



Fraunhofer Institut
Molekularbiologie und
Angewandte Oekologie

Endbericht

Auswertung der wichtigsten in Deutschland durchgeführten Monitoringstudien zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen

Dr. Udo Hommen

Fraunhofer-Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie (IME)

Auf dem Aberg 1, 57392 Schmallenberg

Unter Mitarbeit von:

Dr. Christoph Schäfers

(Fraunhofer IME)

Dr. Martina Roß-Nickoll, Prof. Dr. Toni Ratte

(Lehrstuhl für Biologie V, RWTH Aachen)

17.12.2004

Im Auftrag des BVL, Braunschweig

Ansprechpartner: Dr. Martin Streloke



Bundesamt für
Verbraucherschutz und
Lebensmittelsicherheit

Zusammenfassung

Ziel dieses Projekt war es, die wichtigsten in Deutschland durchgeführten Monitoringstudien zu Effekten von Pflanzenschutzmittel (PSM) auf Nichtzielorganismen zusammenzustellen und in bezug auf Fragestellung, Ansatz und Methoden, gefundene Effekte sowie die mögliche Bedeutung für das Zulassungsverfahren von PSM auszuwerten.

Zusätzlich zu „echten“ Monitoringstudien wurden auch einige Feldstudien mit experimenteller PSM-Applikation berücksichtigt, sofern sie für die Fragestellung nach Effekten von PSM im Freiland von Bedeutung sein konnten. Feldstudien im Rahmen von PSM-Zulassungen wurden jedoch nicht erfasst, da sie in der Regel nicht frei zugänglich sind.

Insgesamt wurden 41 Studien genauer betrachtet und in einer Datenbank (Microsoft® Access) abgelegt. Die Studien wurden nach dem untersuchten Kompartiment (aquatisch, terrestrisch, Boden), ihrem Ansatz und der Wahl der Endpunkte klassifiziert: chemisch, ökotoxikologisch (aktives biologisches Monitoring, Bioassays) und ökologisch (Aufnahme von Artenspektren und/oder Populationsdichten), und ihrem Fokus (z.B. Landwirtschaft allgemein oder einzelne PSM) klassifiziert. Die meisten (27) der erfassten Projekte untersuchten Verbleib und/oder Effekte in Gewässern und in einem Großteil der Projekte wurde ein chemisches Monitoring durchgeführt. Studien zu möglichen ökologischen Effekten von PSM auf Wirbeltiere im Freiland fanden sich nicht.

Ökologisches Monitoring wurde in 28 Projekten in sehr unterschiedlicher Intensität in Bezug auf die Anzahl der Probenahmestandorte und –zeitpunkte durchgeführt. Zum Teil (8 Projekte) wurde es mit ökotoxikologischem Monitoring (Bioassays) ergänzt, um den direkten Einfluss von PSM prüfen zu können.

Zur Beurteilung, ob Effekte in einer Studie überhaupt zu erwarten waren, wurden falls möglich gefundene Wirkstoffmengen mit Schwellenwerten verglichen. Für Gewässer wurden dazu die vom Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) kurzfristig als unbedenklich angesehenen Konzentrationen verwendet.

Effekte wurden in sechs Klassen, angelehnt an Brock et al. (2000), eingeteilt:

- 0 = keine Aussage möglich,
- 1 = kein Effekt gefunden,
- 2 = geringer oder nur an einzelnen Terminen beobachteter Effekt,
- 3 = klarer Effekte mit gezeigter Wiedererholung,
- 4 = klarer Effekt, aber die Studie war für eine Beurteilung der Wiedererholung zu kurz,
- 5 = klarer, langfristiger Effekt ohne gezeigte Wiedererholung.

Im Unterschied zum Bewertungsschema von Brock (2000), welches für die Beurteilung von Mikro- und Mesokosmenstudien vorgeschlagen wurde und als akzeptable Zeitspanne für eine Wiederholung 8 Wochen vorschlägt, wurde für eine akzeptable Wiederholung in den Monitoring- und Freilandstudien hier ein Zeitraum von einem Jahr zu Grunde gelegt, da meist weniger häufig Proben gezogen wurden als in solchen Studien mit aquatischen Modellökosystemen. Für eine genauere Bewertung wäre im Einzelfall zu beurteilen, ob gemessene – auch zeitlich begrenzte – Effekte Auswirkungen auf nicht erfasste Organismengruppen haben können (z. B. Futtermangel bei Fischbrut durch Reduzierung des Zooplanktons).

In ungefähr einem Drittel der erfassten Fälle, in denen Effekte bei aus normaler landwirtschaftlicher Praxis zu erwartender Exposition untersucht wurden, wurde kein Effekt festgestellt. In einem weiteren Drittel waren Effekte im Sinne der Bewertung von Higher Tier Studien in der PSM-Zulassung als akzeptabel einzustufen (Klassen 2 – 3). Das restliche Drittel der Datensätze umfasste Effekte mit unklarer oder fehlender Wiederholung innerhalb eines Jahres. In Gewässern waren Effekte auf die Populationsdynamik meist zeitlich befristet, z. T. wurden aber auch Effekte auf die Struktur aquatischer Lebensgemeinschaft als wahrscheinlich angesehen, insbesondere im Obstbaugelände Altes Land bei geringem Abstand zwischen Gräben und Obstanlage, im Hopfenanbaugelände Hallertau und in typischen Flachlandbächen mit geringer bis mittlerer Runoff-Gefährdung in der Region Braunschweig. Auf terrestrische Arthropoden in Saumbiotopen wurden bisher nur geringe direkte Effekte festgestellt. Allerdings gibt es Hinweise auf ein vergleichsweise niedriges Wiederbesiedlungspotenzial von Heuschrecken nach massiver Störung. Bisher gibt es in Deutschland keine Studien, welche eindeutig einen Effekt von Herbiziden auf die Vegetation in Saumstrukturen belegen. Zum Teil wird ein Trend zur „Vergrasung“ von Saumbiotopen in der Agrarlandschaft beschrieben (P11, P31), dies konnte aber bisher nicht klar von anderen Einflussgrößen wie z. B. Nährstoffeinträgen abgetrennt werden. In zwei Projekten wurden längerfristige Effekte auf Bodenorganismen in der Zielfläche („in crop“) festgestellt.

Die Bedeutung von Monitoringstudien für das Zulassungsverfahren wird in der Kontrolle der prospektiven Risikoabschätzung, der möglichen Differenzierung von Zulassungsszenarien und der Verbesserung von Higher Tier Tests gesehen: Ergebnisse aus chemischen Monitoring können genutzt werden, die im Zulassungsverfahren eingesetzten Expositionsmodelle zu entwickeln (Kalibrierung) und zu testen (Validierung), während ökologisches Monitoring die Möglichkeit bietet, die abgeschätzten Schwellenkonzentrationen (z.B. Ecologically Acceptable Concentration, EAC) zu überprüfen. Monitoring kann weiterhin genutzt werden, die Zulassungsbestimmungen nach lokalen Gegebenheiten zu differenzieren, z.B. nach Art und Breite von Randstreifen, nach Gewässertyp (stehend / fließend) oder nach dem Wiederbesiedlungspoten-

zial aus benachbarten, unbelasteten Habitaten. Weiterhin können Monitoringstudien helfen, Indikatorarten bzw. –gruppen zu identifizieren, die dann in Higher Tier Studien getestet werden können, um gezielt für bestimmte Biotope und/oder Regionen Risikoabschätzungen zu ermöglichen.

Im letzten Kapitel werden Vorteile und Nachteile der verschiedenen Monitoringansätze benannt und Möglichkeiten zur Verringerung von Problemen vorgestellt. So wird auf die Bedeutung ereignisbezogener Probenahmen beim chemischen Monitoring hingewiesen, um nicht durch Verfehlen der Eintragungsspitzen die Exposition zu unterschätzen. Für eine Gefährdungsabschätzung von Gewässern an landwirtschaftlichen Flächen auf der Basis gemessener Wirkstoffkonzentrationen wird vorgeschlagen, verstärkt EACs und Toxic Units zu verwenden. Für eine konsistente und reproduzierbare Abschätzung sollten die dafür notwendigen Daten aus dem Zulassungsverfahren verfügbar gemacht werden.

Das Problem der hohen Variabilität ökologischer Daten und der oft vorhandenen Korrelation von PSM-Belastungen mit anderen Standortfaktoren könnte - zumindest zum Teil – durch eine sorgfältige Auswahl der Probenahmestandorte und der Anwendung von Regressions- an Stelle von ANOVA-Ansätzen verringert werden. Eine Kombination von ökologischem und ökotoxikologischem Monitoring erwies sich ebenfalls als geeignet, PSM-Effekte zu identifizieren.

Ein weiteres Problem bei Untersuchung von PSM-Effekten im Freiland bildet die Möglichkeit, dass die Biozönose schon an PSM-Belastungen angepasst ist, so dass aktuelle Effekte abgeschwächt und die Bedeutung von PSM unterschätzt wird. Referenzstandorte unterscheiden sich aber oft auch in anderen Faktoren als der PSM-Belastung von Standorten an landwirtschaftlichen Flächen, so dass sie keine echten Kontrollen darstellen. Es wird daher vorgeschlagen, Minimalstandards für Lebensgemeinschaften in der Agrarlandschaft zu definieren. Ein Vergleich des aktuellen ökologischen Zustandes eines Standortes mit solch einem Standard würde ermöglichen, zwischen verschiedenen Handlungsoptionen wie „keine Maßnahmen notwendig“, „Kausalanalyse bzw. Stressoridentifikation“ oder „Risikominimierung“ zu wählen.

Summary

On behalf of the Federal Office of Consumer Protection and Food Safety (BVL) the most important monitoring studies about effects of plant protection products on non target arthropods in Germany were reviewed in order to create an overview about objectives, approaches and methods, to classify observed effects and to assess the possible relation to the current registration procedure. In addition to ‚real‘ monitoring studies, also some studies with controlled pesticide application were considered, if they provided useful information about effects of pesticides in the field. However, studies conducted for registration purposes were not included due to data confidentiality. Chemical monitoring studies were analysed if measured concentrations in non-target areas allowed hazard estimations.

In total, 41 projects were evaluated. Information about the investigated compartment (surface water, field margins, soil), focus (e.g. effects of agriculture in general or effects of specific active ingredients), approach (chemical, ecotoxicological (biomarkers, bioassays), or ecological monitoring (measurements of population abundances or community structure)) as well as details about the methods used, the results obtained and the conclusions drawn was stored in a database.

Most of the projects investigated exposure and/or effects in surface waters and in most cases a chemical monitoring was conducted. No studies about possible ecological effects of plant protection products on vertebrates were found.

To estimate the hazard potential of active ingredients detected in surface waters measured concentrations were compared to concentrations considered by the BVL as ecologically harmless for short-term exposure. Effects were differentiated according to a modified classification scheme suggested by Brock et al. (2000) for the evaluation of micro- and mesocosm studies. In 12 of the 34 cases, in which effects of usual agricultural practice have been analysed, no effects could be demonstrated. In other 12 cases effects could be considered as ecologically acceptable (only slight effects or recovery demonstrated). Clear effects with unclear or missing recovery were found in 10 cases. However, this collection of projects can not be taken as representative for agricultural areas in Germany and thus, the frequencies found should not be interpreted as probabilities of effects. Population dynamics of aquatic species was affected only short-term in most cases, but also long-term effects on community structure could not be excluded in some cases, e. g. for the orchard region of the ‚Altes Land‘ (if the distance between ditch and the first line of trees was short, i.e. < 3 m), streams with a high potential of run-off entries in the region of Braunschweig, and in the Hallertau region with intensive hop culture. For terrestrial arthropods only slight direct effects of pesticides have been reported, but some studies indicate that grass

hoppers might be a sensitive taxon with relatively slow recovery. No study could demonstrate clear effects of herbicides on vegetation structure in the field because of other confounding factors such as nutrient entries. However, some authors report a trend to field margins dominated by grasses in the agricultural landscape with possible indirect effects on the related fauna. In two projects long-term effects on soil-organisms (collembola, algae) were observed 'in crop'.

The relevance of monitoring for registration is seen in the control of prospective risk assessments, the differentiation of registration scenarios and the refinement of higher tier tests: Results of chemical monitoring studies can be used to calibrate and/or validate predictions of exposure models while ecological monitoring can serve as a tool to check the reliability of Ecologically Acceptable Concentrations (EAC) derived in the effect assessment. Monitoring can also help to develop differentiated registration scenarios, e.g. for different width and types of buffer stripes, for lentic and lotic systems, or for sites with different potentials of recolonisation from undisturbed habitats. Ecological monitoring allows identifying species which should be included in higher tier tests for a better representation of the communities to protect (e.g. key species, dominant spec or indicator species).

Finally, problems of monitoring pesticide effects are discussed and some recommendations are given to handle these problems. For example, the importance of event driven sampling for chemical monitoring in order to avoid underestimation of exposure by missing peak concentrations is stressed. For hazard assessment based on measured concentrations of active ingredients the use of EACs and Toxic Units is suggested for water bodies close to the agricultural area instead of general quality criteria (e.g. of the Water Framework Directive) which are often defined for the protection of larger water bodies against long-term exposure. To allow a more consistent hazard assessment a public database with key (no) effect concentration used for registration would be useful. The problem of high variability and cross correlation of ecological data could be overcome (partially) by careful selection of a sufficient number of sampling sites and use of regression instead ANOVA designs. A combination of different monitoring approaches has also been shown to be useful to detect causal links. Another problem of monitoring pesticide effects in the field is that biocoenoses might be adapted to pesticides which would result in an underestimation of effects. However, reference sites are often distinguished from sites close to agricultural areas also by other factors than pesticide exposure (e. g. habitat quality). Therefore it is suggested to define minimum standards for communities in agricultural landscapes. The comparison of the actual and the nominal condition would allow selecting between different management options such as no action, stressor identification, risk mitigation or restoration.

Inhalt

Zusammenfassung	3
Summary	7
1 Einleitung	11
2 Generelle Vorgehensweise und Erfassung der Projekte	14
3 Fragestellungen und Ansätze	17
3.1 Schwerpunkt: Umweltqualität / Medienbewertung	18
3.2 Schwerpunkt: Einfluss der Landwirtschaft insgesamt	21
3.3 Schwerpunkt: Effekte von PSM-Anwendungen (kulturbezogen)	23
3.4 Schwerpunkt: Effekte einzelner PSM (substanzbezogen)	35
3.5 Schwerpunkt: Eintrag von PSM in Nichtzielflächen / Gewässer	39
4 Nachweis von PSM-Effekten auf Nichtzielorganismen	45
5 Bedeutung von Monitoringstudien für das Zulassungsverfahren	56
6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen	58
7 Danksagung	61
8 Literatur	63
9 Anhang	73
9.1 Tabellenverzeichnis	73
9.2 Abbildungsverzeichnis	74
9.3 Fachgespräch am 22.03.2004	75
9.4 Unbedenkliche Konzentrationen einiger PSM	79
9.5 Überblick über die erfassten Studien	83
9.6 Referenzen je Projekt	85
9.7 Vorstellungen und Veröffentlichungen des Projektes	97

1 Einleitung

Die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln (im Folgenden mit PSM abgekürzt) nach ihrer möglichen Gefährdung des Naturhaushalts beruht auf der Testung von Wirkstoffen und Formulierungen in Standard-Einzelartentests und eventuell Higher-Tier-Tests (z. B. in Mesokosmen) oder Feldstudien (z. B. mit Raubmilben in Obstplantagen). Charakteristisch für all diese Studien ist, dass dabei die Wirkung einzelner Wirkstoffe untersucht wird und bewusst andere Stressoren weitgehend ausgeschlossen werden, damit eine möglichst scharfe Bewertung der Testsubstanz erreicht wird.

In der Praxis wirken jedoch auf Populationen und Lebensgemeinschaften zuweilen verschiedene PSM, aber auch andere landwirtschaftliche Aktivitäten (z.B. Düngung, Mahd) sowie verschiedene Standortfaktoren (z.B. Habitatstruktur, Strömung, Art des Umlandes) ein. Diese Vielfalt der Einflussfaktoren erschwert die Identifizierung möglicher PSM-Effekte und damit z.B. eine Kontrolle darüber, inwieweit die aus den Zulassungsuntersuchungen abgeleiteten Anwendungsbestimmungen ausreichend, angemessen oder überzogen sind.

Das Wort Monitoring leitet sich von lateinischem „Monitor“ für Mahner, Ermahner, Warner ab und meint hier speziell die Überwachung des chemischen oder ökologischen Zustands von aquatischen und terrestrischen Systemen in der Agrarlandschaft. Dabei wird in der Praxis oft zwischen Effekten auf Nichtzielorganismen „in crop“, also auf der Zielfläche, und „off crop“ unterschieden. In dieser Übersicht liegt der Schwerpunkt auf Effekten in „Nicht-Zielflächen“ wie Saumstrukturen und Gewässern. In der Zielfläche sind „Nebenwirkungen“ der PSM-Anwendungen vor allem durch die selektive Wirkung der PSM und weniger durch die landwirtschaftliche Praxis selbst zu verringern und im Rahmen einer Vertretbarkeitsabwägung in gewissem Umfang auch tolerierbar. Effekte auf Organismen in Nicht-Zielflächen sind dagegen möglichst zu vermeiden, was durch Anwendungsaufgaben (z. B. Abstandsaufgaben, Einsatz von Drift- oder Runoff-minimierenden Maßnahmen) sichergestellt werden soll. Aufgabe des Monitorings ist es dann zu überprüfen, in welchem Ausmaß Nichtzielflächen mit PSM-Wirkstoffen belastet werden und ob dies negative Auswirkungen auf die dort lebenden Organismen hat.

In der Praxis können drei verschiedene Monitoringansätze unterschieden werden, die sich durch ihre unterschiedlichen Endpunkte gegenseitig ergänzen (s. Abb. 1):

1. Im **chemischen Monitoring** wird die Konzentration von PSM-Wirkstoffen im Gewässer, im oder auf dem Boden, in oder auf Pflanzen usw. erfasst. Je nach Methode kann dabei die Wirkstoffkonzentration insgesamt oder auch nur der bioverfügbare Anteil betrachtet werden. Dieser bioverfügbare Anteil ist neben den Substanzeigenschaften auch von den

Eigenschaften des Habitats abhängig (z. B. pH-Wert des Bodens, Schwebstoffgehalt des Gewässers).

2. Mit **ökotoxikologischem Monitoring** wird im Folgenden die Erfassung der direkten Toxizität bezeichnet: Führt die PSM-Belastung zu Effekten auf der Ebene des Individuums, z. B. verändertes Verhalten, geringere Reproduktion, erhöhte Mortalität. Dazu können Organismen vor Ort gezielt exponiert werden (z. B. in Käfigen) oder Proben des Mediums im Labor mit üblichen Toxizitätstests beurteilt werden (z. B. akuter Daphnientest mit Wasserproben). Solches Monitoring wird auch als „aktives biologisches Monitoring“ bezeichnet (Pestemer et al. 2003). Im weiteren Sinne können hierzu auch Biomarkeruntersuchungen gezählt werden, in denen z. B. an Hand molekularbiologischer Marker auf mögliche Belastungen geschlossen wird.

