

Tab. IX-2: Vorschlag für eine Einordnung der SR-Indexwerte, errechnet auf der Basis der Lebensgemeinschaft (Abschnitt IV) in die Zustandsklassen der WRRL. Zusätzlich ist der Summentoxizitätswert und die qualitative Beschreibung der PSM-Belastung aufgeführt.

EG-WRRL		SR-Index (Gemeinschaft)		Qualitative Beschreibung der PSM-Belastung
Status	EQR-Skala	Wert	als EQR	
Sehr guter Zustand	0,96 bis 1	1,0 bis 1,5	0,97 bis 1	Referenzgewässer, dauerhaft belastungsfrei
Guter Zustand*	0,81 bis 0,95	1,6 bis 2,0	0,77 bis 0,96	Belastung selbst durch Peakmessung kaum nachweisbar
Mäßiger Zustand	0,61 bis 0,8	2,1 bis 2,5	0,57 bis 0,76	Herbizid- und Fungizidbelastet**
Unbefriedigender Zustand	0,31 bis 0,6	2,6 bis 3,0	0,37 bis 0,56	Insektizid-, Herbizid- und Fungizidbelastet**
Schlechter Zustand	0 bis 0,3	3,1 bis 4,0	0 bis 0,36	Hohe Insektizid-, Herbizid- und Fungizidbelastung**

* Zielsetzung für alle Gewässer.

** Ergebnisse aus Peakmessungen.

Die Festlegung der Klassengrenzen für die SR-Indexwerte wurde auf der Basis der in Abschnitt IV dargestellten Untersuchungen vorgenommen. In den bisherigen Untersuchungen wurde lediglich ein Gewässer beprobt, welches als Referenzgewässer einzustufen ist, da jegliche Belastung durch PSM aufgrund der Umlandstrukturen und der Lage nahezu sicher ausgeschlossen werden kann. In der Tat konnte in diesem Gewässer mit 1,2 der absolut gesehen beste SR-Index erreicht werden. Er unterscheidet sich deutlich von den übrigen Gewässern, die Werte >1,6 aufweisen. Die Spanne für Referenzgewässer wurde daher auf 1,0 bis 1,5 festgelegt, wobei davon auszugehen ist, daß sich die Unterschiede innerhalb dieser Gewässer kaum noch sinnvoll trennen lassen, da es sich durchweg um Abschnitte handeln sollte, bei denen von einer Abwesenheit störender anthropogener Einflüsse in dem entsprechenden Gewässertyp ausgegangen werden kann. Im Referenzgewässer wird also davon ausgegangen, daß keinerlei direkte oder indirekte PSM-Belastungen aus der Landwirtschaft oder Industrie auftreten dürfen. Da derartige Gewässer sich zumeist in Regionen ohne intensive Landwirtschaft befinden werden, sind auch Einträge über die Atmosphäre vermutlich von untergeordneter Bedeutung.

Analog zu den gebräuchlichen Zielsetzungen in der allgemeinen Güteüberwachung der Gewässer wird vorgeschlagen, den Status „Guter Zustand“ der WRRL als Zielsetzung auch für kleine Gewässer anzustreben. Für diese Zustandsklasse wurde eine Spanne des SR-Index von 1,6 bis 2,0 festgelegt, was mit der Gruppe der als "unbelastet" eingestuften Gewässer aus Abschnitt IV

übereinstimmt. Derartige Gewässer weisen einen Individuenanteil von 2 bis 5% semivoltine Arten und 15 bis 20% bi- bis plurivoltine Arten auf. Eine PSM-Belastung läßt sich auch bei Peakmessungen kaum feststellen. Über mehrere Jahre betrachtet sind jedoch seltene, kurzfristige Belastungen im geringen Konzentrationsbereich (üblicherweise kleiner Nachweisgrenze, ca. 0,1 µg/L) auch in diesen Gewässern nicht auszuschließen. Gegebenenfalls resultierende biologische Effekte müßten demnach akzeptiert werden.