3. Unter **ökologischem Monitoring** verstehen wir hier das Erfassen von Effekten auf der Ebene von Populationen und Lebensgemeinschaften, also den Vergleich von Populationsdichten, Populationsstrukturen, Artenspektren oder detaillierteren Beschreibungen der Struktur von Lebensgemeinschaften. Diese Art des Monitorings wird auch als „passives biologisches Monitoring“ bezeichnet (Pestemer et al. 2003), da hier nicht „aktiv“ Organismen exponiert werden. Bei der Ausprägung der ökologischen Effekte sind neben der PSM-Belastung die verschiedenen Standortfaktoren entscheidend und sollten daher in das ökologische Monitoring einbezogen werden.

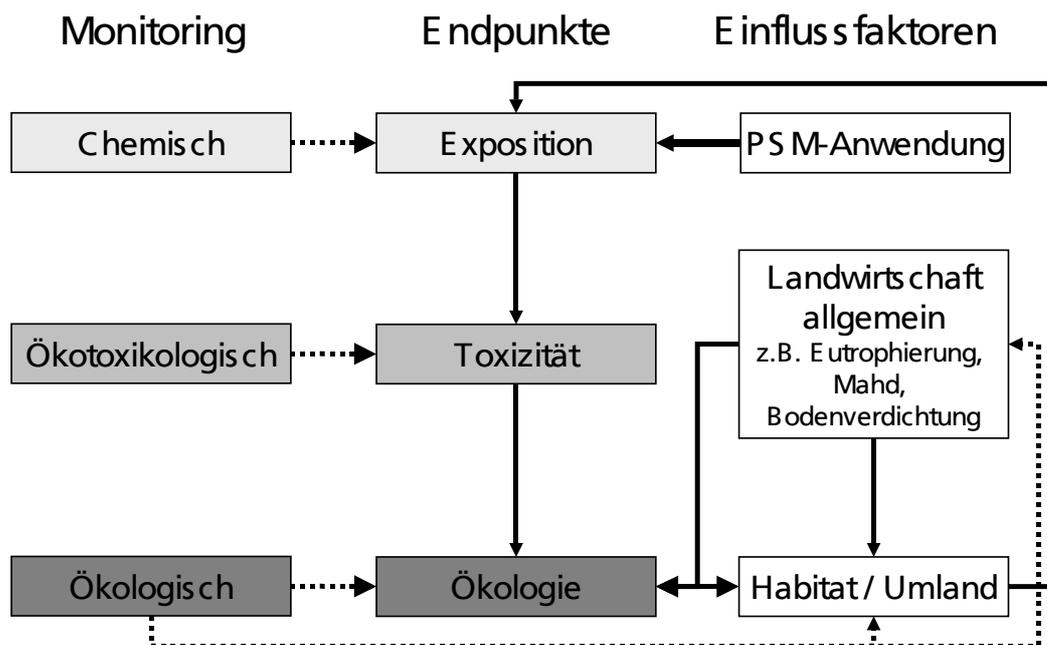


Abb. 1: Monitoringansätze zur Erfassung möglicher Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielflächen

Die **Aufgabenstellung des Projekts** bestand darin, die wichtigsten in Deutschland durchgeführten Monitoringstudien zu PSM-Effekten auf Nichtzielorganismen zusammenzutragen und auszuwerten. Im Einzelnen sollen vier Fragen beantwortet werden:

1. Welche Studien gibt es bisher?
2. Welche Methoden wurden für welche Fragestellungen eingesetzt?
3. Welche Auswirkungen durch die praxisübliche Anwendung von Pflanzenschutzmitteln sind feststellbar?
4. Welche Bedeutung können solche Studien für das Zulassungsverfahren haben?

Für die zu erfassenden Studien galten folgende Einschränkungen:

- keine kontrollierten Feldstudien im Rahmen der Zulassung (also z. B. keine Mesokosmosstudien, keine Raubmilben-Feldstudien)
- kein Routine-Umweltmonitoring (z.B. Monitoring der Gewässerqualität von Flüssen)

Allerdings wurden Studien mit reinem chemischen Monitoring von Nichtzielflächen (inkl. Gewässer) an landwirtschaftlichen Flächen aufgenommen, wenn Rückschlüsse auf die mögliche Gefährdung von Nichtzielorganismen abgeleitet werden können oder Vergleiche mit der PEC-Abschätzung des Zulassungsverfahrens gezogen werden können. Ziel war es, die wichtigsten Studien als Beispiele zu erfassen. Die Zusammenstellung erhebt daher keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Es sei auch darauf hingewiesen, dass die Suche auf Studien, die in Deutschland durchgeführt wurden, beschränkt war.

Im Folgenden werden die vier oben genannten Fragen in einzelnen Kapiteln abgehandelt bevor am Ende allgemeine Schlussfolgerungen und Empfehlungen zu Monitoringstudien vorgestellt werden.

2 Generelle Vorgehensweise und Erfassung der Projekte

Als Grundlage bei der Erfassung der Projekte diente eine Liste von dem BVL und den Autoren bekannten oder durch Internet-Recherchen gefundenen Monitoringprojekte in Deutschland. Berichte und andere Veröffentlichungen zu den einzelnen Projekten wurden vom BVL oder den Projektnehmern selbst zur Verfügung gestellt oder dem Internet entnommen.

Um die Informationen zu den einzelnen Projekten zu strukturieren und zu speichern, wurde eine **Datenbank** in Microsoft Access angelegt. Diese Datenbank enthält die folgenden miteinander verbundenen Tabellen:

- Projekte (Allgemeine Beschreibung der Projekte)
- Details (Einzelheiten zu Methoden und Ergebnissen in einzelnen Jahren, Gebieten, Ansätzen eines Projektes, s. Anhang)
- Effekte (klassifizierte Informationen zu beobachteten Effekten, s. S. 75)
- Quellen (Veröffentlichungen, Poster, Internetseiten, Zusammenfassungen), z.T. mit Volltext
- Ansprechpartner

In der zentralen Tabelle „Projekte“ sind die folgenden Informationen abgelegt:

- Fragestellung
- Ansatz
(Art des Monitorings, Biotoptyp, Region, Standortauswahl [einflussbezogen oder flächenrepräsentativ]; Auswahl der Kontroll-/Referenzstandorte)
- Methodik
(Erfasste PSM-Wirkstoffe und Taxa, Erfassung sonstiger Einflussfaktoren, Auswertung)
- Ergebnisse
(kurze Zusammenfassung)
- Schlussfolgerungen (laut Projekt)
- Bemerkungen (zur Relevanz des Projekts für die Fragestellung nach Effekten von PSM auf Nichtzielorganismen, Bearbeitungsstand)
- Verweise auf Ansprechpartner

In der Tabelle Details sind, falls notwendig, Methoden und Ergebnisse zu einzelnen Ansätzen, Zeiträumen, oder Regionen innerhalb eines Projektes zu finden.

Neben den Tabellen mit den entsprechenden Formularen erleichtern verschiedene Abfragen und Berichte die Auswertung.

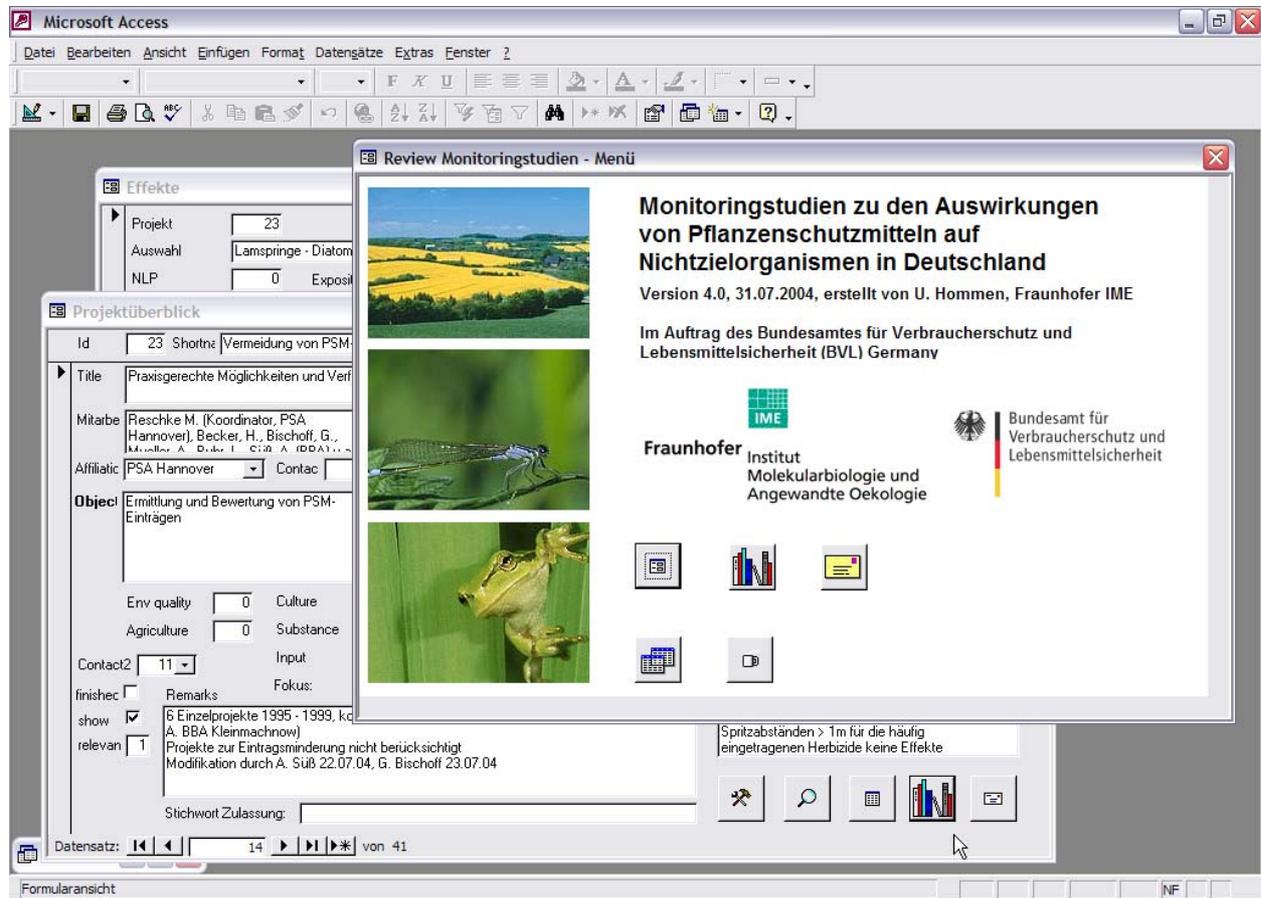


Abb. 2: Microsoft Access Datenbank zur Speicherung der Information zu den einzelnen Projekten

In einem **Fachgespräch** am 22.03.2004 im BVL Braunschweig wurde der aktuelle Stand des Projektes einem größeren Kreis von Fachleuten vorgestellt (s. Abschnitt 9.3, S. 75) und diskutiert. Dabei wurden keine weiteren Projekte benannt, die noch berücksichtigt werden sollten.

Die Datenbank wurde am 05.07.2004 an die Ansprechpartner der einzelnen Projekte verschickt, damit diese noch Korrekturen und Erweiterungen vornehmen konnten. Die Änderungswünsche von 10 Projektnehmern wurden in die Datenbank übernommen.

Insgesamt sind 41 Projekte erfasst worden (s. Übersicht Tab. 12, S.83). Dabei dominieren deutlich die Monitoringprojekte von Gewässern (27 Projekte), gefolgt von Studien an terrestrische Saumbiotopen (12) und Böden (7) (Kombinationen möglich).

Die meisten Projekte beinhalteten ein chemisches Monitoring (33 Projekte) und/oder ökologisches Monitoring (28). In 10 Studien wurde zusätzlich ökotoxikologisches Monitoring durchgeführt.

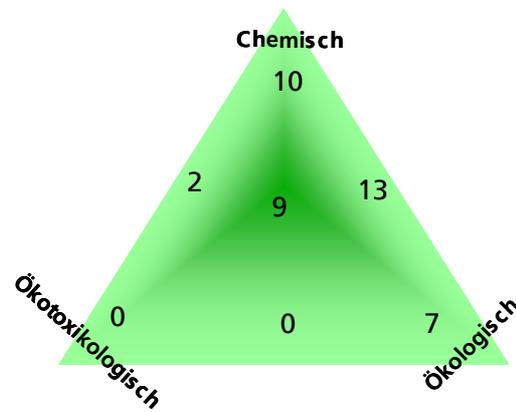


Abb. 3: Anteil der erfassten Projekte nach verwendetem Monitoringansatz

3 Fragestellungen und Ansätze

Die Projekte wurden nach ihrem Fokus in fünf Klassen eingeteilt:

1. **Umweltqualität** generell

Im Vordergrund steht die Bewertung des Mediums (Boden, Gewässer, Saumstruktur). Hierunter fällt z. B. das routinemäßige Gewässermonitoring wie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie.

2. Einfluss der **Landwirtschaft** insgesamt

Der Schwerpunkt der Studie liegt auf der Erfassung von Biozönosen in der Agrarlandschaft, meist ohne explizite Erfassung von PSM. Beispiele sind Untersuchung der Vegetationsstruktur von Feldrainen in Abhängigkeit verschiedener Standortfaktoren)

3. Effekte von PSM-Anwendungen (**kulturbezogene Effekte**)

Die Studien zielen auf die Erfassung der möglichen Effekte von PSM-Anwendungen in einer bestimmten Kultur wie z. B. Ackerbau, Obstbau, Weinbau, Gemüse. Einträge bzw. Rückstände von PSM werden im chemischen Monitoring erfasst oder zumindest an Hand von Standortfaktoren abgeschätzt. (z. B. Überprüfung, ob Schutz der Lebensgemeinschaften in Sondergebieten gewährleistet ist)

4. **Substanzspezifische** Einträge und **Effekte**

Die Studien konzentrieren sich auf Einträge und Effekte einzelner PSM oder PSM-Gruppen, z.B. im „Nachzulassungsmonitoring“ für spezielle PSM. In diese Klasse fallen aber auch Feldstudien mit experimenteller PSM-Applikation.

5. **Einträge** von PSM in Nichtzielflächen

Studien, die rein auf die Erfassung von Einträgen und Verbleib von PSM in Nicht-Zielflächen zielten, wurden in dieser Gruppe zusammengefasst. Dies sind z.B. Projekte zur Erfolgskontrolle von Maßnahmen, die Exposition von Nicht-Zielflächen zu verringern (durch z. B. Spritztechnik, Bodenbearbeitung, Randstreifen)

Im Folgenden wird an Hand von einigen Beispielprojekten ein Überblick über die einzelnen Klassen gegeben. Die Beschreibungen aller Projekte sind in einer Microsoft Access-Datenbank abgelegt, die auf Anfrage erhältlich ist (E-mail an udo.hommen@ime.fraunhofer.de). Projektnummern beziehen sich auf die Nummer in der Datenbank. Sie spiegeln die Reihenfolge der Aufnahme in die Datenbank wieder und sind keine Bewertung der Studie. Die verwendeten Referenzen je Projekte sind in Abschnitt 9.6, S.85, nach Projekten geordnet aufgelistet.

3.1 Schwerpunkt: Umweltqualität / Medienbewertung

Dieser Gruppe wurden die folgenden vier Studien zugeordnet:

- P44 Integrierter Gewässerschutz an der Seefelder Aach (Universität Stuttgart)
- P43 Biozönotische Typisierung und ökotoxikologische Untersuchungen an zwei kleinen bayerischen Fließgewässern (LfW Bayern)
- P58 Validierung und Einsatz verschiedener biologischer Tests und Biomarker (=Biotests) sowie Anwendung chemischer und mathematisch-statistischer Methoden zur Bewertung der Belastung kleiner Fließgewässer mit Umweltchemikalien (VALIMAR) (Universität Hohenheim)
- P39 Monitoring von PSM-Gehalt und von Regenwurmpopulationen auf Bodendauerbeobachtungsflächen im Land Brandenburg (BBA)

Routinemäßiges Umweltmonitoring ist bei Gewässern in der Regel auf größere Flüsse oder Seen beschränkt. In NRW werden z. B. 13 Proben pro Jahr an 103 sogenannte Trendmessstellen gezogen, die u. a. auch auf einige PSM untersucht werden (LUA NRW 2002). Insgesamt werden in Deutschland zwar an ca. 60 LAWA-Messstellen PSM in Oberflächengewässern analysiert. Die überwiegende Zahl dieser Stellen liegt aber entlang der großen Flüsse, so dass schwer auf die Belastung der kleineren Gewässer in der Agrarlandschaft geschlossen werden kann. Die gefundenen Werte, beispielsweise die jährlichen Mittelwerte, werden mit Qualitätszielen der LAWA oder der EU verglichen („Medienbewertung“). Gewässer direkt an landwirtschaftlichen Flächen sind in der Regel klein (Bäche, Gräben, Teiche) und durch eine andere Exposition gekennzeichnet: PSM-Anwendungen und Run-off-Ereignisse können zu hohen, aber oft nur kurzfristigen Belastungen führen. In den im Routinemonitoring erfassten Gewässern ist dagegen mit langfristigeren aber (durch Verdünnung) weit geringeren Wirkstoffkonzentrationen zu rechnen. Die Qualitätsziele sollen die Gewässer vor jeglichen Schäden durch eine längerfristige Belastung zu schützen. Für eine Beurteilung der Gefährdung von Organismen auf Nichtzielflächen durch die Anwendung von PSM in der Landwirtschaft eignen sich solche Untersuchungen und die dabei verwendeten Qualitätsziele aber nur bedingt: Die gefundenen Wirkstoffe stammen auch aus Einträge von Kläranlagen und Kanalisation und nicht nur aus der landwirtschaftliche Anwendung direkt. Bach & Frede (2003) konnten abschätzen, dass in Deutschland ca. 0.06 % der PSM-Applikationsmenge durch Run-off, Drainage oder Drift in Gewässer gelangt. Der weitaus höhere Anteil der PSM-Frachten in (größeren) Flüssen stammt dagegen aus Punktquellen (Hofabläufe, Regenentlastungen und Einleitungen aus Produktions- und Formulierungsanlagen). Bach und Frede (2003) schätzen für Rhein, Main, Nidda und Ruhr den Anteil der Punktquellen an der Gesamtfracht auf 72 bis 93%.

Ein anderer Nachteil des Routinemonitorings ist darin zu sehen, dass durch das feste, relativ grobe Probenraster Eintragungsspitzen nicht erfasst werden und daher auch nur relativ stabile, gut wasserlösliche Wirkstoffe nachgewiesen werden.

Neben der Überwachung der Qualität der beprobten Gewässer selbst liegt der Nutzen solchen Routinemonitorings in Bezug auf mögliche Effekte von PSM daher eher in der Identifizierung problematischer Stoffe: Wirkstoffe, die in solch einem Monitoring noch nachgewiesen werden können, sind mit hoher Wahrscheinlichkeit auch in kleineren Gewässern an landwirtschaftlichen Flächen kritisch zu bewerten. Des Weiteren kann möglicherweise grobes Fehlverhalten (Verwendung nicht zugelassener Wirkstoffe) abgeleitet, wenn auch nicht einem Verursacher zugeordnet werden. Für eine direkte Beurteilung von PSM-Effekten auf Nicht-Zielflächen sind solche Monitoringprogramme aus den genannten Gründen aber in der Regel nicht geeignet.

Durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU WRRL, Anonym 2000) kann sich dies aber in Zukunft ändern, da eine ökologische Beurteilung der Gewässerqualität in den Mittelpunkt rückt und zumindest im Rahmen von Pilotprojekten eine genauere Analyse der PSM-Belastung stattfinden kann.

Ein Beispiel dazu ist das Pilotprojekt „Integrierter Gewässerschutz an der Seefelder Aach“ (**P 44**, <http://www.seefelder-aach.de/>): Ziel dieses Projektes ist die Entwicklung eines Gewässerschutzkonzepts für das gesamte Einzugsgebiet der Seefelder Aach, die in den Bodensee mündet. Ein Teilprojekt der Universität Stuttgart beschäftigte sich dabei auch speziell mit Einträgen von PSM. Von Mai 1999 bis Mai 2000 erfolgte dazu eine kontinuierliche Probenahme mit 2-3 Tages- oder Wochen-Mischproben an 3 Kläranlagenabläufe, der Mündung der Aach in den Bodensee und an zwei Probestellen in einem Zufluss der Aach mit intensivem Obst- und Ackerbau im Einzugsgebiet.

Die Ergebnisse zeigten, dass der Haupteintrag (62 %) in den Bodensee aus den drei beprobten Kläranlagen (von 10 insgesamt), und somit nicht aus der PSM-Anwendung auf Feldern sondern wahrscheinlich aus Hofeinträgen stammt. Die Diuronkonzentrationen in der Aach überschritten dabei die LAWA-Zielvorgaben. Im Riedgraben, dem Zufluss mit landwirtschaftlich geprägtem Einzugsgebiet, wurden Überschreitungen für Diuron, Pirimicarb und Isoproturon festgestellt. Um die Gefährdung von Nichtzielorganismen besser abschätzen zu können, wurden die Maximalkonzentrationen im Riedgraben mit kurzfristig als unbedenklich eingestuften Konzentrationen (UK) nach einer Liste des BVL (Streloke, pers. Mitt., s. Anhang 9.4 ab S. 79, im Folgenden BVL-Liste genannt) verglichen. Demnach können für vier Wirkstoffe kurzfristige Effekte auf Nichtzielorganismen nicht ausgeschlossen werden (Tab. 1).

Die Analysen wurden in den folgenden Jahren (2001, 2002) fortgeführt, dabei wurde trotz intensiver Information der Landwirte nur eine geringe Abnahme der Einträge festgestellt.

Parallel zum chemischen Monitoring wurde in den Jahren 2001 und 2002 auch ein ökologisches Monitoring durchgeführt. Eine detaillierte Auswertung in Bezug auf Effekte liegt zurzeit noch

nicht vor. In einer ersten Präsentation (Zenker 2004) lag der Schwerpunkt auf der Auswertemethodik: Die Artenlisten der acht untersuchten Standorte wurden mit verschiedenen Indizes beschrieben, die mit der Pestizidbelastung korreliert wurden. Eine Kombination von fünf Indizes ergab die höchste Korrelation mit der Pflanzenschutzmittelbelastung der Gewässer.

Tab. 1: Maximal gefundene Wirkstoffkonzentrationen [$\mu\text{g a.i./L}$] im Riedgraben (aus Schlichtig et al. 2001) und kurzfristig unbedenkliche Konzentrationen (UK) nach BVL-Liste [$\mu\text{g/L}$]

Wirkstoff	Max. 1999-2000	BVL UK (kurzfristig)	Max / UK
Herbizide			
2,4-D	0.011	58	0.000
Bromoxynil	0.21		
Dichlorprop	3.1	410	0.008
Diuron	0.62	0.79	0.785
Fluroxypyr	0.1		
loxynil	3.95	0.4	9.875
Isoproturon	35.9	1.3	27.615
MCPA	1.71	15	0.114
Mecoprop	0.18	190	0.001
Simazin	0.07	3.6	0.019
Insektizide			
Fenoxycarb	0.21		
Imidacloprid	0.09	2	0.045
Pirimicarb	27.3	0.09	303.333
Tebufoenzid	0.12	0.35	0.343
Fungizid			
Cyprodinil	0.21	0.8	0.263
Penconazol	0.24	6.9	0.035
Pyrimethanil	3.45	7	0.493
Triadimenol	1.48	1.2	1.233

Vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft wurde im Projekt „Biozönotische Typisierung und ökotoxikologische Untersuchungen an zwei kleinen bayerischen Fließgewässern“ (P 43) an „zwei beispielhaft ausgewählten Bächen der bayerischen Kulturlandschaft geeignete Methoden zur integrierten Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit kleiner Fließgewässer erprobt“ (Burkl & Negele 2001). Während die Illach als weitgehend intaktem submontaner Bach des Ammergebirges Daten für eine Leitbildentwicklung liefert, wurde mit dem Siegbach im westlichen Niederbayern in der Hallertau, dem größten zusammenhängenden Hopfenanbauggebiet Europas, ein insgesamt stark belasteter Bach (Gewässerstruktur, Eutrophierung, Metalle, PSM) untersucht. Durch ökotoxikologisches Monitoring (Bioassays mit gekäfigten Trichopteren und Gammariden) konnte aber der massive Einfluss der Insektizidbelastung auf die Zusammensetzung der Makroinvertebratenfauna belegt werden. Das in Hopfenkulturen häufig eingesetzte, hochwirksame Insektizid Imidacloprid erreichte Konzentrationen von 0.9 $\mu\text{g/l}$ im Siegbach, was

unterhalb der kurzfristigen UK nach BVL-Liste liegt. Bemerkenswert war die hohe Imidacloprid-Belastung der Schwebstoffe (bis zu 344 µg/kg TS).

Im **Valimar-Projekt (P 58)** lag beim Vergleich von zwei kleineren Fließgewässern im Raum Stuttgart auf der der Gewässerbelastung durch Landwirtschaft, Kläranlagen und Kleinindustrie sowie Gewässerstrukturveränderungen insgesamt. Die gefundenen Unterschiede in der Makroinvertebratenfauna und bei Fischen (Artenzusammensetzung, Abundanzen, Biomarker) wurden aber nicht speziell auf PSM-Effekte hin analysiert.

Im Projekt „Monitoring von PSM-Gehalt und von Regenwurmpopulationen auf Bodendauerbeobachtungsflächen im Land Brandenburg“ (**P 39**) stand die Analyse des Ist-Zustandes von Bodendauerbeobachtungsflächen auf Acker- und Grünlandstandorten im Vordergrund. Das Projekt liefert dabei wichtige Grunddaten zur Bewertung von Effekten auf die Regenwurmfaua durch die Erfassung der räumlichen (in Abhängigkeit der Standortfaktoren) und zeitlichen Variabilität. Gefundene PSM-Rückstände im Boden ließen keine Effekte auf die Regenwürmer erwarten. Bemerkenswert waren jedoch die Funde von DDT aus Anwendungen in den 80er Jahren.

3.2 Schwerpunkt: Einfluss der Landwirtschaft insgesamt

In dieser Klasse wurden Projekte zusammengefasst, in denen weder PSM-Wirkstoffkonzentrationen gemessen wurden noch PSM-Belastungen abgeschätzt wurden, sondern in denen ein reines ökologisches Monitoring durchgeführt wurde. Ziel solcher Projekte ist es meist in erster Linie, die Lebensgemeinschaften zu erfassen und charakterisieren zu können. Manchmal werden aus dem Vergleich der gefundenen Lebensgemeinschaften mit der an Referenzstandorten oder mit theoretisch erwarteten Artenspektren aber Rückschlüsse auf mögliche PSM-Effekte gezogen.

Folgende Projekte wurden dieser Gruppe zugeordnet:

- P 6 Gewässerrandstreifen und Pflanzenschutzmittel - Vertiefende Untersuchungen über die Bedeutung von Flora und Fauna der Parzellengräben in landwirtschaftlich genutzten Flächen (Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein)
- P 11 Die Arthropodenfauna von Nichtzielflächen und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushalts (RWTH Aachen)
- P 31 Vegetationskundliche Erhebungen in Saumbiotopen als eine der Grundlagen der Risikobewertung von Herbizidabtrieb auf Nichtzielpflanzen in Nichtzielflächen (BBA)

Ziel des Projekts zu den Parzellengräben auf Nordstrand (**P 6**) war die Erfassung des ökologischen Spektrums der zeitweise wasserführenden Parzellengräben auf Nordstrand, um auf die-

ser Basis Anwendungsbestimmungen für PSM flexibler gestalten zu können. Die Vegetation in Gewässerrandstreifen und der Gewässersohle, die aquatischen Makroinvertebraten und das Planktons wurde an und in 33 Gräben und Vorflutern mit unterschiedlicher Umlandnutzung (Acker – Grünland) und Lage (Nordstrand – Festland) erfasst. Es wurden nur graduelle Unterschiede in den Artenspektren an den einzelnen Standorten festgestellt. Generell kamen nur verbreitete und anspruchslose Arten vor. Die Autoren gehen davon aus, dass die Lebensgemeinschaft vor allem durch die Dynamik der Gewässer (Austrocknen, Salzgehalt) bestimmt ist, und erwarten auch ohne PSM keine Zunahme der Diversität, so dass nur ein geringes Schutzniveau für notwendig gehalten und eine höhere Flexibilität der Abstandregulationen empfohlen wird (Gerth et al. 2001). An die Drainagegräben wurde randscharf herangearbeitet und Abstandsauflagen sind mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht eingehalten worden (Streloke, pers. Mitteilung).

Die Studie kann insofern für die Diskussion von Leitbildern von Lebensgemeinschaften in der Agrarlandschaft wichtig sein, da sie darauf hindeutet, dass nicht alle Lebensgemeinschaften als gleich empfindlich einzuschätzen sind und somit auch unterschiedliche Schutzniveaus möglich sein können.

Im Projekt zur Arthropodenfauna von Nichtzielflächen (**P 11**) stand die Aufnahme und Typisierung der Biozöosen von grasreichen Feldrainen, die Identifizierung von Arten mit besonderer Bedeutung (Schlüsselarten, Störungsindikatoren) sowie der Vergleich mit Arten der Standardtests im Vordergrund. An insgesamt 72 Standorten in 3 Ackerbauregionen wurde Vegetation und Arthropodenfauna in (ruderalen) Glatthaferwiesen aufgenommen. Für den biozöologischen Ansatz wurde sowohl qualitativ-ökologische als auch statistische Auswertungen durchgeführt. Die standortökologische Vielfalt der Biozöosen zeigte sich darin, dass 15 Varianten mit insgesamt 25 Artengruppen charakterisiert werden konnten, aus denen Sollwertvorstellungen für die Biozöosen abgeleitet wurden. Dominanzbestände (Verdrängung von Kräutern durch Glatthafer) wurden als Indikator für Störungen mit Auswirkung auf die Arthropoden identifiziert. Als eine der möglichen Ursachen für die Entwicklung solcher Dominanzbestände wurden Herbizide postuliert. Weiterhin wurde festgestellt, dass die üblichen Tests im Zulassungsverfahren nutzen einige der typischen Arthropodenarten der Biozönose nutzen. Es konnten aber auch potentiell empfindliche Indikator- oder Schlüsselarten identifiziert werden, die in Higher-Tier-Studien eingesetzt werden könnten.

Das Projekt „Vegetationskundliche Erhebung von Saumbiotopen“ (**P 31**) soll eine Grundlage für eine regionalisierte Risikobewertung von Herbizidabdrift auf Pflanzen in Nichtzielflächen bilden. Dazu wurde die Vegetationsstruktur von Rainen an unterschiedlich genutzten Flächen (stillgelegte Flächen, Ackerwildkrautschutzfläche sowie unterschiedliche Kulturen mit definierter Herbi-

zidanwendung) in 7 Naturräumen Deutschlands verglichen werden. Erste Ergebnisse zeigen, dass die Vegetationsstruktur von Saumbiotopen (eines Naturraums) vor allem durch Stickstoffeintrag aus angrenzenden Flächen bestimmt wird. Auch in Saumbiotopen an konventionell bewirtschafteten Äckern wurden seltenere Arten gefunden. Säume in intensiv genutzter Agrarlandschaft waren aber vor allem grasdominierte Gesellschaften mit niedrigerer Diversität in Bezug auf Vegetationseinheiten und Artenvielfalt im Vergleich zu anderen Saumbiotopen (Waldränder, Heckensäume, Bahndämme, breite Straßenränder).

Um den möglichen Effekt von Herbizideinträgen auf die Vegetationsstruktur von dem anderer Faktoren besser abgrenzen zu können, wurden Labor- und Feldstudien mit Herbizidapplikationen durchgeführt. Niedrige Herbizidaufwendungen im Laborversuch zeigten bei einigen getesteten Nichtzielpflanzenarten Effekte auf das Sprosswachstum, nicht aber auf die Samenproduktion. Ein orientierender Freilandversuch mit Herbizidabtritt ergab aber bisher keine Änderungen in der Vegetationsstruktur des Saumbiotops. In der Studie wird daher der Schluss gezogen, dass die Auswirkungen einer Herbizidabtritt auf die Vegetation im Freiland offensichtlich durch den Nährstoffeintrag in die Saumbiotope überlagert werden.

3.3 Schwerpunkt: Effekte von PSM-Anwendungen (kulturbezogen)

Im Unterschied zur vorigen Gruppe werden hier PSM-Effekte und die gemessene oder modellierte Exposition explizit berücksichtigt.

Drei der hier eingeordneten Projekte befassen sich mit den Effekten von PSM auf Gräben im Obstbaugebiet Altes Land bei Hamburg. Die anderen Projekte wurden an Fließgewässern in der Agrarlandschaft im Raum Braunschweig, die überwiegend durch Ackerbau gekennzeichnet ist, durchgeführt:

- P 1 Ökologisches Monitoring von Makroinvertebraten in Gräben mit unterschiedlichem PSM-Expositionspotential im Alten Land bei Hamburg (Fraunhofer IME)
- P 4 Monitoring zur Belastung des Wassers mit Pflanzenschutzmitteln und zur Erfassung von Artenspektrum und Populationsdynamik der Zoonosen in Gräben des Alten Landes (Raumkulturen) (BBA)
- P 5 Chemisches Langzeitmonitoring und ökologisches Monitoring im Alten Land (NLÖ)

- P 2 Struktur der Makroinvertebratengemeinschaft kleiner Fließgewässer im Raum Braunschweig in Beziehung zu Habitat und Landschaftsparametern (Fraunhofer IME)
- P 3 Pflanzenschutzmittel-Belastung kleiner Fließgewässer im norddeutschen Tiefland und Auswirkung auf die Gesamtbiozönose (TU-Braunschweig)
- P 17 Makroinvertebratengemeinschaften in Gewässern der Agrarlandschaft in der Region Braunschweig (Syngenta, UFZ-Leipzig, Fraunhofer IME, Pond Conservation Trust, Waterborn Inc.)
- P 53 Pflanzenschutzmittelbelastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit unterschiedlicher Umlandnutzung (TU Braunschweig)

In Bezug auf die Wirkung der PSM-Anwendung im Obstbau auf Invertebraten in anliegenden Gräben wurden in den vergangenen Jahren unabhängig voneinander drei Monitoringprojekte im **Alten Land** durchgeführt: vom Fraunhofer IME, gefördert durch den IVA (P 1), von der BBA (P 4) und vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie, NLÖ (P 5). Den Hintergrund bildet die besondere Situation im Alten Land: Das Alte Land ist charakterisiert durch intensiven Obstbau in einem Gebiet von ca. 10 000 ha mit einem dichten Netz von Gräben. Normale Abstandsaufgaben für die PSM-Anwendung sind daher kaum einzuhalten und das Alte Land wurde daher im Jahr 2000 als Sondergebiet ausgewiesen. Dort können die bundeseinheitlichen Anwendungsbestimmungen durch auf das Gebiet zugeschnittene ersetzt werden, wobei deren Wirksamkeit für die Biozönose der Gräben durch ein entsprechendes Monitoring nachzuweisen ist. Dies bedeutet, dass nur unverzichtbare PSM zugelassen sind, diese PSM aber - mit moderner verlustmindernder Anwendungstechnik - bis zu einem Abstand von 5 bzw. 1 m zu Gewässern angewendet werden dürfen.

Die Ansätze der drei Monitoringprojekte sind in Tab. 2 gegenübergestellt. Alle drei Projekte beinhalten ökologisches Monitoring, allerdings in unterschiedlichem Umfang.

Im IME/IVA Projekt (**P 1**) fand kein chemisches Monitoring statt, sondern der Schwerpunkt lag auf einem intensiven ökologischen Monitoring der Makroinvertebraten an insgesamt 40 Standorten. Für die statistische Auswertung wurden letztendlich 21 Probenahmestellen in Gräben an Obstplantagen verwendet, da sich gezeigt hatte, dass Grünlandstandorte schlecht als Referenz für Gräben an Obstbau geeignet waren. Die Struktur der in Gräben an Obstkulturen gefundenen Lebensgemeinschaft wurde zum Expositionspotential der Standorte in Beziehung gesetzt. Dieses Expositionspotential durch Drifteintrag wurde aus dem Abstand des Grabens (Böschungskante) zur ersten Baumreihe an beiden Ufern sowie aus der Breite und Tiefe des Grabens abgeschätzt.

Während im NLÖ-Projekt (**P 5**) der Schwerpunkt auf dem chemischen Monitoring lag und die ökologischen Daten nur qualitativ genutzt werden, wurden diese im BBA-Projekt (**P 4**) häufiger erhoben, so dass eher Aussagen zur Populationsdynamik (und deren Beeinflussung durch PSM-Applikationen) gemacht werden konnten. In beiden Projekten wurden nur relativ wenig Standorte beprobt, so dass Unterschiede in der Struktur der Lebensgemeinschaft nur schwer eindeutig auf die PSM-Belastung zurückgeführt werden können, da auch andere Faktoren die Standorte differenzierten. Durch das intensive chemische Monitoring erlauben beide Projekte aber Rückschlüsse auf das Spektrum der eingesetzten Mittel und, durch einen Vergleich mit tolerierbaren Konzentrationen, auch die mögliche Risiken durch Einzelsubstanzen. Im BBA-Projekt wurde zusätzlich durch das Toxit-Unit-Konzept das Belastungspotential durch die PSM

insgesamt abgeschätzt. Die BBA führte zusätzlich zum chemischen und ökologischem auch ein (aktives) biologisches Monitoring durch, in dem mit Wasserproben aus den Gräben akute Daphnientests im Labor durchgeführt wurden. Weiterhin führte die BBA Projekte mit gezielter Pyrethroidapplikation durch, um den Effekte dieser häufig im Obstbau verwendeten Wirkstoffgruppe untersuchen zu können. Diese Studien sind unter „Effekte einzelner PSM“ in Abschnitt 3.4 ab Seite 17 beschrieben.