Alle Gewässer mit einem SR-Index ab 2,1 fallen nach WRRL in die Zustandsklasse "Mäßiger Zustand" oder schlechter. Die aus der in Abschnitt IV dargestellten Untersuchung am schlechtesten eingestuften Gewässer mit einem SR-Index >2,6 sind der Zustandsklasse "Unbefriedigender Zustand" nach WRRL zuzuordnen. Diese Gewässer weisen in der Regel neben Herbizid- und Fungizidbelastungen auch Insektizidbelastungen auf. Keines der Untersuchungsgewässer aus Abschnitt IV fällt in die Zustandsklasse "Schlechter Zustand", es konnte jedoch bei vorhergehenden Untersuchungen in einem Gewässer südlich von Braunschweig (Ohebach) nach relativ hohen kurzzeitigen Insektizidbelastungen (Liess & Schulz, 1999; Schulz & Liess, 1999a) eine Verschlechterung des SR-Index auf Werte >3,0 festgestellt werden, so daß auch derartige Situationen in der Realität durchaus auftreten können, obgleich sie vermutlich die Ausnahme darstellen.

Um die Vergleichbarkeit der nationalen und europäischen Überwachungssysteme zu gewährleisten, werden in der WRRL für die Zwecke der Einstufung des ökologischen Zustandes die Ergebnisse der von den Mitgliedsstaaten verwendeten Systeme als ökologische Qualitätsquotienten oder ecological quality ratios (EQRs) ausgedrückt. Im linken Teil der Tab. IX-2 sind die Wertebereiche angegeben, in denen sich die Qualitätsquotienten für die einzelnen Zustandsklassen nach Empfehlung der EG-Kommission befinden sollten. Errechnet man im Sinne der EQRs der WRRL für das SR-Indexsystem die Abweichung der einzelnen Zustandsklassen vom Referenzzustand (Sehr guter Zustand), so ergeben sich die im rechten Teil der Tab. IX-2 angegebenen EQR-Werte. Hierbei wurde ausgehend von der Annahme, daß alle Gewässer mit einem SR-Index $\leq 1,5$ als Referenzgewässer zu bezeichnen sind und innerhalb dieser Gruppe nur schwer differenziert werden kann, als Bezugspunkt für die Berechnung der EQRs der Wert 1,5 verwendet und gleich 1 gesetzt. Es zeigt sich, daß die EQRs nach EG-Kommission und nach dem SR-Indexsystem bereits sehr gut in Übereinstimmung zu bringen sind.

In Abschnitt V konnte gezeigt werden, daß ökologischer Landbau unter Verzicht auf chemischen Pflanzenschutz eine Verringerung der PSM-Belastung in angrenzenden Gewässer bedeutet. Diese positiven Effekte ließen sich auch in der Lebensgemeinschaft und dem daraus resultierenden SR-Index festmachen. Weiterhin zeigte sich aber auch ein starker Einfluß von weiteren variablen Größen, die aus limnologischer Sicht von Bedeutung sind. Vom ökologischen Landbau kann jedoch insgesamt gesehen ein Beitrag zur Einhaltung bzw. Erreichung der oben genannten und in der WRRL geforderten Zielzustände erwartet werden.

Es ist anzumerken, daß für die korrekte Anwendung von EQRs ein leitbildorientiertes System vorliegen muß, welches anders als das Saprobiensystem für unterschiedliche Gewässertypen verschiedene Zielzustände definiert. In diesem Sinne ist der oben vorgesehene Zielstatus „Guter Zustand“ auf potentiell durch landwirtschaftliche Stoffeinträge belastete Flachland- bzw. mit starken Einschränkungen auf Hügellandgewässer mit geringem Gefälle zu beziehen (vgl. Abschnitt V). Demnach müßten weitere Leitbilder für eine allgemeinere Anwendung des Systems noch definiert werden.

7 Literatur

Abel, P.D., 1996. Water pollution biology. Taylor & Francis, London, 286 pp.

Altenburger, R., W. Boedeker, M. Faust & L.H. Grimme, 1993. Comparative hazard identification for pesticides: interrelations between physico-chemical properties, tonnages and occurrence in surface waters. *Science of the Total Environment Supplement* 1633-1654.

Aufseß, G., W. Beicht, H.D. Bourquin, E. Hantge, J. Heil, M.J. Müller, H. Opfermann, J. Riemer, R.K. Zahn & K.H. Zimmer, 1989. Untersuchungen zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen aus Rebflächen des Moseltals. In D.V.f.W.u.K.e.V. (DVWK) (ed.) *Stoffbelastungen der Fließgewässerbiotope*. Parey, Hamburg, Berlin: 1-78.

Bach, M., A. Huber, H.-G. Frede, V. Mohaupt & N. Zullei-Seibert, 2000. Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands - Berichte. UBA, Berlin, 273 pp.

Becker, H. & R. Heitefuss, 1992. Schlußfolgerungen. In R. Heitefuss (ed.) *Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen Rundgespräche und Kolloquien/Deutsche Forschungsgemeinschaft*. VCH, Weinheim: 169-173.

Begon, M., J.L. Harper & C.R. Townsend, 1990. *Ecology - Individuals, Populations, Communities*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1024 pp.

Behrendt, H. & A. Bachor, 1998. Point and diffuse load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of north east Germany (Mecklenburg-Vorpommern). *Wat. Sci. Technol.* 38: 147-155.

BLW (ed.), 1998. *Integrierte ökologische Gewässerbewertung - Inhalte und Möglichkeiten*.

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Oldenbourg, München.

- Böhmer, J., C. Rawer-Jost & B. Kappus, 1999. Ökologische Fließgewässerbewertung, Biologische Grundlagen und Verfahren - Schwerpunkt Makrobenthos. In C. Steinberg, W. Calmano, H. Klapper & R.-D. Wilken (ed.) Handbuch Angewandte Limnologie VIII-7.1. Ecomed, Landsberg: 1-59.
- Brauckmann, U., 1994. Biologische Indikation und Kartierung des Säurezustandes kleiner Fließgewässer in Baden-Württemberg. Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Jahrestagung 1993, Krefeld 70-76.
- Brauckmann, U., 2000. Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Plenarvortrag auf der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Magdeburg, 18-22.9.2000
- Brauckmann, U. & I. Pinter, 1997. Concept for an integrated ecological evaluation of running waters. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 25: 113-127.
- Buikema Jr., A.L. & J.R. Voshell Jr., 1993. Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates. In D.M. Rosenberg & V.H. Resh (ed.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York: 344-398.
- Burberg, P.-H., K. Siedhoff & H. Wiemers, 1990. Gewässerschutzprogramme für landwirtschaftliche Intensivgebiete - Maßnahmen, Verfahren, Durchführung. Institut für Siedlungs- und Wohnungswesen, Münster, 164 pp.
- Cairns Jr., J. & D.I. Mount, 1990. Aquatic toxicology. Part 2 of a four-part series. *Envir. Sci. Technol.* 24: 154-160.
- Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley & V.H. Smith, 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8: 559-568.
- Cooper, C.M., 1987. Benthos in Bear Creek, Mississippi: Effects of habitat variation and agricultural sediments. *J. Freshw. Ecol.* 4: 101-113.
- Cooper, C.M., 1991. Insecticide Concentrations in Ecosystem Components of an Intensively Cultivated Watershed in Mississippi. *J. Freshw. Ecol.* 6: 237-248.
- Cooper, C.M., 1993. Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems - a review. *J. envir. Qual.* 22: 402-408.
- Cooper, C.M. & W.M. Lipe, 1992. Water quality and agriculture: Mississippi experiences. *J. Soil Wat. Conserv.* 47: 220-223.

- Crossland, N.O., 1994. Extrapolating from Mesocosms to the real world. *Toxicology & Ecotoxicology News* 1 (1): 15-22.
- Dahl, H.-J. & M. Hullen, 1989. Studie über die Möglichkeiten zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen (Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen). In (ed.) *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt -Fachbehörde für Naturschutz-, Hannover: 5-120.
- Dance, K.W. & H.B.N. Hynes, 1990. Some effects of agricultural land use on stream insect communities. *Envir. Pollut.* 22: 19-28.
- EU, 2000. Gemeinsamer Entwurf für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Stand 18.7.2000. Richtlinie 2000/ /EG 97/0067, C5-0347/00: 1-251.
- Fawcett, R.S., B.R. Christensen & D.P. Tierney, 1994. The impact of conservation tillage on pesticide runoff into surface water: A review and analysis. *J. Soil Wat. Conserv.* 49: 126-135.
- Friedrich, G., 1990. Eine Revision des Saprobiensystems. *Z. Wasser. Abwasser. Forsch.* 23: 141-152.
- Friedrich, G., 1992. Ökologische Bewertung von Fließgewässern - eine unlösbare Aufgabe? In G. Friedrich & J. Lacombe (ed.) *Ökologische Bewertung von Fließgewässern*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York: 1-7.
- Friedrich, G., 1998. Gewässerbewertung als Aufgabe beim Schutz der Fließgewässer. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie-Tagungsbericht 1997 Band 1*: 101-117.
- Friedrich, G., K.-J. Hesse & J. Lacombe, 1993. Die ökologische Gewässerstrukturkarte. *Wasser-Abwasser-Abfall* 11: 189-202.
- Friedrich, G. & J. Lacombe (ed.), 1992. *Ökologische Bewertung von Fließgewässern*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 462 pp.
- Gomme, J.W., S. Shurvell, S.M. Hennings & L. Clark, 1991. Hydrology of pesticides in a chalk catchment - surface waters. *J. Inst. Wat. envir. Man.* 5: 546-553.
- Groenendijk, P., J.W.H. van der Kolk & K.Z. Travis, 1994. Prediction of exposure concentration in surface waters. In I.R. Hill, F. Heimbach, P. Leeuwangh & P. Matthiessen (ed.) *Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals*. Lewis Publisher, Boca Raton: 105-125.