Tab. 2: Ansätze von drei Monitoringprojekten im Alten Land bei Hamburg

Projekt	Zeitraum	Chem.	Ökotox.	Ökolog.	Beprobte Gräben (an Obst)	Probenahmen	Bewertung nach
P1 (IME)	1998-2000			X	21	5 Beprobungen (nach Jahreszeit) Herbst 98 bis Frühjahr 2000	Berechnung des Expositionspotentials Beziehung zur Struktur der Lebensgemeinschaft über multivariate Statistik
P4 (BBA)	2001-2003	X	x	X	3	Chem. nach Appl., Ökolog. 4-7 /a	Vgl. mit NOECs, LC50s Toxic Units Daphnienbioassays Populationsdynamik, Artenzahlen, Diversität
P5 (NLÖ)	2001-2003	X		x	3	chem. nach Appl. ökol. 2/a	Vgl mit LAWA-ZV und BVL-UK Artenspektren

Im IME Projekt (**P 1**) wurden die Lebensgemeinschaft der Makroinvertebraten auf statistische Zusammenhänge mit verschiedenen Standortfaktoren, inklusive dem Expositionspotential, hin untersucht. In einer ersten Ordination zeigte sich, dass die Standorte an Grünland eine eigene Gruppe gegenüber den Standorten an Obstanlagen bildeten, unabhängig von der geschätzten PSM-Belastung. Die weiteren Analysen wurden daher nur mit den Standorten an alten, unbewirtschafteten und an ökologisch oder integriert bewirtschafteten Kulturen durchgeführt. Dabei konnte die Variabilität der Lebensgemeinschaft zu einem signifikanten Anteil durch das Expositionspotential erklärt werden (Abb. 4). Deutliche Effekte und über längere Zeiträume signifikante Effekte traten bei einem Abstand ≤ 1.5 m zwischen Gräben und Obstbäumen auf. Hier fehlten einige Arten ganz (z. B. Muscheln) und die ansonsten häufigen Wasserasseln und Eintagsfliegen waren zeitweise nur in sehr geringen Dichten oder auch gar nicht zu finden (Abb. 5). Die stärksten Effekte wurden im Sommer und Herbst festgestellt. Im nächsten Frühjahr zeigte sich eine Tendenz zur Wiedererholung. In Gräben mit einem Abstand von 3 bis 5 m zum Obst waren die Effekte deutlich geringer und nicht signifikant.

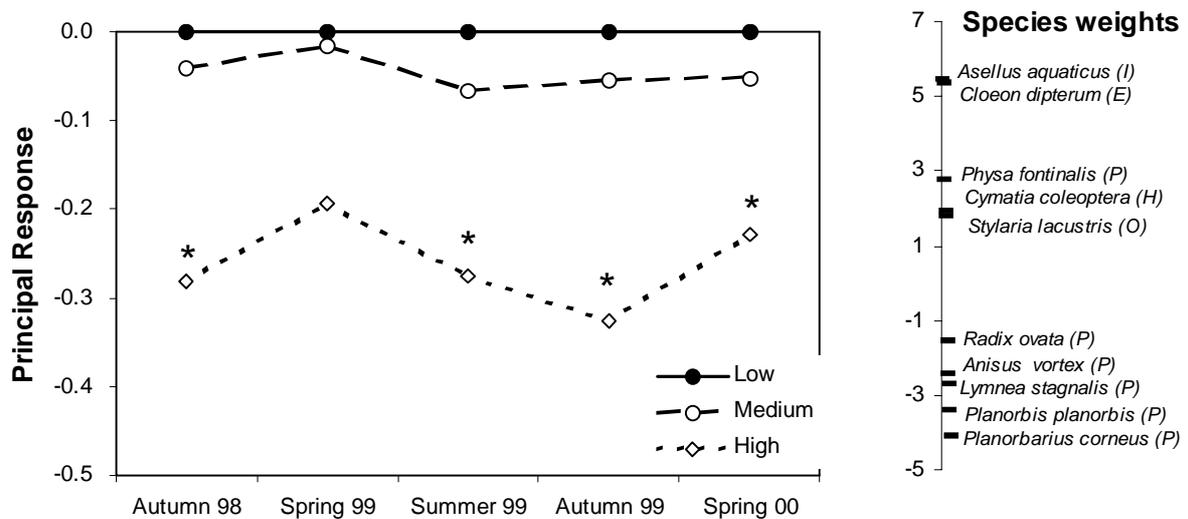


Abb. 4: Principal Response Curves für Makroinvertebraten in 21 Gräben (inklusive solcher and ökologisch bewirtschafteten Kulturen) im Alten Land
 10% der Gesamtvarianz wurde durch die Zeit erklärt und sind auf der X-Achse dargestellt. 15% der Gesamtvarianz wurden durch das Expositionspotential erklärt. 42% davon sind in den PRCs auf der Y-Achse dargestellt. Die PRC waren insgesamt signifikant ($p = 0.006$ in einem Monte-Carlo-Permutationstest). * zeigen signifikante ($p < 0.05$) Unterschiede zur gering belasteten Standortgruppe an. Die species weights stellen ein Maß für die Übereinstimmung der Dynamik der einzelnen Arten mit den PRCs dar. Es sind nur die jeweils 10 Arten mit den höchsten bzw. niedrigsten Gewichten dargestellt (I = Isopoda, E =Ephemeroptera, P = Pulmonata, H = Heteroptera, O = Oligiochaeta)

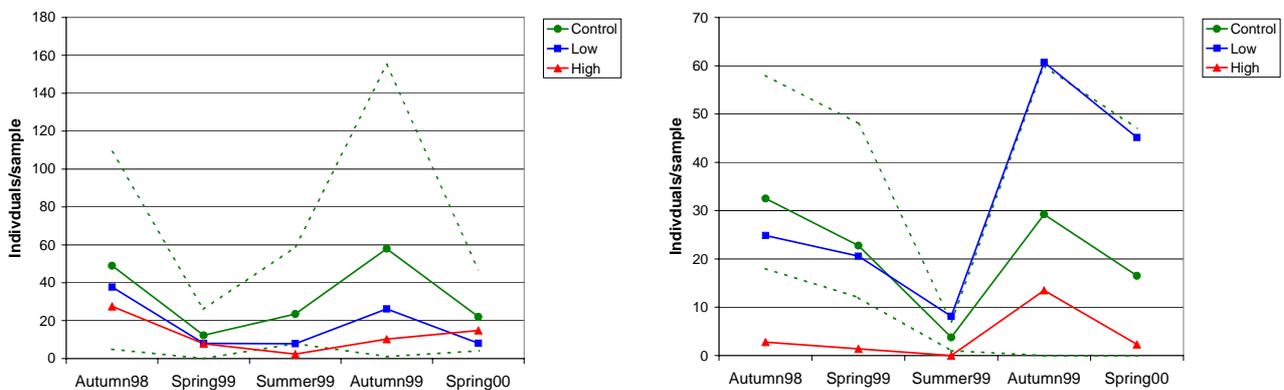


Abb. 5: Populationsdynamik von *Asellus aquaticus* (links) und *Cloeon dipterum* (rechts)

Im BBA-Projekt (P 4) wurden in den Proben z. T. PSM-Wirkstoffe gefunden, die nicht appliziert wurden bzw. werden sollten (Simazin, Diuron, Cyprodinil, Parathion und Pirimicarb). Die Konzentrationen lagen meist unterhalb der aus Labortests abgeschätzten Effekt-Schwellen. Überschreitung von NOEC, LC50 je Graben und Jahr wurden 2001 – 2002 bei durchschnittlich 3 % der 70 Wirkstoffe festgestellt (Tab. 3). Auch 2003 wurden PSM-Wirkstoffe mit Konzentrationen von 0.05 bis 10.8 $\mu\text{g/L}$ gefunden. In allen drei Jahren wurden in Neuenkirchen, dem Standort

mit einem Abstand < 3 m zwischen Graben und Obstanlage, die höchsten Konzentrationen gefunden.

Durch die Berechnung von „toxic units“ (TU) konnten gefährdungsrelevante Wirkstoffe identifiziert werden. Problematisch sind auf den untersuchten Standorten insbesondere beta-Cyfluthrin und Pirimicarb, eventuell auch Imidacloprid, Kupfer und Tebufenozid. Bei einer Gesamtoxizität < 1 TU (auf der Basis der minimalen NOECs) ist theoretisch keine Gefährdung der Zönose zu erwarten. Am Standort Neuenkirchen wurden 2001 durch beta-Cyfluthrin-Anwendungen Gesamt-TUs bis zu 37.0 festgestellt. 2002 wurde durch Pirimicarb eine TU von 8 erreicht. Auch 2003 waren die Toxic Units wiederum in Neuenkirchen deutlich höher (max. 31). An den anderen Standorten lagen die TU immer (und meistens weit) unter 1, so dass hier eine geringe Gefährdung angezeigt wird.

Im ökologischem Monitoring der BBA zeigte der Graben bei Neuenkirchen, der Standort mit der höchsten Belastung (Konzentrationen > LC50 für *D. magna*, mehrere Wochen > NOEC), tendenziell die geringste Artenzahl, die geringste Abundanz und den geringstem Anteil empfindlicher Taxa. Muschelkrebse und Köcherfliegenlarven traten hier kaum oder nicht auf. Krebstiere und Insekten generell traten aber an allen Standorten z. T. in beträchtlicher Dichte auf, allerdings nicht über die gesamte Zeit.

Nach Bulldock-Applikation (Wirkstoff beta-Cyfluthrin) mit geringen Abständen zum Wasser wurde 2001 eine kurzfristige Depression der Population weniger Arten (vor allem Copepoden) festgestellt. Längerfristige Effekte konnten aber nicht nachgewiesen werden (s. Projekt 30). Aktives biologisches Monitoring mit Daphnien ergab keinen Hinweis auf eine erhöhte Mortalität, obwohl Konzentrationen im Bereich der LC50 gefunden wurden.

Insgesamt sind zwar Effekte der hohen PSM-Belastung auf die Lebensgemeinschaft im Graben bei Neuenkirchen - mit Ausnahme der klaren, aber zeitlich befristeten Wirkung der Bulldock-Applikation auf die Populationsdynamik einiger Arten - wegen anderer differenzierender Standortfaktoren (z. B. Räumung der Gräben, Verbindung zu anderen Gräben, Fische) nicht eindeutig zu klären. Die Ergebnisse des IME- und des BBA-Projektes deuten aber beide auf Effekte auf die Struktur der Lebensgemeinschaft bei geringen Abstand zwischen Kultur und Graben hin.

Tab. 3 Zusammenfassung der Ergebnisse des chemischen Monitorings im BBA-Projekt: Maximalkonzentrationen von PSM-Wirkstoffen (2001 - 2003) und ökotoxikologische Bewertung (aus Süß et al. 2004)

Pflanzenschutzmittel (PSM)		Wirkstoff	Konzentration [µg/l]			
			Neuenkirchen	Estebüggge	Jork	E- Grünland
Insektizide / Akarizide	Bulldock	beta-Cyfluthrin	0.4	-	(n.u.)	(n.u.)
	Calypso	Thiacloprid	4.5	0.5	(-)	(-)
	Insegar	Fenoxycarb	0.05	(-)	(-)	(-)
	Kiron	Fenpyroximat	(-)	0.1	(-)	(-)
	Metasystox R	Oxydemeton-methyl	31	13	(1,0)	(-)
	Mimic	Tebufenozid	20	(0,5)	1.0	(0,13)
	Pirimor-Granulat	Pirimicarb	16	0.7	(0,7)	(0,07)
	Runner	Methoxyfenozide	2.5	(0,2)	(-)	(-)
	(nie angewendet)	Imidacloprid	(1,4)	(-)	(0,1)	(-)
	(nie angewendet)	Parathion	(0,1)	(-)	(0,22)	(-)
Fungizide	Bayfidan	Triadimenol	0.9	0.2	(0,5)	(-)
	Chorus	Cyprodinil	1.0	2.2	(0,7)	(-)
	Discus	Kresoxim-methyl	(-)	2.3	(-)	(0,05)
	DuPont Benomyl	Benomyl als Carbendazim	1.0	(1,6)	(0,4)	(-)
	Omnex	Penconazol	2.5	0.4	(0,1)	(-)
	Vision	Fluquinconazol	5.0	5.6	(0,2)	(-)
	Vision, Scala	Pyrimethanil	51	27	(4,5)	(0,13)
	(nie angewendet)	Myclobutanil	(0,2)	(0,05)	0.3	(-)
	(nie angewendet)	Diuron	(0,4)	(0,3)	(1,8)	(0,07)
Herbizide	(nie angewendet)	Metamitron	(0,1)	(9,2)	0.2	(-)
	(nie angewendet)	Isoproturon	(-)	(0,4)	(-)	(-)
	(nie angewendet)	Metolachlor	(-)	(0,1)	(-)	(0,19)
	(nie angewendet)	Simazin	(1,0)	(0,4)	(0,8)	(-)
	(nie angewendet)	Terbuthylazin	(-)	(0,1)	(-)	(-)
	> LC ₅₀ *	Konzentration, bei der 50% der Tiere sterben				
	> NOEC *	Konzentration, bei der gerade noch kein Effekt beobachtet wird				
> Zielvorgabe *	Vorsorgewert mit Sicherheitsfaktor (1/10 der NOEC)					

* Niedrigste Werte für Gewässerorganismen (BBA-Datenbank)

Werte in (): PSM nicht angewendet

Im NLÖ Projekt (P 5) konnten insgesamt 26 PSM-Wirkstoffe (inklusive Kupfer und Netzschwefel) nachgewiesen werden. Von den organischen PSM wurden für die Fungizide Benomyl und Cyprodinil und die Insektizide Dimethoat, Pirimicarb und Tebufenozid Überschreitung der kurzfristig unbedenklichen Konzentrationen nach BVL-Liste gefunden (Tab. 5). Im NLÖ-Bericht der Ergebnisse 2003 wird auch auf eine Überschreitung der BVL UK für das Insektizid Thiacloprid hingewiesen. Für diesen Wirkstoff ist in der hier vorliegenden BVL-Liste aber keine UK aufgeführt. Mehrere der Wirkstoffe wurden in mehreren Probenahmen und nicht nur an einzelnen Terminen nachgewiesen, z. B: wurden 2002 am Standort Wetterm-Mittelnkirchen 9 der 16 nachgewiesenen Wirkstoffe von Mai bis September gefunden. Bei vier Herbiziden lagen die Mittelwerte dabei über den LAWA-Zielvorgaben (LAWA 2003). Die Ergebnisse des chemischen Monitorings lassen daher darauf schließen, dass zumindest kurzfristige Effekte auf die Makroinvertebraten möglich sind.

Bisher sind die Ergebnisse der Makroinvertebratenaufnahmen nicht quantitativ in Bezug auf die PSM-Belastung hin untersucht worden, da der Schwerpunkt des Projektes auf dem chemischen Monitoring lag. In einer ersten vorläufigen Einschätzung werden die Tiergemeinschaften als relativ stabile Lebensgemeinschaften beschrieben, die sich im Laufe der Zeit vor Ort unter den o.g. gegebenen örtlichen Bedingungen eingestellt haben. Im Laufe des Projektes habe sich die

Zusammensetzung der einzelnen Biozönosen nur unwesentlich verändert (Schültken et al. 2004). Ein Effekt der PSM-Belastung auf die Makroinvertebratengemeinschaft ist bisher nicht nachweisbar, da andere wichtige Standortfaktoren wie Verkrautung, Wasserstandsschwankung, Eutrophierung, Räumung, Einleitung von Drainagewasser und Trübung an den Probenahmestellen ebenfalls zum Teil stark unterschiedlich waren.

Betrachtet man die drei Studien insgesamt, so zeigt sich, dass durch Spraydrift zeitweise kritische Wirkstoffmengen in die Gräben gelangen können, die auch Effekte auf die Populationsdynamik und Artenzusammensetzung der Invertebraten haben können. Deutliche und langfristige Effekte auf die Struktur der Lebensgemeinschaft lassen sich aber bisher nur für Situationen ableiten, in der der Abstand zwischen Gräben und Obstbau geringer als 3 m war. Bei größerem Abstand waren die Effekte in der Regel gering und/oder die Populationen zeigten eine relativ schnelle Wiedererholung.

Für alle drei Studien gilt, dass sie an Systemen durchgeführt wurden, deren Lebensgemeinschaft sich über längere Zeit an die herrschenden Standortfaktoren, zu denen auch PSM-Einträge zählen, angepasst haben. Es ist also im Extremfall möglich, dass nur PSM-tolerante Arten mit hohem Reproduktions- oder Ausbreitungspotential vorkommen. Eine über die Jahre stabile Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft wäre dann kein Kriterium, PSM-Effekte auszuschließen. Die Problematik dieses „ghost of disturbance past“ (Schulz 2004) wird später bei der Diskussion des Nachweises von PSM-Effekten im Freiland noch behandelt werden. Andererseits kann die Lebensgemeinschaft in den Gräben des Alten Landes sehr divers sein: Sie ist deutlich artenreicher als die in den Gräben auf Nordstrand gefundene (Gerth et al. 2001) und enthält nicht nur die dort dominierenden r-Strategen. Dembinski (2001) konnte 16 Arten der Rote Listen von Niedersachsen und Deutschlands nachweisen, so dass die Gräben auch unter Naturschutzgesichtspunkten von Bedeutung sind.