- Hamm, A., 1999. Die Eutrophierungsverminderung - eine Erfolgsstory? Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt) - Tagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tutzing 1999 I: 58-73.
- Heckman, C.W., 1981. Long-term effects of intensive pesticide applications on the aquatic community in orchard ditches near Hamburg, Germany. *Arch. envir. Contam. Toxicol.* 10: 393-426.
- Heckman, C.W., 1982. Pesticide effects on aquatic habitats. *Envir. Sci. Technol.* 16: 48A-57A.
- Higler, L.W.G., 1981. Caddis larvae in a dutch lowland stream. In G.P. Moretti (ed.), *Proceedings of the 3rd International Symposium on Trichoptera.*, Dr. W. Junk, The Hague: 127-128.
- Higler, L.W.G. & F.F. Repko, 1981. The effects of pollution in the drainage area of a Dutch lowland stream on fish and macroinvertebrates. *Verh. int. Ver. Limnol.* 21: 1077-1082.
- Hildebrandt, A., H. Schön & W. Hammer, 1991. Veränderungen im chemischen Pflanzenschutz des Ackerbaues in den 80er Jahren. *Gesunde Pflanze* 43: 71-78.
- Hill, R., 1989. Aquatic Organisms and Pyrethroids. *Pest. Sci.* 27: 429-465.
- Hirano, M., 1989. Characteristics of Pyrethroids for Insect Pest Control in Agriculture. *Pest. Sci.* 27: 353-360.
- Hogg, I.D. & R.H. Norris, 1991. Effects of runoff from land clearing and urban development on the distribution and abundance of macroinvertebrates in pool areas of a river. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42: 507-518.
- House, W.A., I.S. Farr, D.R. Orr & Z. OU, 1991. The occurrence of synthetic pyrethroid and selected organochlorine pesticides in river sediments. In A. Walker (ed.) *Pesticides in soil and water*. BCPC Monograph No. 47, Thornton Heath: 183-192.
- Huber, A., 1998. Belastung der Oberflächengewässer mit Pflanzenschutzmitteln in Deutschland - Modellierung der diffusen Einträge. *Boden und Landschaft*, Bd. 25, Gießen, 228 pp.
- Hurle, K., 1992. Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch ihre Anwendung in der Landwirtschaft. In H. DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft, R. (ed.) *Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen*. VCH, Weinheim: 35-50.

- Irmer, H., 1999. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie - was ist neu und wie wollen wir sie in Deutschland umsetzen. *Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) Rostock 1999* 1: 56-62.
- Irmer, U., C. Markard, K. Blondzik, C. Gottschalk, C. Kussatz, B. Rechenberg & D. Schudoma, 1994. Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben für gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern. *UWSF* 6: 19-27.
- Klapper, H., 1992. Der ökologische Ansatz in den Standards zur Klassifizierung von Fließgewässern in der ehemaligen DDR. In G. Friedrich & Lacombe (ed.) *Ökologische Bewertung von Fließgewässern*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 129-138.
- Knöpp, H., 1955. Grundsätzliches zur Frage biologischer Vorfluteruntersuchungen, erläutert an einem Gütelängsschnitt des Mains. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 22: 363-368.
- Koeman, J.H., 1982. Ecotoxicological evaluation: The eco-side of the problem. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 6: 358-362.
- Kolkwitz, R., 1950. Ökologie der Saprobien. Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt. *Schriftenreihe des Verbandes für Wasser-, Boden- und Lufthygiene* 4: 1-64.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson, 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitteilungen der königlichen Prüfanstalt Wasserversorgung Abwasserbeseitigung Berlin-Dahlem* 1: 33-72.
- Kreuger, J., 1995. Monitoring of pesticides in subsurface and surface water within an agricultural catchment in southern Sweden. *British Crop Protection Council Monograph No. 62: Pesticide Movement to Water* 81-86.
- Kreuger, J.K. & N. Brink, 1988. Losses of pesticides from agriculture. In (ed.), *Pesticides: Food and Environmental Implications*, International Atomic Energy Agency: 101-112.
- Kuhnle, R.A., 1992. Bed load transport during rising and falling stages on two small streams. *Earth Surface Processes and Landforms* 17: 191-197.
- Kuivila, K.M. & C.G. Foe, 1995. Concentration, transport and biological effects of dormant spray pesticides in the San Francisco Estuary, California. *Envir. Toxicol. Chem.* 14: 1141-1150.
- Lampert, W., W. Fleckner, E. Pott, U. Schober & K.U. Störkel, 1989. Herbicide effects on planctonic systems of different complexity. *Hydrobiologia* 188/189: 415-424.

- LAWA, 1976. Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Mainz 16 S. 1 Karte.
- LAWA, 1997. Konzept zur Bewertung der ökologischen Qualität von Fließgewässern, Phase 1, 15.05.1997. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Karlsruhe, 15 pp.
- LAWA & L. Wasser, 1998. Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Als Manuskript vervielfältigt.
- Leahey, J.P., 1985. The Pyretroid Insecticides. Taylor & Francis, London, Philadelphia, 440 pp.
- Lenat, D.R. & J.K. Crawford, 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* 294: 185-199.
- Liess, M., 1993. Zur Ökotoxikologie der Einträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fließgewässer. Cuvillier, Göttingen, 133 pp.
- Liess, M., 1994. Insektizidbelastung des Oberflächen-Runoff: Quantifizierung und Wirkung auf aquatische Makroinvertebraten. Erweiterte Zusammenfassung, Tagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 2: 866-870.
- Liess, M. & R. Schulz, 1996. Chronic effects of short-term contamination with the pyrethroid insecticide fenvalerate on the caddisfly *Limnephilus lunatus*. *Hydrobiologia* 324: 99-106.
- Liess, M. & R. Schulz, 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Envir. Toxicol. Chem.* 18: 1948-1955.
- Liess, M. & R. Schulz, 2000. Sampling methods in surface waters. In L.M.L. Nollet (ed.) *Handbook of water analysis*. Marcel Dekker, New York: 1-24.
- Liess, M., R. Schulz, M.H.-D. Liess, B. Rother & R. Kreuzig, 1999. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Wat. Res.* 33: 239-247.
- Lundbergh, I., J. Kreuger & A. Johnson, 1995. Pesticides in surface waters. Council of Europe Press, Strasbourg, 56 pp.
- LWKSH, 1995. Fließgewässerbewertung in Schleswig-Holstein. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, Kiel, 1-33 pp.
- LWRP, 1994. Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfashrensvorschlag für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft im

- Bereich der Mittelgebirge, des Hügellandes und des Flachlandes. Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz Mainz.
- Maltby, L., 1991. Pollution as a probe of life-history adaptation in *Asellus aquaticus* (Isopoda). *Oikos* 61: 11-18.
- Marsh, P.C. & T.F. Waters, 1980. Effects of agricultural drainage development on Benthic invertebrates in undisturbed downstream reaches. *Transactions of the American Society* 109: 213-223.
- Matthiesen, P., D. Sheahan, R. Harrison, M. Kirby, R. Rycroft, A. Turnbull, C. Volkner & R. Williams, 1995. Use of a *Gammarus pulex* bioassay to measure the effects of transient carbofuran runoff from farmland. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 30: 111-119.
- Mauch, E., 1990. Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung der Gewässer. *Wasser und Boden* 11: 763-767.
- Meijering, M.P.D., 1991. Lack of oxygen and low pH as limiting factors for *Gammarus* in Hessian brooks and rivers. *Hydrobiologia* 223: 159-171.
- Metcalf, R.L., 1980. Changing role of insecticides in crop protection. *Ann. Rev. Ent.* 25: 219-256.
- Mohaupt, V., M. Bach & H. Behrendt, 1999. Overview on diffuse sources of nutrients; pesticides and heavy metals in Germany - Methods, results and recommendations for water protection policy. *Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) Rostock 1999* 1: 479-487.
- Mol, A.W.M., 1986. Decrease of insects in running waters in the Netherlands, caused by human impact. *Proceedings. 3rd European Congress of Entomology* 1: 111-114.
- Pantle, K. & H. Buck, 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach. Wasser/Abwasser* 609-620.
- Ryan, P.D., 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.* 25: 207-221.
- Sallenave, R.M. & K.E. Day, 1991. Secondary production of benthic stream invertebrates in agricultural watersheds with different land management practices. *Chemosphere* 23: 57-76.
- Schulz, R., 1997. Aquatische Ökotoxikologie von Insektiziden - Auswirkungen diffuser