Tab. 4: Vergleich der maximalen gefundenen Wirkstoffkonzentrationen im chemischen Monitoring des NLÖ-Projektes und kurzfristig unbedenkliche Konzentrationen (UK) nach BVL-Liste (Überschreitung der BVL UK sind markiert)

	BVL UK	2001			2002				2003				
		Königreich	Oster Ladekop	Wettern Mittelkirchen	Königreich	Wettern Mittelkirchen	Twielenfleth	Lühe	Königreich	Wettern Mittelkirchen	Twielenfleth	Twielenfleth Wettern	Lühe
		NLÖ 1	NLÖ 2	NLÖ 3	NLÖ 1	NLÖ 3	NLÖ 4	NLÖ 5	NLÖ 1	NLÖ 3	NLÖ 4	NLÖ 4a	NLÖ 5
Probentermine		4	2	4	7	7	7	6	6	6	3	6	
2,4-D	58.00				< NG	0.16	0.19	0.11	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG
AMPA					< NG	< NG	< NG	< NG					
Atrazin	2.2								< NG	< NG	< NG	< NG	0.07
Benomyl	0.32	< NG	< NG	0.55	< NG	< NG	< NG	< NG					
Captan	5.6	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG					
Carbendazim	1.1				0.13	0.37	< NG	< NG	0.09	0.31	0.76	0.24	< NG
Chlortoluron	2.3				< NG	0.09	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG
cis-Permethrin*	0.06	< NG		< NG									
Cyfluthrin*		< NG		< NG									
Cyhalothrin					< NG	< NG	< NG	< NG					
Cypermethrin*	0.002	< NG		< NG									
Cyprodinil	0.8	< NG	< NG	< NG	1.60	0.50	0.23	< NG	< NG	0.27	1.31	1.15	< NG
Deltamethrin*		< NG		< NG									
Dichlorprop	410.00				0.09	0.40	< NG	0.05	< NG	0.24	< NG	< NG	< NG
Dimethoat	4.00				< NG	4.31	< NG	0.08	< NG	0.09	0.05	0.06	< NG
Dithianon	0.23	< NG	< NG	< NG					< NG	< NG	< NG	< NG	< NG
Dithiocarbamate									< NG	< NG	< NG	< NG	< NG
Diuron	0.79				< NG	0.37	0.08	< NG	0.08	0.06	< NG	0.06	0.08
Ethephon*	10	< NG	-	< NG									
Fenoxacarb					< NG	< NG	< NG	< NG					
Fenpyroximat									< NG	< NG	< NG	< NG	< NG
Fluquiconazol	1.4	0.55	0.24	0.22	< NG	0.56	0.18	< NG	< NG	0.46	0.48	0.57	< NG
Glufosinat					< NG	< NG	< NG	< NG					
Glyphosat	64.00				< NG	< NG	< NG	< NG					
Isoproturon	1.30				< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG
Kupfer*	3.7	4.70		16.00	10.00	38.00	23.00	7.20	20.00	220.00	10.00	20.00	20.00
MCPA	15				0.32	1.00	0.17	0.09	< NG	0.06	0.06	0.07	< NG
Methabenzthiazuron	4.2								< NG	< NG	< NG	< NG	< NG
Metiram/Mancozeb	0.22	< NG	< NG	2.30	8.00	19.00	< NG	5.30					
Monolinuron	12.00				< NG	< NG	< NG	< NG					
Myclobutanil									< NG	0.14	< NG	< NG	< NG
Naphthylacetamid		< NG	< NG	0.08					< NG	1400.00	< NG	< NG	< NG
Netzschwefel	35												
Oxydemeton-meth	1.4	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG					
Parathion-ethyl	0.2	< NG	< NG	< NG					< NG	< NG	< NG	< NG	< NG
Parathion-methyl	0.1								< NG	< NG	< NG	< NG	< NG
Penconazol	6.9	0.42	0.05	0.37	0.43	1.55	0.92	< NG	< NG	0.25	0.13	< NG	< NG
Phenmedipham	3.00				< NG	< NG	< NG	< NG					
Pirimicarb	0.09				0.44	0.94	0.11	< NG	0.08	1.26	0.07	0.25	0.15
Propyzamid	23.40				< NG	< NG	< NG	< NG					
Pyrimethanil	7	0.06	0.29	0.07	0.42	0.78	0.13	0.06	0.77	1.96	2.35	2.98	< NG
Simazin	3.60				< NG	0.47	0.09	< NG	< NG	0.07	< NG	0.08	< NG
Tebufozid	0.35	1.21	< NG	1.03	< NG	0.13	< NG	< NG	0.61	0.12	< NG	< NG	< NG
Tetrahydrophthalin					< NG	< NG	< NG	< NG	1.53	0.93	2.71	2.09	0.22
Thiacloprid									0.24	0.21	0.08	0.13	< NG
Tolyfluanid		< NG	< NG	< NG									
trans-Permethrin*	0.06	< NG		< NG									
Triadimenol	1.2								< NG	< NG	< NG	< NG	< NG
Trifloxystrobin					0.13	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG	< NG
		In den Proben gibt es Hinweise auf weitere PSM (möglicherweise Diuron, Simazin, Pirimicarb)											
		* 2001 nur an einem Termin analysiert											

Die Arbeitsgruppe von Matthias Liess an der TU Braunschweig untersuchte in verschiedenen Projekten die **Wirkung von PSM auf Fließgewässer im Raum Braunschweig**. Außerdem beprobte das Fraunhofer IME 40 Gewässer im Raum Braunschweig analog zur Studie im Alten Land. In einem von Syngenta finanziertem Projekt wurden zusätzlich 30 Teiche in der Region beprobt und versucht, die vorliegenden Fließgewässerdaten insgesamt auszuwerten.

Der Ansatz der Arbeitsgruppe Liess besteht darin, mit Schwebstoffsammlern (1997) oder ereignisorientierten automatische Probenahmen (Run-off) PSM-Rückstände in den Gewässern zu erfassen und im Jahresverlauf wiederholt Makroinvertebraten aufzunehmen. Die Gesamt-PSM-Belastung wurde durch Toxic Units gekennzeichnet. Neu eingeführt wurde ein sogenannter Sensitivity-Recovery Index für die Makroinvertebraten, der sich aus der Abundanz, Empfindlichkeit gegenüber organischen Chemikalien (inkl. PSM), und dem Reproduktions- und Ausbreitungspotential berechnet. Dieser Index beschreibt die Struktur der Lebensgemeinschaft in Bezug auf ihre Empfindlichkeit gegenüber PSM mit einer einzigen Zahl, die dann mit der Belastung in Beziehung gesetzt wird¹. Dieser Index (oder auch als vereinfachte Variante nur die Anzahl oder Abundanz „sensitiver“ Arten: Species At Risk SPEAR, von der Ohe & Liess, 2005, im Druck)) bietet eine anschauliche Möglichkeit, eine Biozönose zu charakterisieren. Biozönosen mit demselben Index können aber verschiedene Artenzusammensetzungen aufweisen. Dies lässt sich nur mit anderen, multivariaten Verfahren (z.B. Ähnlichkeitsanalysen, Ordination) beschreiben.

Im einem Projekt (**P 53**) wurden jeweils ein „belasteter“ und ein „unbelasteter“ (auf der Basis der Umlandnutzung) Abschnitt von 7 Fließgewässern verglichen. Dabei wurden keine Effekte auf Artenzahlen insgesamt festgestellt, aber „Standorte an integriertem Ackerbau zeigten im Mittel einen signifikant höherem SR-Index (d.h. weniger empfindliche Arten) als Standorte an ökologischem Ackerbau oder Grünland“ (Liess et al. 2001, s. Abb. 6). Allerdings wiesen zwei weitere Standorte mit integrierter Umlandnutzung auch ohne PSM-Nachweise ebenfalls höhere Indizes als die entsprechende Probestelle mit ökologischer Umlandnutzung auf und Standorte mit Umlandnutzung „Grünland“ zeigten bessere (niedrigere) Indizes auf als solche mit Umlandnutzung ökologischer Ackerbau.

¹ Da der Index auf dem Abundanzanteil der einzelnen Spezies, denen spezifische Indikatorwerte zugeordnet sind, beruht, ist der SR-Index als Indikator für PSM-Einfluss mit dem Saprobienindex als Indikator für organische Belastung bzw. Eutrophierung vergleichbar.

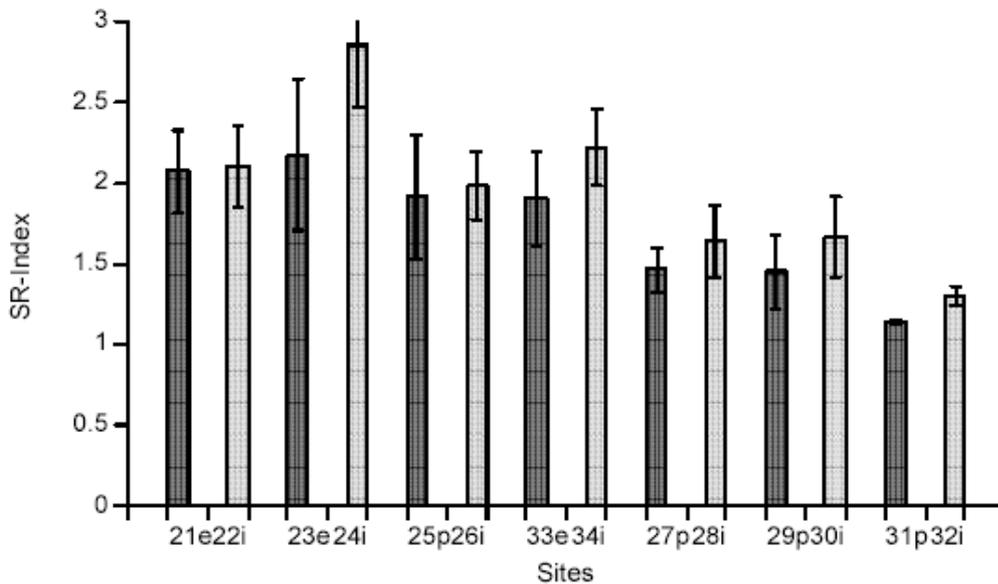


Abb. 6: Paarweiser Vergleich der Makroinvertebratengemeinschaft an Standorten mit integrierter (i), ökologischer (e) Umlandnutzung oder Weidewirtschaft (p), aus Liess et al. (2001)

In einem anderen Projekt (**P 3**) der Arbeitsgruppe Liess wurden 13 Gewässer mit unterschiedlich hoher PSM-Belastung verglichen. In 85% der Proben wurden PSM nachgewiesen, in 23% der Proben fanden sich Insektizide. Bis zu 9 Einzelsubstanzen wurden in einer Wasserprobe gefunden, aber die Konzentrationen lagen immer unterhalb der akuten Letalitätsschwelle für Makroinvertebraten (allerdings z. T. oberhalb der kurzfristig unbedenklichen Konzentrationen nach BVL-Liste (Tab. 5, BVL-Liste s. Abschnitt 9.4, S. 79).

Es wurden keine Effekte auf die Populationsdynamik, allerdings signifikant weniger „empfindliche“ Arten an den belasteten Standorten (11 zu 20) festgestellt: Der SR-Index zeigte eine signifikante Korrelation mit der Summe der Toxic Units (TUsum), aber auch mit Laufentwicklung, Substratdiversität sowie Nitratgehalt. In einer multiplen Regression lieferte TUsum aber mit Abstand den größten Erklärungsbeitrag. Der Einfluss von subletalen Konzentrationen auf die Makroinvertebraten wurde daher im Bericht als sehr wahrscheinlich angenommen.

In 10 der untersuchten Gewässer wurden zusätzlich jeweils 10 Stichlinge entnommen, um Auswirkungen von Organophosphat-Belastungen auf Cholinesterasen der Fische zu untersuchen (Sturm et al. 1999, Wogram 2001). Es wurden keine Unterschiede der Gewässer in Bezug auf die ChE-Aktivität im Gehirn festgestellt, die Butyryl-Cholinesterase-Aktivität (B-ChE) im Muskel in den beiden stark (mit Parathion) belasteten Gewässern war aber signifikant niedriger als in den beiden unbelasteten Gewässern. Für Acetylcholinesterase (AChE) war der Unterschied nicht signifikant. BChE im Muskel war um ca. den Faktor 1000 empfindlicher als AChE und stellt

damit einen geeigneten Indikator für Organophosphate dar. Die biologische Bedeutung der BChE ist aber noch unklar.

Tab. 5: Maximal gefundene Wirkstoffkonzentrationen [$\mu\text{g/L}$] im Projekt 3 (Fließgewässer im Raum Braunschweig) im Vergleich zu EC50 von *Daphnia magna* und kurzzeitig unbedenkliche Konzentrationen nach BVL-Liste (s. Abschnitt 9.4, S. 79)

	Wirkstoff	Maximum	EC50 D. magna	BVL UK	Max / UK
Fungizide					
	Azoxystrobin	11.1			
	Fenpropimorph	0.4			
	Epoxiconazol	5.6	8700		
	Kresoxim-methyl	2.9	168	2	1.45
	Propiconazol	0.7	6500		
	Tebuconazol	0.5			
Herbizide					
	Bifenox	0.5	660	0.1	5.00
	Chloridazon	51			
	Ethofumesat	129		32	4.03
	Metribuzin	0.5		0.7	0.71
	Prosulfocarb	1		8	0.13
Insektizide					
	Lindan	0.2	485		
	Parathion-ethyl	0.3	1.43	0.2	1.50
	Pirimicarb	0.2		0.09	2.22

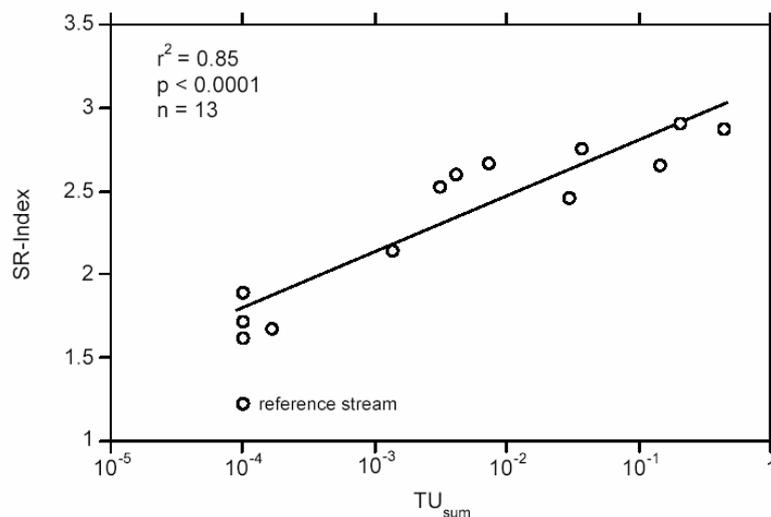


Abb. 7: Korrelation zwischen der Summe der Toxic Units und SR-Index an 13 Fließgewässern im Raum Braunschweig, aus Liess et al. (2001). Das Referenzgewässer wurde nicht in der Analyse berücksichtigt, da es sich um ein Gewässer in nicht bewirtschafteten Feuchtwiesen handelte

Im Projekt des IME (**P 2**, gefördert durch den IVA) wurden 40 Fließgewässer fünfmal von Herbst 1998 bis Frühjahr 2000 beprobt. In einer ersten Klassifizierung wurden Strukturparameter wie Strömung und Beschaffenheit der Gewässersohle als entscheidend für die Makroinvertebraten-biozönose identifiziert, so dass drei Standortgruppen (nördlich von Braunschweig, südlich von Braunschweig und Weserbergland) unterschieden werden konnten. Innerhalb dieser drei Gruppen konnte keine Beziehung zwischen den Makroinvertebraten und dem abgeschätztem Expositionspotential festgestellt werden.

Im Syngenta-Projekt (**P 17**) sind die Auswertungen bisher noch nicht abgeschlossen. Erste Ergebnisse deuten darauf hin, dass für die Teiche die (geschätzte) PSM-Belastung nicht von anderen Standortfaktoren getrennt werden kann, während für Fließgewässer wiederum Korrelationen zwischen dem SR-Index und dem Expositionspotential gefunden wurden. Dabei wurde auch der Einfluss unkontaminierter Abschnitte (Waldgebiete) auf die Empfindlichkeit der Lebensgemeinschaft untersucht. Die Abundanz „sensitiver Arten“ war z .B. an 19 Standorten sowohl mit PSM-Belastung (Toxic Units) als auch mit der Fließstrecke, die stromaufwärts durch Wald führt, signifikant korreliert (Abb. 8). Die Autoren schließen daraus, dass unbelastete Gewässerabschnitte durch das höhere Wiederbesiedlungspotential zu einer geringeren Störungen der belasteten Abschnitte führen können (Liess et al. 2003, Liess & von der Ohe 2005, in press).

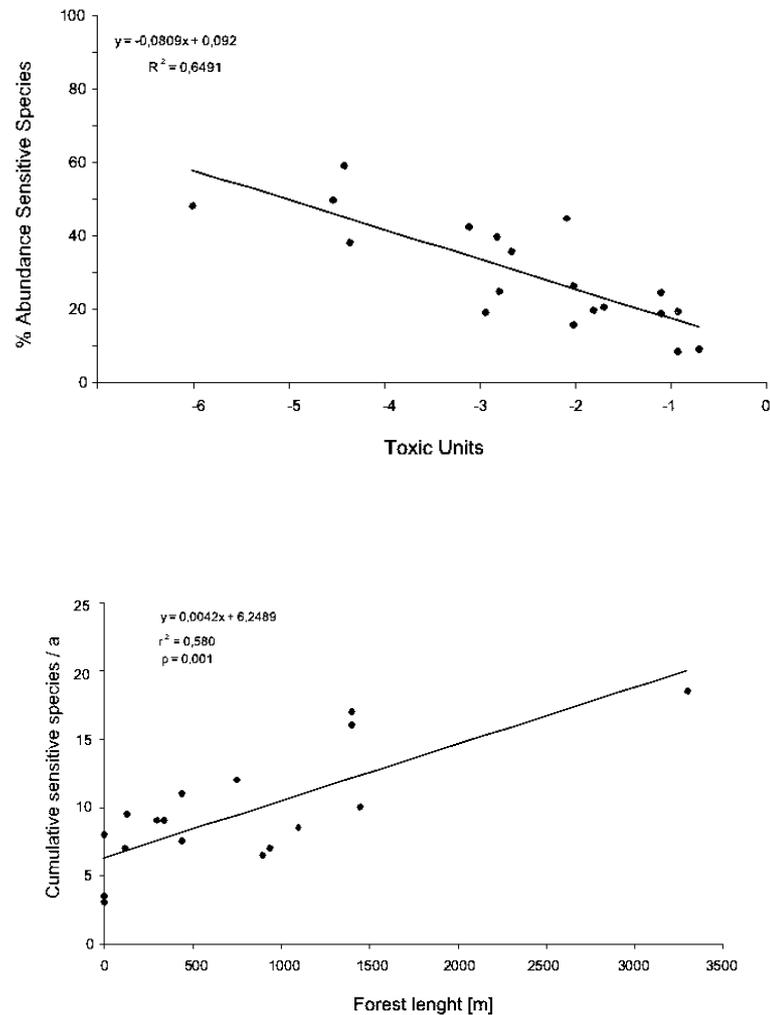


Abb. 8: Einfluss von PSM-Belastung und Fließstrecke durch Wald um Oberlauf auf die Anzahl sensibler Makroinvertebratenarten in 19 Fließgewässern im Raum Braunschweig (aus Liess et al. 2003)

3.4 Schwerpunkt: Effekte einzelner PSM (substanzbezogen)

Eine Reihe von Projekten befasste sich speziell mit Verbleib und Effekten einzelner Substanzen oder Substanzgruppen bei normaler landwirtschaftlicher Anwendung. Teilweise handelte es sich dabei um echtes „Nachzulassungsmonitoring“, teilweise standen aber auch eher grundsätzliche Fragen im Vordergrund und die ausgewählten Substanzen dienten als Modellsubstanzen. Andere Studien sind eher als Feldstudien zu bezeichnen, da ein PSM gezielt angewendet wurde. Da aber dabei in der Regel die übliche landwirtschaftliche Praxis simuliert wurde und die Studien nicht im Rahmen der PSM-Zulassung durchgeführt wurden, sind sie hier mit aufgeführt.

„Echte“ Monitoringstudien sind:

- P 26 Eintrag und Effekte von PSM (Isoproturon) in Gräben durch Run-off und Drainage (BBA)
- P 54 Verknüpfung der Insektizidkontamination und der Populationsantwort in einem Agrarfließgewässer (TU Braunschweig)
- P 56 Faunistische und limnologische Untersuchungen von PSM-Wirkstoff-belasteten Fließgewässern am Beispiel des Einzugsgebiets der Stevertalsperre Haltern (Universität Münster)

Durch die gezielte Applikation eher als Feldstudien zu bezeichnen sind folgende Projekte:

- P 30 Rückstandssituation und Auswirkungen der Abdrift von Insektiziden auf die Populationsdynamik des Zooplankton und -benthos in Wasser und Sediment in Gräben des Alten Landes (BBA)
- P 45 Risikobewertung der Auswirkungen von Insektiziden auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen (BBA)
- P 46 Wiederbesiedlung von Feldsäumen durch Arthropoden nach einem chemischen "knock-out" (BBA)
- P 47 Rückstände von Fenikan in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung und deren Auswirkungen auf Bodenalgen, Collembolen und Bodenmilben (BBA)
- P 50 Einfluss von STOMP SC (Pendimethalin) auf eukaryotische Bodenalgen in Beziehung zu den Rückständen in einem anlehmigen Sandboden (BBA)
- P 51 Einfluss von BUTISAN S (Metazachlor) auf Kurzzeitatmung, Dehydrogenaseaktivität, Bodenalgen und Bodenpilze eines sandigen Lehmbodens in Winterraps (BBA)
- P 52 Auswirkungen einer simulierten Abdrift von DECIS FLÜSSIG auf die aquatische Makrofauna sowie raumzeitliche Ausbreitung von Deltamethrin im Lehlesbach (BBA)
- P 59 Langzeiteffekte einer Insektizidapplikation auf Nichtzielarthropoden in Winterweizen (BBA)
- P 60 Effekte der Insektizidabdrift auf Nichtzielarthropoden: Toxizität von Driftbelägen, Auswirkung auf Populationen und Wiederbesiedlungsprozesse (Universität Hannover)
- P 61 Effekte der Insektiziddrift bei Anwendung in Kohlrabi auf Blattläuse und ihre Parasitoide (Universität Hannover)

Vier Projekte mit experimentellen Applikationen von Insektiziden werden hier als Beispiele kurz vorgestellt:

Die BBA untersuchte wiederholt die Auswirkung von Pyrethroid-Drift im Obstbau auf Planktonorganismen in Gräben des Alten Landes (**P 30**). Dazu wurden in der Regel praxisübliche Applikationen von Pyrethroiden durchgeführt und Rückstände in Wasser und Sediment, sowie die Populationsdynamik der Makrofauna in den Gräben erfasst. 1999 erfolgte eine höhere Belastung der Gräben, um eine worst-case Situation abzubilden. Dabei wurde eine Initialkonzentration von 0.79 µg/L gemessen. Die Belastung im Jahr 2000 in Neuenkirchen mit einer Initialkonzentration von 0.57 µg/L entspricht üblicher, wenn auch nicht zugelassener Praxis (Abstand 2m) (Süß, pers. Mitt.). Nach 12 Stunden waren sind weniger als 0.2 µg/l, nach 24 Stunden weniger als 0.06 µg/l Deltamethrin nachweisbar. Die DT50 für Deltamethrin bei diesen Versuchen lag bei wenigen Stunden. Später Tests ergaben, dass erst nach ca. 12 Stunden die

Wirkstoffe sich im Wasserkörper verteilt hatten und dann unterhalb von 0.1 µg/l lagen. Diese Versuche sind daher als ein Spezialfall anzusehen (Mueller, pers. Mitt.).

Die Ergebnisse zeigen, dass es bei den üblichen Anwendungen zu Effekten auf Insekten und Crustaceen kommen kann (Tab. 6). Durch die kurze Verweildauer der Pyrethroide im Wasser (durch Bindung an Partikel und Verlagerung ins Sediment) ist aber in der Regel eine schnelle Erholung der betroffenen Populationen möglich.

Tab. 6: Übersicht über BBA-Studien zur Wirkung der Pyrethroiddrift auf Invertebraten in Gräben des Alten Landes

Jahr	Ort	Applikation (l/ha)	Produkt	Wirkstoff	Initial [µg/L]	DT50 (h)	Effekt
1997	Estebrügge	0.45 l/ha	Decis	Deltamethrin	0.35		keine Effekte
1997	Westerjork	0.3 l/ha	Decis	Deltamethrin	0.8		Abnahme Gnitzen, Stelzmücken, Copepoden
1998	Estebrügge	0.45 l/ha	Decis	Deltamethrin	0.12	5.1	kein ökolog. Monitoring
1998	Westerjork	0.3 l/ha	Decis	Deltamethrin	0.47	5.4	kein ökolog. Monitoring
1999	Neuenkirchen	0.3 l/ha	Decis	Deltamethrin	1.03	2.5	Effekte auf Nauplien möglich
1999	Neuenkirchen	0.15 l/ha	Decis	Deltamethrin	0.78	2.5	?
1999	Neuenkirchen	0.15 l/ha	Decis	Deltamethrin	0.78	2.5	unklar
2000	Neuenkirchen A	0.3 l/ha	Decis	Deltamethrin	0.57	5	Nauplien, Wiedererholung in 1 w
2000	Neuenkirchen B	0.3 l/ha	Decis	Deltamethrin	0.07	6	Nauplien, Wiedererholung in 1 w
2001	Neuenkirchen A	0.3 l/ha	Bulldock	beta-Cyfluthrin	1.94	4	Copepoden, Erholung in 3 w
2001	Neuenkirchen B	0.3 l/ha	Bulldock	beta-Cyfluthrin	0.14	4	keine

In einem ähnlichen Projekt wurde 1999 und 2000 von Mitarbeitern der BBA die Wirkung von Deltamethrineinträgen in einem kleinen Bach in Baden-Württemberg (Lehlesbach) untersucht (**P 52**). Bei worst-case Belastung (40 % Drifteintrag) kam es zu einer deutlichen Abnahme der Gammariden, die sich aber innerhalb von 4 Monaten wieder erholen konnten. Bei Einträgen, wie sie bei üblicher landwirtschaftlicher Praxis zu erwarten sind, war die Gammaridenpopulation nur geringfügig dezimiert und nach 3 Wochen wieder erholt. Der Rückgang der Population wurde auf Drift der Gammariden zurückgeführt, während die Erholung wahrscheinlich über "Rückwanderung", stattfand, die aber nicht gemessen wurde (Mueller, pers. Mitt.). Bei der Abundanzentwicklung anderer Makroinvertebraten waren nach bisherigen Auswertungen keine Auswirkung der der PSM-Belastung abzusichern (Süß, pers. Mitt.)

In einem weiteren BBA-Projekt wurden die Effekte der Insektiziddrift auf Arthropoden in terrestrischen Saumstrukturen untersucht (**P 45**). Ziel war es, sowohl die Drifteinträge von Karate-Applikationen (Wirkstoff λ-Cyhalothrin) in Feldränder unter Praxisbedingungen als auch deren Effekte auf Nichtzielarthropoden, inklusive Erholungsprozessen oder akkumulierter Effekte, zu erfassen.

Untersuchungsgegenstand war ein grasiger Saum an einem Weizen- bzw. im letzten Versuchsjahr Maisfeld südlich von Berlin, in dem über 4 Jahre jährlich einmal Karate WG (7.5 g/L a.i./ha) appliziert wurde. Vegetationsanalysen, Depositmessungen, Biocoenometerprobenahmen, Heuschreckenzählungen, Bodenfallenauswertungen (Carabiden, Spinnen) und Rückstandsanalytik in Heuschrecken erfolgten in je vier Flächen von je 6 x 50 m mit und ohne λ -Cyhalothrin-Drifteintrag.

In den einzelnen Parzellen und Jahren wurden unterschiedliche Abdriftmuster beobachtet. In 2 Jahren entsprachen sie in etwa den Abdrifteckwerten, in zwei Jahren lagen sie bis zum 10-fachen oberhalb der Eckwerte. Bereits eine Vegetation von 30 cm Höhe erwies sich als wirksame Filterzone für den Boden.

Isomortality-Linien nach Labordaten sagten deutliche Effekte für die meisten Testarten im Raum bis zu 1 m voraus, für Raubmilben und z. T. Marienkäfer auch bis zu 5 m Entfernung vom Feld. Mit dem Biocoenometer wurden jedoch insgesamt kaum signifikante Effekte gefunden. Die vorhergesagte Gefährdung der Milben konnte bestätigt werden, für andere empfindliche Indikatorgruppen (inkl. Marienkäfer) gab es aber keine klaren Effekte und für andere Taxa nur Anhaltspunkte von kurzzeitigen Effekten, vor allem im 1 m Abstand.

Bei Drifteinträgen über dem 10-fachen der Eckwerte im Jahr 2000 wurden kurzfristige Effekte auf Heuschrecken direkt am Feld beobachtet. Nach 14 Tagen war kein Unterschied in den Abundanz zur Kontrolle mehr zu erkennen.

Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass die Karate-Anwendungen keine dramatischen Wirkungen auf die Arthropoden hatten, dass keine akkumulierenden Effekte durch die jährliche Applikation auftraten und dass die aus dem Labor zu erwartenden Effekte insgesamt nicht bestätigt wurden.

Im engen Zusammenhang mit dieser Studie steht ein spezieller Versuch zur Wiedererholung von Arthropoden nach einem starken Eingriff (Knock-down-Studie, **P 46**). Dazu wurde ein massiver Insektizideinsatz auf 7 x 40 m eines ca. 2 km langen und 16 m breiten Feldsaums durch drei Bulldock-Applikationen in doppelter Aufwandmenge simuliert. Es handelt sich wegen dieser experimentellen Applikation um keine echte Monitoringstudie, sie kann aber zur Abschätzung der Effekte einer worst-case-Belastung herangezogen werden.

Innerhalb des behandelten Areal und in allen vier angrenzenden Gebieten wurden mit Kescherschlingen, Quadratmeterkäfigen, Bodenfallen und Bodenentnahmen verschiedene Arthropodentaxa beprobt.

Die Applikationen führten zu einer deutlichen Reduzierung der Weichkäfer, anderer Käfer und Heuschrecken in der Strauchschicht, sowie von epigäischen Spinnen und dem Laufkäfer *Poeci-*

Ius cupreus, nicht jedoch von Carabiden insgesamt. Bis zum Herbst begannen die meisten Populationen sich im behandelten Areal wieder zu erholen, Heuschrecken blieben jedoch weitgehend ausgelöscht. Im Folgejahr normalisierten sich Verhältnisse weiter, Heuschrecken blieben aber noch seltener als im Umland.

Analog zur genannten Knock-down-Studie könnten Unfallsituationen im Gewässerbereich verwendet werden, um Wiederbesiedlungspotentiale verschiedener Arten erfassen zu können. Beispiele dazu sind hohe Einträge von Pyrethroiden in den Schlitzbach und ein Dimethoat-Unfall mit hoher Belastung der Prüm in der Eifel. Die Recherche nach Dokumentationen zu solchen Fällen ging jedoch über den Rahmen dieses Projektes hinaus.

3.5 Schwerpunkt: Eintrag von PSM in Nichtzielflächen / Gewässer

In einer Reihe von Projekten lag der Schwerpunkt der Untersuchungen auf der Erfassung des Eintrags von PSM in Gewässer und (seltener) terrestrische Nichtzielflächen. In einigen Projekten wurden dabei auch verschiedene Maßnahmen verglichen, die Einträge zu reduzieren. Effekte der Einträge auf Organismen wurden, wenn überhaupt, nur in kleineren Begleitprojekten erfasst. Auch hierbei können echte Monitoringstudien und Studien mit gezielter Applikation unterschieden werden:

Monitoringstudien sind:

- P 23 Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von PSM in Oberflächengewässer durch Abdrift und Abschwemmung („Lamspringe-Projekt“) (PSA Hannover, BBA u. a.)
- P 40 Monitoring der PSM-Belastung im Niederschlag, Oberflächenwasser, Grundwasser und Moos an 20 Standorten im Land Brandenburg (BBA)
- P 20 Einträge von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen aus der Landwirtschaft am Beispiel eines Feldgrabens (DVKW)
- P 32 Monitoring Terbutylazin in Gewässern an Maisfeldern mit Run-off-Potenzial (BBA)
- P 7 Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre (Gelsenwasser AG)
- 19 Minimierung von Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleinträgen in Grund- und Oberflächengewässer: Frischhofbach (STAWA Münster)

Eher als Feldversuche zu bezeichnen sind:

- P 37 Herbizidtransport durch Oberflächen-Run-off und die Rückhaltefunktion von Randstreifen - Regen - und Run-off Simulationsstudien (Fraunhofer IME)
- P 25 Freilanduntersuchungen zur driftmindernden Wirkung von Saumstrukturen (BBA)
- P 12 Exposition durch Pflanzenschutzmittelabdrift an Blattoberflächen von Nichtzielpflanzen in terrestrischen Saumstrukturen(DLR-RLP)

- P 34 Felduntersuchungen zum Nachweis von Wirkstoffeinträgen in kleine Fließgewässer nach Ausbringung Glyphosat-haltiger Pflanzenschutzmitteleinträge auf Maisstoppelfeldern in Schleswig-Holstein (ALR Kiel)
- P 48 Oberflächenabfluss von Herbiziden auf Kleinparzellen - Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer als mögliche Quelle der Beeinträchtigung von Gewässerflora und -fauna (BBA)
- P 36 Zur Deposition luftgetragener Insektizide im Lee von behandelten Kulturen (BBA)
- P 13 Verflüchtigung von PSM und Exposition terrestrischer Ökosysteme (Fraunhofer IME)

Projekte, in denen zumindest in Ansätzen auch mögliche Effekte betrachtet wurden, werden im Folgenden kurz zusammengefasst.

Beim Projekt zu PSM-Einträgen in den Nachtweidegraben (**P 20**) handelt sich um Untersuchungen von 1985 – 1989 an einem Feldgraben der Pfalz. Auf den angrenzenden Flächen wurde vor allem Weizen, Mais, Zuckerrübe, Kartoffel und Gemüse angebaut. PSM-Einträge waren aber auch aus weiter entfernten Weinanbauflächen möglich. Pro Jahr wurden 13 Messungen im Abstand von 1 – 2 Wochen von einigen ausgewählten PSM an drei Probenahmestellen vorgenommen. 1989 wurde nur für Pirimicarb die kurzfristig unbedenkliche Konzentration der BVL-Liste überschritten (Tab. 7). Die Mittelwerte der nachgewiesenen Wirkstoffe lagen unterhalb der Zielvorgaben der LAWA (2003). Für mehrere der gefundenen Wirkstoffe fehlen allerdings auch „Unbedenkliche Konzentrationen“ (UKs des BVL, s. S. 79) oder Zielvorgaben (ZV nach LAWA 2003).

Tab. 7: PSM-Wirkstoffnachweise in Nachtweidegraben 1989 in 13 Probennahmen von April bis Oktober. n = Anzahl der Nachweise, Max = maximal gefundene Konzentration, MW = Mittelwert, ZV-LAWA = Zielvorgaben der LAWA

	Wirkstoff	n	Max.	BVL UK	MW	ZV-LAWA
Fungizide						
	Iprodion	10	0.12		0.03	
	Procymidome	8	0.05		0.01	
	Vinclozolin	2	0.4		0.03	
	Metalaxyl	9	0.42		0.07	
Herbizide						
	Ethofumesat	9	0.9	32	0.09	
	Simazin	11	?	3.6	?	0.1
	Atrazin	6	0.07	2.2	0.01	
	2,4-D	1	0.04	58	0.00	2
	Dichlorprop	7	0.94	410	0.10	10
	MCPA	3	0.1	15	0.02	2
	Mecoprop	9	0.56	190	0.09	50
	Bentazon	13	0.18	535	0.09	70
Insektizide						
	Pirimicarb	11	0.14	0.09	0.03	
	Dimethoat	4	0.41	4	0.04	0.2

Parallel zum chemischen Monitoring wurde jährlich die Fauna und Flora des Grabens aufgenommen. Es wurde jedoch kein Referenzgewässer zum Vergleich beprobt. Aufgrund der gefundenen stabilen Artenspektren wurde aber geschlossen, dass die PSM-Einträge keine Effekte auf Flora und Fauna haben, sondern dass periodisches Austrocknen und Eutrophierung die wichtigsten Standortfaktoren sind. Diese begünstigen opportunistische r-Strategen, welche gleichzeitig in der Lage sind, auf PSM-Belastungen elastisch zu reagieren.

Ziel des Stever-Projektes (**P 7**) war die Erfolgskontrolle der Reduzierung von Herbizideinträgen (vor allem Harnstoffderivate) in die Stever und den Halterner Stausee. Die Stever speist den Halterner Stausee, welcher Trinkwasser für ca. 1 Mio. Menschen liefert. Im Einzugsgebiet der Stever im Münsterland liegen ca. 3 000 landwirtschaftliche Betriebe. Das Kooperationsgebiet umfasst 800 km² mit 51 499 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (82,8 % Acker davon 45,1 % Getreide, 35,0 % Mais, 17,2 % Grünland).

Verschiedene Ansätze zur Reduzierung der PSM-Einträge wurden erprobt: Optimierung der landwirtschaftlichen Praxis (Vermeidung von Hofeinträge, verbesserte Anwendungstechnik; Dammbachprojekt 1997-1999), Verwendung alternativer Wirkstoffe (Ralon-Projekt, Karthäuser Mühlenbach 1994-1997), Ackerrandstreifenprogramm (seit 1999 im gesamten Stever-Gebiet).

Die Substitutionsteilprojekte (Ralon-Projekt, Funne-Projekt) zeigten guten Erfolg und auch die verbesserte landwirtschaftliche Praxis konnte die Einträge von Harnstoffderivaten senken. Ungünstige Witterungsbedingungen konnten aber auch ohne Fehlverhalten der Landwirte zu höheren Einträgen der Wirkstoffe führen (Abb. 9). Insgesamt hat sich im Projektverlauf die Gewässerqualität durch die Substitution von Harnstoffderivaten in Projektgebieten nachweisbar und deutlich verbessert.