- Insektizideinträge aus der Landwirtschaft auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften. Ecomed Verlag, Landsberg, 167 pp.
- Schulz, R., M. Hauschild, M. Ebeling, J. Nanko-Drees, J. Wogram & M. Liess, 1998. A qualitative field method for monitoring pesticides in the edge-of-field runoff. *Chemosphere* 36: 3071-3082.
- Schulz, R. & M. Liess, 1999a. A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquat. Toxicol.* 46: 155-176.
- Schulz, R. & M. Liess, 1999b. Validity and ecological relevance of an active in situ bioassay using *Gammarus pulex* and *Limnephilus lunatus*. *Envir. Toxicol. Chem.* 18: 2243-2250.
- Schulz, R. & M. Liess, 2000. Runoff simulation with particle-bound fenvalerate in multispecies stream microcosms: importance of biological interactions. *Envir. Toxicol. Chem.* 20: in press.
- Setac, 1991. Guidance Document on Testing Procedures for Pesticides in Freshwater Mesocosms., Huntingdon, 1-46 pp.
- Solbe, L.G. (ed.), 1986. Effects of land use on fresh waters. Ellis Horwood Limited, Chichester, 568 pp.
- Sommerhäuser, M., D. Mehl, T. Pottgiesser & H. Schuhmacher, 1999. Ein Katalog der Räumlichen Fließgewässertypen des Norddeutschen Tieflandes. Tagungsbericht Klagenfurt 1998 Band II - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) 420-424.
- Statzner, B., 1987. Characteristics of lotic ecosystems and consequences for future research directions. In E.-D. Schulze & H. Zwölfer (ed.), Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 365-390.
- Tolkamp, H.H., 1982. Microdistribution of macroinvertebrates in lowland streams. *Hydrobiol. Bull.* 16: 133-148.
- Umweltministerium, N. (ed.), 1987. Reinhaltung der Gewässer in Niedersachsen - Grundwassergütemeßnetz-, Hannover, 43 pp.
- Wachs, B., 1994. Limnotoxizität und Ökobewertung der Schwermetalle sowie entsprechende Qualitätsziele zum Schutz aquatischer Ökosysteme. Münchener Beitrag Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 48: 425-486.
- Walther, W., 1980. Prozess des Stoffabtrages und der Stoffauswaschung während und nach Starkregen in ackerbaulich genutzten Gebieten - 2. Bericht: Stoffauswaschung. Z. Kulturtech.

Flurbereinig. 21: 65-74.

Walther, W., 1995. Über den Stoffhaushalt der Landschaft und über die diffuse Belastung von Böden, Fließgewässern und Grundwasser, dargestellt an ausgewählten Standorten. Mitteilungen des Leichtweiss-Instituts für Wasserbau der TU Braunschweig.

Wauchope, R.D., 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields - a review. J. envir. Qual. 7: 459-472.

Williams, R.J., D. Brooke, P. Matthiesen, M. Mills, A. Turnbull & R.M. Harrison, 1995. Pesticide transport to surface waters within an agricultural catchment. J. Inst. Wat. envir. Man. 9: 72-81.

Willis, G.H. & L.L. McDowell, 1982. Pesticides in agricultural runoff and their effects on downstream water quality. Envir. Toxicol. Chem. 1: 267-279.

Yoder, C.O. & E.T. Rankin, 1998. The role of biological indicators in a state water quality management process. Environmental Monitoring and Assessment 51: 61-88.

Zelinka, M. & P. Marvan, 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch. Hydrobiol. 57: 389-407.

Zschaler, H., B. Rubach, S.ENZIAN & U. Wittchen, 1995. Status-quo-Analyse des Pflanzenschutzmittel-Einsatzes in Feldkulturen der Bundesrepublik Deutschland 1991/92. Teil 1: Kulturspezifische Analyse. Nachrichtenbl. deut. Pflanzenschutzd. 47: 86-95.

Zwick, P., 1992. Fließgewässergefährdung durch Insektizide. Natur & Wissenschaften 79: 437-442.