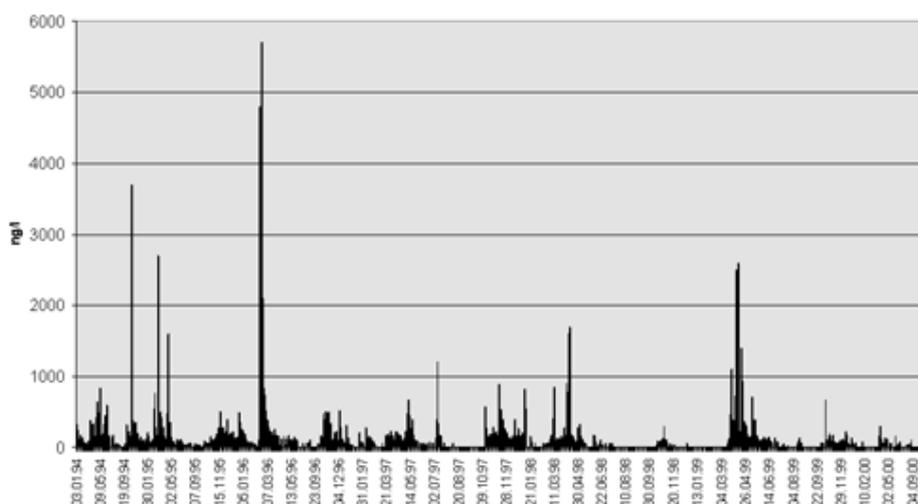


Abb. 9: Isoproturongehalte der Stever - Messstelle "Füchtelner Mühle" (aus Peterwitz & Rod-eck, kein Datum angegeben, pdf_Datei von <http://www.umweltbundesamt.org/wsektor/>)

In einem Unterprojekt (**P 56**) wurde auch ein ökologisches Monitoring im Stever-Gebiet durchgeführt. Die Hypothese bestand darin, dass eingetragene Herbizide zu einer quantitativen Veränderung des Periphytons, und damit auch zu Veränderungen in der Makroinvertebratenzönose führen. Um diese Hypothese zu prüfen wurden 4 Fließgewässer 1. Ordnung mit unterschiedlich starker PSM-Belastung sowie die Funne auf physiko-chemische Parameter, PSM-Belastung, Periphytonwachstum und Makroinvertebraten hin untersucht.

Bei gemessenen Wirkstoff-Konzentrationen bis zu 2.1 µg/L Isoproturon und bis zu 4 µg/L Chlortoluron konnte die Hypothese jedoch nicht bestätigt werden: Diese Maxima lagen im Bereich der NOECs für *Scenedesmus spec.* von 3.2 bzw. 4 µg/L, in der Regel waren die Konzentrationen um den Faktor 10 niedriger. Es wurden denn auch keine Effekte auf das Periphyton gefunden und die Zusammensetzung der Makroinvertebratengesellschaft wurde auf andere Faktoren als PSM-Belastung (z. B. Morphologie, Gewässervegetation, Sedimenteinschwemmung) zurückgeführt.

Auch im Lamspringe-Projekt (**P 23**) ging es in erster Linie um die Vermeidung von PSM-Einträgen in Gewässer: Von 1995 – 1999 wurde Abschwemmung, Drift und Drainageeinträge von PSM aus Ackerflächen in Gewässer sowie deren Auswirkung auf Organismen in sechs Untersuchungsgebieten in geschlossenen, erosionsgefährdeten Tallagen untersucht. Der Schwerpunkt lag auf Untersuchungen in Lamspringe und Wöllersheim in Niedersachsen. In den Fließgewässern wurden Rückstände von bis zu 34 PSM kontinuierlich (Wochenmischproben) und/oder ereignisgesteuert erfasst. Im Ober- und Unterlauf der Lamme und bei Wöllersheim sowie in einem Waldbach wurden außerdem Periphyton und Zoobenthos beprobt. Mit Wasserproben aus der Lamme wurde zusätzlich ein ökotoxikologisches Monitoring mit *Scenedesmus* durchgeführt (Labortests).

Insgesamt waren die PSM-Einträge trotz der worst-case-Situation für Abschwemmung (beachtliche Hangneigungen, hohe Niederschläge, fette Böden, teilweise lange offene Kulturen wie Rüben, Verwendung wasserlöslicher Substanzen mit niedrigen KOC) geringer als vorhergesagt: Die Austragsraten in Lamspringe betragen beispielsweise 1996/97 0.034 und 97/98 0.071 % der aufgebrauchten Wirkstoffmengen. Erhöhte Frachten einzelner Wirkstoffe (Herbizide) konnten nur kurzzeitig nach Starkregenereignissen nachgewiesen werden. Insektizide wurden nur einmal und Fungizide nur sporadisch nachgewiesen.

Die stärksten Effekte wurden auf Diatomeen 3 Tage nach Starkregenereignis mit hohen Isoproturonkonzentrationen (bis 86 µg/L) beobachtet: Rückgang der Abundanz dominanter Arten, Zunahme der subdominanten Arten, aber kein Verlust an Arten. Nach vier Herbizideintragsspitzen in der Lamme (über der NOEC, aber unter der EC50 für Grünalgen) wurden keine Effekte auf

das Periphyton (Biomasse, Dominanzstruktur und Artenzahl) beobachtet und auch in Labortests mit *Scenedesmus* konnten keine Effekte nachgewiesen werden. Bis auf eine erhöhte Drift von Gammariden zwei Wochen nach einem Starkregenereignis gab es keine Hinweise auf Effekte von PSM-Einträgen auf das Zoobenthos.

In einer zweiten Periode des Projektes wurden die Rückstandsanalysen in Lamspringe weiter geführt. Dabei zeichnet sich eine deutliche Abnahme der Rückstandsmengen ab (Abb. 10, Tab. 8). Im Studienzeitraum 1999 - 2001 wurden im Einzugsgebiet (110 ha) 32 Wirkstoffe angewandt. 12 davon wurden mit Konzentrationen von 0.05 and 1.53 µg/L in der Lamme nachgewiesen. Dies bedeutet einen deutlichen Rückgang im Vergleich zu 1995-1999, wo nahezu alle angewendeten Herbizidwirkstoffe nachgewiesen und Konzentrationen bis zu 86 µg/L gemessen wurden. Als wahrscheinlichste Ursache für die gefundene Abnahme der Belastung wurden angeführt, dass einige besonders persistente Herbizide nicht mehr benutzt wurden.

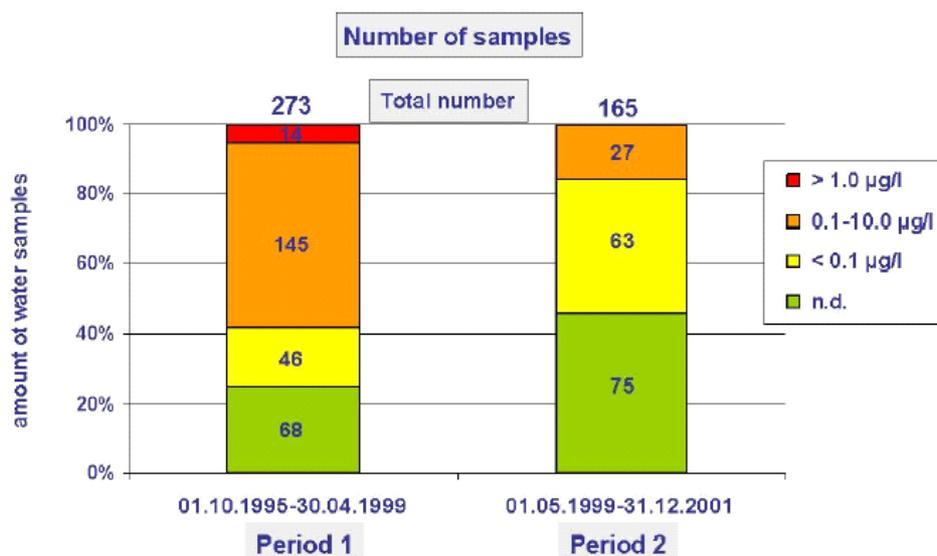


Abb. 10: Vergleich der Häufigkeit von PSM-Nachweisen in der Lamme (aus Bischoff et al. 2003)

Tab. 8: Zusammenfassung der Ergebnisse der Rückstandsanalytik im Lamspringe Projekt (aus Bischoff et al. 2003). Angaben in $\mu\text{g a.i./L}$. Es sind nur die PSM gelistet, die zumindest einmal nachgewiesen wurden ($> 0.05 \mu\text{g/L}$)

Wirkstoff	Periode 1 10.95 - 04.99		Periode 2 05.99 - 12.01		BVL UK kurzfristig
	Nachweise 1	Maximum 1	Nachweise 2	Maximum 2	
Fungizide					
Azoxystrobin	7	0.23	14	0.98	
Cyprodinil	0		6	0.14	0.8
Epoxiconazol	1	0.06	5	0.32	
Propiconazol	0		6	0.46	
Tebuconazol	0		10	0.54	
Herbizide					
Carbetamid	20	1.6	0		
Chloridazon	44	33.15	4	0.2	190
Diflufenican	1	0.07	0		0.2
Dimefuron	16	3.7	4	0.32	
Ethofumesat	16	13.22	7	0.84	32
Flufenazet	0		3	0.07	0.24
Fluroxypyr*	1	1.02	0		
Isoproturon	115	85.91	10	0.71	1.3
MCPA*	3	0.5			15
Metamitron	16	1.84	8	0.42	22
Metazachlor	0		8	0.58	0.47
Phenmedipham	3	1.06	0		3
Quinmerac*	3	5.35	0		

*nur in Periode 1 analysiert

4 Nachweis von PSM-Effekten auf Nichtzielorganismen

Um zumindest annähernd quantitativ zu erfassen, unter welchen Bedingungen und wie oft welche Arten von PSM-Effekten auf Nicht-Zielorganismen beobachtet wurden, sind für die einzelnen Studien einige Effekt-bezogene Informationen in der Datenbank formalisiert worden:

1. War die **Exposition** so wie bei normaler landwirtschaftlicher Praxis (NLP) zu erwarten oder wurden eher worst case Situationen erfasst?

Bei echten Monitoringstudien wurde in der Regel davon ausgegangen, dass die Exposition aus üblicher landwirtschaftlicher Praxis stammt, während bei Studien mit eher experimentellem Charakter meist angegeben war, ob übliche Aufwandmengen eingesetzt wurden oder ob bewusst höher dosiert wurde.

„Normale landwirtschaftliche Praxis“ muss dabei nicht unbedingt der „Guten Fachlichen Praxis“ entsprechen. Nicht-Einhalten von Abstandsauflagen oder anderes Fehlverhalten kann nicht ausgeschlossen werden, da dazu in der Regel in den Monitoringstudien keine Angaben vorliegen. Aussagen in Hinblick auf Effekte als Folge von Anwendungen nach Guter Fachlicher Praxis sind dadurch erschwert.

Für die Variable NLP waren drei Antworten möglich (Ja, Nein, Unbekannt), die durch 1, -1, und 0 codiert wurden.

2. Wurden PSM-Wirkstoffkonzentrationen bestimmt, die – auf der Basis der Risikoabschätzung im Zulassungsverfahren – eine **mögliche Gefährdung** anzeigen?

Die im normalen Gewässermonitoring verwendeten Qualitätsziele (QZ) oder auch Zielvorgaben (ZV) sind aus mehreren Gründen in der Regel nicht dazu geeignet, Risiken abzuschätzen:

- Qualitätsziele (QZ) und Zielvorgaben (ZV) wurden und werden für routinemäßiges Monitoring größerer Gewässer entwickelt, in denen z. B. monatlich Proben gezogen werden. Dadurch werden Eintragungsspitzen in der Regel nicht erfasst, sondern es werden Jahresmittelwerte (EU) oder 90te Perzentile (Kussatz et al 2001, LAWA 2003) zum Vergleich herangezogen. Monitoringprojekte mit dem Fokus auf PSM zeichnen sich dagegen meist durch ein engeres Probenraster (z.B. Wochenmischproben) oder sogar ereignisgesteuerte Probenahmen in Gewässern direkt an landwirtschaftlichen Flächen aus. Es sind daher höhere PSM-Wirkstoffkonzentrationen zu erwarten.
- Bei Einhaltung der LAWA-Zielvorgaben (2003) und UBA-Qualitätsziele (Kussatz et al 2001) sollen Effekte prinzipiell ausgeschlossen werden. Teilweise werden auch Grenzwerte für Trinkwasser verwendet. Eine Wiedererholung von Populationen nach kurzfristigen Effekten ist dabei kein Kriterium. Die Ableitung der UBA-QZ für 32 PSM-Wirkstoffe und Kupfer beruht daher auf dem PNEC-Ansatz, in dem die niedrigste NOEC durch ei-

nen Sicherheitsfaktor von 10 geteilt wird. Im Rahmen des Zulassungsverfahrens von PSM werden kurzfristige Effekte (mit Wiedererholung) dagegen in kleinen Fließgewässern, Gräben und Teichen direkt an landwirtschaftliche genutzten Flächen als tolerierbar angesehen (Campbell et al. 1999, Giddings et al. 2002, SANCO 2002). Zur Ableitung von unbedenklichen Spitzenkonzentrationen können daher auch akute Toxizitätsdaten und NOEAECs aus Higher Tier Studien herangezogen werden.

Das BVL hat eine Liste mit Konzentrationen einzelner Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln erstellt, „bei denen nicht mit unannehmbaren Auswirkungen auf Gewässerorganismen in Übereinstimmung mit Anhang VI der EU-Richtlinie 91/414/EWG zu rechnen ist (s. Anhang 9.4, S.79). Der relevante Unsicherheitsfaktor ist dabei berücksichtigt (s. Anhang 9.4, ab S. 79, Streloke, pers. Mitteilung). Im Vergleich zu den von UBA (Kussatz et al. 2001) und LAWA (2003) vorgeschlagenen Qualitätszielen bzw. Zielvorgaben (Quellen) für insgesamt 33 PSM-Wirkstoffe (inklusive Kupfer) umfasst die BVL-Liste auch einige organische Fungizide. Insgesamt liegen für ca. 115 Wirkstoffe Werte vor.

Um die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Effekten zu kennzeichnen, wurden – wenn möglich – maximal gefundene Wirkstoffkonzentrationen mit den nach der BVL-Liste kurzfristig als unbedenklich anzusehenden Konzentrationen verglichen.

Bei Studien in terrestrischen Saumbiotopen oder Böden wurden Angaben der Autoren zu Ergebnissen aus Labortest zur Gefährdungsabschätzung herangezogen.

Auch diese Variable wurde mit ja, nein oder unbekannt codiert.

3. Welcher Art waren die **Effekte**?

In Anlehnung an eine Klassifizierung von Effekten, die Brock et al. (2000) für Mikro- und Mesokosmenstudien entwickelt haben, wurden die Effekte einer von 6 Klassen zugeordnet:

- (0) Effekte wurden nicht untersucht, es liegen keine Angaben vor oder es konnte keine Zuordnung gemacht werden
- (1) kein Effekt
- (2) leichter und / oder sporadischer Effekt
- (3) deutlicher, aber zeitlich beschränkter Effekt mit gezeigter Wiedererholung maximal innerhalb eines Jahres
- (4) deutlicher Effekt, aber Studie war zu kurz, um Wiedererholung zu erfassen (z .B. weil nur eine Bestimmung der Biozönose stattfand)
- (5) deutlicher Langzeiteffekt (keine Wiedererholung gezeigt)

Im Unterschied zum Bewertungsschema von Brock (2000), welches für die Beurteilung von Mikro- und Mesokosmenstudien vorgeschlagen wurde und als akzeptable Zeitspanne für ei-

ne Wiedererholung 8 Wochen vorschlägt, wurde für eine akzeptable Wiedererholung in den Monitoring und Freilandstudien hier ein Zeitraum von einem Jahr zu Grunde gelegt, da meist weniger häufig Proben gezogen wurden als in Studien mit aquatischen Modellökosystemen. Für eine genauere Bewertung wäre im Einzelfall zu beurteilen, ob gemessene – auch zeitlich begrenzte – Effekte Auswirkungen auf nicht erfasste Organismengruppen haben können (z. B. Futtermangel bei Fischbrut durch Reduzierung des Zooplanktons).

Bei der Einstufung der Effekte wurden in der Regel die Einschätzungen der jeweiligen Autoren der Berichte oder Veröffentlichungen berücksichtigt. Da es aber keine klaren Kriterien für die Einordnung solcher Effekte gibt, hat die Tabelle durchaus eine subjektive Note und im Einzelfall kann eine Einstufung eines Effekts sicherlich diskutiert werden. Die Tabelle ist daher als ein erster Versuch zu betrachten, durch eine Gruppierung der Effekte zu einer sachlichen Diskussion beizutragen.

4. Welche **biologische Organisationsebene** war betroffen?

Als zusätzliche Information wurden festgehalten, welcher Ebene die erfassten Endpunkte zugeordnet waren:

- Individuum: Mortalität, Reproduktion, Entwicklung, Verhalten (z. B. Überleben von in Käfigen exponierten Tiere oder Drift von Gammariden)
- Population: Änderung der Populationsdichte, andere Populationsparameter wie z. B. Altersstrukturen wurden in keiner Studie erfasst
- Community: Änderungen in der Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften, Artenspektren, Artenzahlen, Diversitäts- und andere Indizes oder multivariate Kenngrößen

Die Ebenen wurden durch I, P und C codiert.

5. Wurde das Auftreten bzw. Fehlen von Effekten **statistisch belegt**?

Während bei Mikro- / Mesokosmenstudien oder terrestrischen Feldstudien eine statistische Überprüfung der Ergebnisse üblich ist, ist dies in manchen Monitoringstudien nicht möglich (wenn nur wenige Standorte untersucht wurden) oder aus anderen Gründen nicht erfolgt. Ob das Auftreten oder Fehlen von Effekten statistisch abgesichert wurde, ist daher auch mit ja, nein oder unbekannt gekennzeichnet worden.

6. Beziehen sich die Angaben auf einen **Teildatensatz** des Projektes?

In manchen Projekten war es sinnvoll, die Effekte für bestimmte Bedingungen zu differenzieren, z. B. für unterschiedliche Regionen, Organismengruppen oder Expositionsszenarien (wie unterschiedliche Abstände der PSM-Applikation zum Gewässer).

In der folgenden Tabelle sind die oben erläuterten Informationen zu den Projekten zusammengestellt, in denen überhaupt Effekte erfasst werden konnten, in denen also ökotoxikologisches und/oder ökologisches Monitoring durchgeführt wurde.

Insgesamt sind in 26 Projekten ökotoxikologische oder ökologische Untersuchungen durchgeführt worden, die prinzipiell Rückschlüsse auf PSM-Effekte erlauben. In mehreren Projekten konnten Effekte nach Teildatensätzen differenziert werden, so dass insgesamt 39 Datensätze zu Effekten vorliegen (Tab. 9).

Tab. 9: Übersicht über Auftreten und Fehlen von Effekten in den erfassten Studien, Erläuterung s. Text

P	Projekt-Kurztitel	Differenzierung	PSM	NLP	Risiko	Effekt-klasse	Org. ebene	Stat.	Kommentar
Fließgewässer (Bäche)									
2	IVA Monitoring Region Braunschweig	Region Braunschweig Süd	PSM allgemein	1	0	1	P, C	1	Abundanz und Struktur der Makroinvertebratengemeinschaft
3	PSM-Belastung von Fließgewässern in Umland mit integrierter Nutzung	Populationsdynamik	PSM allgemein	1	0	1	P	0	keine akuten Reaktionen der Makroinvertebraten auf PSM-Belastung
3	PSM-Belastung von Fließgewässern in Umland mit integrierter Nutzung	Biozönosestruktur	PSM allgemein	1	0	5	C	1	Signifikante Korrelation des SR-Index für Invertebraten mit PSM-Belastung
23	Vermeidung von PSM-Einträgen Lamspringe Projekt	Lamspringe - Diatomeen	PSM allgemein	1	1	4	C	-1	Verschiebung der Dominanzverhältnisse der Diatomeen nach Isoproturoneintrag, Erholung unklar, kein Verlust an Arten
23	Vermeidung von PSM-Einträgen Lamspringe Projekt	Lamspringe - Gammariden	PSM allgemein	1	-1	2	P	-1	Keine klaren Effekte auf Makrozoobenthos, z.T. erhöhte Gammaridendrift oder Abundanzrückgang nach
23	Vermeidung von PSM-Einträgen Lamspringe Projekt	Lehlesbach 1998	PSM allgemein	1	-1	2	P	-1	Niedrigste Abundanzen von Gammariden u. Insekten nach Applikation des Insektizids Sumicidin Alpha EC auf den umliegenden
23	Vermeidung von PSM-Einträgen Lamspringe Projekt	Kirchardt, Simulation von 50% Abdrift während Trockenphase	PSM allgemein	-1	1	1	C	0	keine Effekte auf Makroinvertebraten.
43	Biozönotische Typisierung an zwei bayerischen Fließgewässern	Siegbach und Nebenflüsse	PSM allgemein	1	-1	5	I, C	-1	Eingeschränkte Artenvielfalt, akute Tox auf Amphipoden, Entwicklungsstörungen von Trichopteren
52	Effekte von Deltamethrin auf Makrozoobenthos im Lehlesbach	Simulierte Drift bei 2 m Abstand	Deltamethrin	1	0	2	P	1	Starke Drift von Gammarus, aber nur geringe, nicht sign. Abundanzabnahme, Erholung in 3 w
52	Effekte von Deltamethrin auf Makrozoobenthos im Lehlesbach	worst case Abdrift	Deltamethrin	-1	1	3	P	1	Starke Abundanzabnahme der Gammariden, Erholung in <= 4 Monaten
53	PSM in Fließgewässern mit unterschiedl Umlandnutzung		PSM allgemein	1	0	4	C	1	Erhöhung des SR-Index an integriertem Ackerbau
54	Effekte von Insektizideintrag in einem Fließgewässer		Insektizide	1	1	5	P, C	0	Abnahme von Artenzahl und Abundanz häufiger Makroinvertebraten, Wiedererholung nicht alle Arten
56	Effekte von Herbiziden auf Periphyton und Benthos		Chlortoluron, Isoproturon	1	1	1	P, C	0	Periphyton Chlo a, POM, Makroinvertebraten
17	Syngenta Ecolayer	Fließgewässer, Makroinvertebraten	PSM-Expositionspotential	1	0	4	C	1	Abundanz und Artenzahl sensitiver Arten (SR-Index)

Tab. 9: Fortsetzung

P	Projekt-Kurztitel	Differenzierung	PSM	NLP	Risiko	Effekt- lasse	Org- ebene	Stat.	Kommentar
Gräben, Teiche									
17	Syngenta Ecolayer	Teiche: Vegetation, Makroinvertebraten	PSM-Expositionspotential	1	0	1	C	1	Kreuzkorr des Expositionspotentials mit anderen Faktoren
1	IVA Monitoring Altes Land	Abstand <= 1.5 m	PSM-Expositionspotential	-1	0	5	P, C	1	Deutlich veränderte Community-Struktur der Makroinvertebraten
1	IVA Monitoring Altes Land	Abstand 3-5 m	PSM-Expositionspotential	1	0	3	P, C	1	Zeitlich befristete und geringe Effekte auf Makroinvertebraten
4	BBA Monitoring im Alten Land	Bulldock Applikation 2001, Abstand < 3 m	PSM allgemein	1	1	3	P	0	Kurzfristig verringerte Artenzahl und Abundanz von Nauplien
4	BBA Monitoring im Alten Land		PSM allgemein	1	1	5	C	-1	Geringere Artenzahl und Fehlen von sensitiven Invertebratenarten an Standort mit höchster PSM-Belastung
6	Parzellengräben auf Nordstrand		PSM allgemein (nicht gemessen)	1	0	1	C	-1	qualitativer Vergl. der Lebensgemeinschaften (Vegetation, Maktorinv., Plankton)
20	PSM Einträge in den Nachtweidgräben		PSM allgemein	1	1	1	C	-1	keine Referenz, stabile Artenspektren (Veg, MI, ZP) über 5 Jahre
25	Driftminderung durch Saumstrukturen	I-Cyhalothrin, Abstand > 1m	Lambda-cyhalothrin, Isoproturon	1	0	1	P	0	keine erhöhte Mortalität von Gammariden, Trichopteren, Daphnien im Bioassay
25	Driftminderung durch Saumstrukturen	Isoproturon	Lambda-cyhalothrin, Isoproturon	1	0	1	C	0	Kein Effekt auf Artenzahl der Diatomeen
26	Effekte von PSM auf Algen in Gräben		Isoproturon	1	0	1	C	0	43 Proben des Grabens ohne negativen Effekt auf Algenwachstum (Bioassay)
30	Effekte der Insektiziddrift in Gräben im Alten Land	Deltamethrin	Deltamethrin, beta-Cyfluthrin	1	1	3	P	0	Kurzzeitige Effekte auf Nauplien, Calanoide, Gnitzen oder Stelzmücken
30	Effekte der Insektiziddrift in Gräben im Alten Land	Cyfluthrin	Deltamethrin, beta-Cyfluthrin	1	1	3	P	0	Zeitweise Dezimierung der Nauplien bei 1.94 µg/L, Erholung innerhalb von drei Wochen

Tab. 9: Fortsetzung

P	Projekt-Kurztitel	Differenzierung	PSM	NLP	Risiko	Effektklasse	Org.ebene	Stat.	Kommentar
Terrestrische Saumbiotop									
46	Wiederbesiedlung von Feldsäumen nach Knock-out der Arthropoden	Käfer, Spinnen	beta-Cyfluthrin	-1	1	3	P	1	Erholung bis zum Folgejahr
46	Wiederbesiedlung von Feldsäumen nach Knock-out der Arthropoden	Heuschrecken	beta-Cyfluthrin (BULLDOCK)	-1	1	5	P	1	keine vollständiger Erholung nach 1 Jahr
60	Effekte der Insektizidabdrift auf Nichtzielarthropoden in Weizen	3 m Driftbereich	lambda-Cyhalothrin	1	0	4	P	1	Parasitoide (A. colemani)
45	Effekte von Insektiziden auf Nichtzielarthropoden in Feldsäumen	Driftbereich <= 1 m	lambda-Cyhalothrin	1	1	3	P	1	kurzfristige Abundanzrückgänge von einigen Arthropoden
45	Effekte von Insektiziden auf Nichtzielarthropoden in Feldsäumen	Driftbereich > 1 m	lambda-Cyhalothrin	1	1	2	P	1	geringe Abundanzrückgänge von wenigen Arthropoden
31	Effekte von Herbiziddrift auf Nichtzielpflanzen	Vergleich verschiedener Saumbiotop	Herbizide	1	0	1	C	-1	Vegetationsstruktur vor allem durch Stickstoffeintrag aus angrenzenden Flächen bestimmt
31	Effekte von Herbiziddrift auf Nichtzielpflanzen	Feldstudie mit Herbizidanwendung	Thifensulfuron, Metamitron	1	0	1	C	0	Keine wesentlichen Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung
61	Insektiziddrift auf Blattläuse und ihre Parasitoide	2 m Driftbereich	Carbamat	1	0	4	P	1	Parasitoide, basiert auf Bioassay mit unrealistisch hoher Exposition
in Crop									
59	Insektizideffekte auf Nichtzielarthropoden in Winterweizen		lambda-Cyhalothrin	1	0	3	P	0	in crop, nach 1 Jahr nur noch geringe Unterschiede, z .T. auch höhere Dichten als in der Kontrolle
39	Monitoring von Regenwürmern und PSM		vor allem DDT, Pendimethalin, Trifluralin, Isoproturon	1	-1	1		-1	in crop (Acker, Grünland), Regenwürmer durch normale Feldappl. von DDT nicht beeinträchtigt
47	Fenikan-Rückstände und -Effekte auf Bodenorganismen		Diflufenican, Isoproturon	1	-1	5	P	1	in crop, anhaltende signif (indirekte?) Verringerung der Collembolendichte
50	Effekte von Pendimethalin auf Bodenalg		Pendimethalin	1	0	5	P	0	in crop, Abundanzabnahme von Bodenalg
51	Effekte von Metazachlor auf Bodenorganismen		Metazachlor	1	0	2	P	0	in crop, Mikrobielle Aktivität, Bodenalg, Pilze

In vier Studien bzw. in fünf Fällen wurde die Exposition (durch Insektizide) zumindest teilweise höher eingeschätzt oder experimentell eingesetzt als bei üblicher landwirtschaftlicher Praxis zu erwarten ist. In einem Fall (P23), der Simulation von 50% Abdrift während Trockenphase in einem kleinen Fließgewässer, wurden keine Effekte auf Makroinvertebraten festgestellt, wahrscheinlich weil während der Wasserführung nur noch geringe Wirkstoffmengen bioverfügbar waren. In den anderen 3 Projekten wurden klare Effekte auf Invertebraten beobachtet: Veränderte Biozönosestrukturen in Gräben des Alten Landes bei einem Abstand <= 1.5 m zwischen Graben und Obstanlage (P1), sowie starke Reduzierung der Populationsdichte von Gammari-

den in einem Fließgewässer bei Simulation von worst-case Drifteinträgen (P52) und Dezimierung verschiedener Arthropoden in einem Feldsaum nach sehr hoher Insektizidbelastung (P46). Je nach beobachteter Wiedererholung wurden die Effekte in die Klasse 3 oder 5 eingestuft.

In den 34 Datensätzen mit angenommener realistischer Exposition war in 19 Fällen auf der Basis der vorliegenden Informationen kein Vergleich mit unbedenklichen Konzentrationen nach BVL-Liste oder vergleichbaren Werten möglich, so dass ein Risiko auf Grund der Exposition nicht beurteilt werden konnte. In fünf Fällen wurden keine Überschreitungen von solchen Schwellenkonzentrationen gemessen, während in zehn Fällen der Vergleich eine potentielle Gefährdung anzeigte. In 80 % dieser Fälle mit vorhergesagter Gefährdung wurden auch zumindest leichte oder kurzfristige Effekte festgestellt.

Die Verteilung der Effektklassen auf die 34 Datensätze zeigt Abb. 11. In ungefähr einem Drittel der Fälle wurde kein Effekt festgestellt, in einem weiteren Drittel waren Effekte im Sinne der Bewertung von Higher Tier Studien in der PSM-Zulassung als akzeptabel einzustufen (Klassen 2 – 3). Das restliche Drittel der Datensätze umfasste Effekte mit unklarer oder fehlender Wiedererholung innerhalb eines Jahres. Nur in einem geringen Anteil, nämlich in 12 Fällen, waren die Effekte (bzw. ihr Fehlen) statistisch geprüft worden. Der Vergleich zeigt, dass vor allem die Aussage „kein Effekt“ von PSM oft nicht statistisch belegt wurde (Abb. 12).

Die gefundenen Verteilungen sind nicht gleichzusetzen mit der Wahrscheinlichkeit, dass in der landwirtschaftlichen Praxis PSM-Effekte verschiedener Ausprägung auftreten. Dazu stellen die Studien keine geeignete zufällige Stichprobe der PSM-Anwendungen in Deutschland dar. Viele Studien wurden gezielt in besonders gefährdeten Gebieten durchgeführt, wie z. B. im Alten Land. Andererseits besteht auch die Möglichkeit, dass in Studien bestehende Effekte aus methodischen Gründen nicht erkannt wurden.

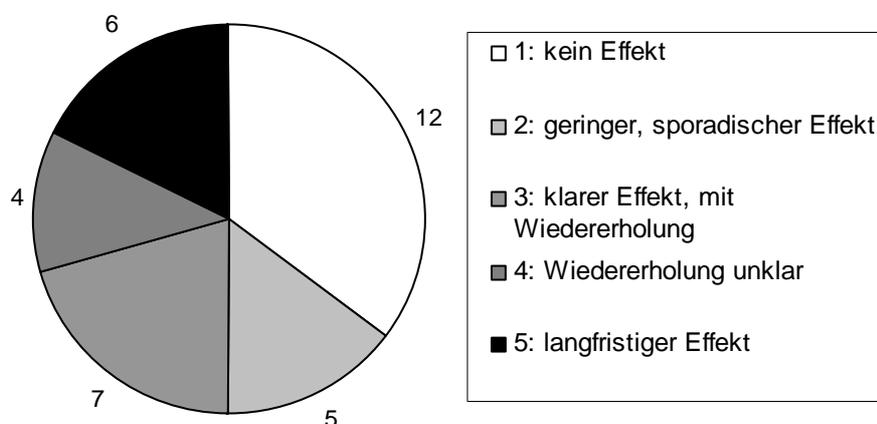


Abb. 11: Zuordnung der Effektklassen auf die 34 Datensätze mit realistischer Exposition, in denen Effekte untersucht wurden

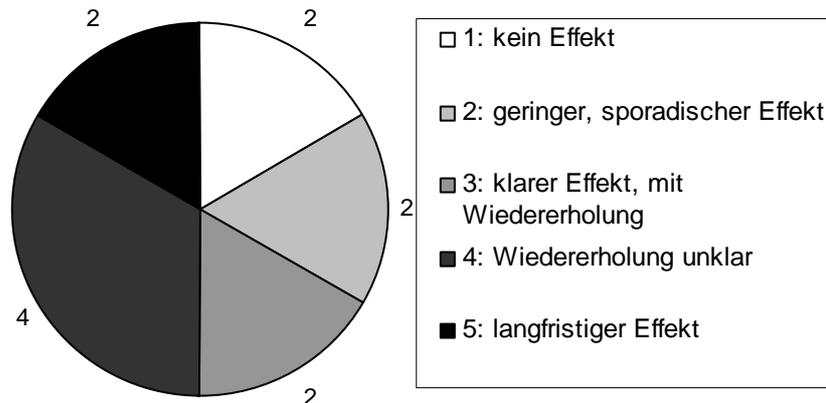


Abb. 12: Zuordnung der Effektklassen auf die 12 Datensätze, in denen Effekte untersucht und statistisch geprüft wurden

Betrachtet man nur die Fälle (inklusive Feldstudien mit gezielter Applikation), in denen langfristige Effekte auftraten oder nicht ausgeschlossen werden können (Klassen 5 und 4), so handelt es sich um Herbizid-Effekte auf Bodenorganismen „in crop“ (P 47, P 50), Insektizideffekte auf Makroinvertebraten in Fließgewässern und Gräben (P 1, 3, 4, 43 und 54) - z. T. mit sehr hohen Drifteinträgen (Altes Land) – und einzelnen Arthropodengruppen, die anscheinend durch hohe Empfindlichkeit und geringes Wiederbesiedlungsraten gekennzeichnet sind. Für die Effekte auf Makroinvertebraten in Fließgewässern gibt es allerdings auch mehrere Studien, die keine langfristigen PSM-Effekte aufzeigten (s. Tab. 9).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass in Gewässern Effekte auf die Populationsdynamik meist zeitlich befristet waren, z. T. wurden aber auch Effekte auf die Struktur der Lebensgemeinschaft als möglich angesehen, insbesondere im Obstbaugelände Altes Land bei geringem Abstand zwischen Gräben und Obstanlage und in Fließgewässern in der Region Braunschweig.

Auf terrestrische Arthropoden in Saumbiotopen wurden bisher nur geringe direkte Effekte festgestellt. Allerdings deuten Studien auf mögliche längerfristige Effekte von Insektiziden auf Heuschrecken hin. Bisher gibt es in Deutschland keine Studien, die eindeutig einen Effekt von Herbiziden auf die Vegetation in Saumstrukturen belegen. Zum Teil wird ein Trend zur „Vergrasung“ von Saumbiotopen in der Agrarlandschaft beschrieben (P11, P31), dies konnte aber bisher nicht klar von anderen Einflussgrößen wie z. B. Nährstoffeinträge abgetrennt werden.

In zwei Projekten wurden längerfristige Effekte auf Bodenorganismen „in crop“ festgestellt.

Tab. 10: Fälle, in denen langfristige PSM-Effekte nicht ausgeschlossen werden konnten

P	Projekt-Kurztitel	Differenzierung	PSM	NLP	Risiko	Effektklasse	Org. ebene	Stat.	Kommentar
50	Effekte von Pendimethalin auf Bodenalggen		Pendimethalin	1	0	5	P	0	in crop, Abundanzabnahme von Bodenalggen
47	Fenikan-Rückstände und -Effekte auf Bodenorganismen		Diflufenican, Isoproturon	1	-1	5	P	1	in crop, anhaltende signif (indirekte?) Verringerung der Collembolendichte
46	Wiederbesiedlung von Feldsäumen nach Knock-out der Arthropoden	Heuschrecken	beta-Cyfluthrin (BULLDOCK)	-1	1	5	P	1	keine vollständiger Erholung nach 1 Jahr
3	PSM-Belastung von Fließgewässern in Umland mit integrierter Nutzung	Biozönosestruktur	PSM allgemein	1	0	5	C	1	Signifikante Korrelation des SR-Index für Invertebraten mit PSM-Belastung
43	Biozönotische Typisierung an zwei bayerischen Fließgewässern	Siegbach und Nebenflüsse	PSM allgemein	1	-1	5	I, C	-1	Eingeschränkte Artenvielfalt, akute Tox auf Amphipoden, Entwicklungsstörungen von Trichopteren
54	Effekte von Insektizideintrag in einem Fließgewässer		Insektizide	1	1	5	P, C	0	Abnahme von Artenzahl und Abundanz häufiger Makroinvertebraten, Wiedererholung nicht alle Arten
1	IVA Monitoring Altes Land	Abstand <= 1.5 m	PSM-Expositionspotential	-1	0	5	P, C	1	Deutlich veränderte Community-Struktur der Makroinvertebraten
4	BBA Monitoring im Alten Land		PSM allgemein	1	1	5	C	-1	Geringere Artenzahl und Fehlen von sensitiven Invertebratenarten an Standort mit höchster PSM-Belastung
60	Effekte der Insektizidabdrift auf Nichtzielarthropoden in Weizen	3 m Driftbereich	lambda-Cyhalothrin	1	0	4	P	1	Parasitoide (A. colemani)
23	Vermeidung von PSM-Einträgen Lamspringe Projekt	Lamspringe - Diatomeen	PSM allgemein	1	1	4	C	-1	Verschiebung der Dominanzverhältnisse der Diatomeen nach Isoproturoneintrag, Erholung unklar, kein Verlust an Arten
53	PSM in Fließgewässern mit unterschiedl Umlandnutzung		PSM allgemein	1	0	4	C	1	Erhöhung des SR-Index an intergriertem Ackerbau
17	Syngenta Ecolayer	Fließgewässer, Makroinvertebraten	PSM-Expositionspotential	1	0	4	C	1	Abundanz und Artenzahl sensitiver Arten (SR-Index)
61	Insektiziddrift auf Blattläuse und ihre Parasitoide	2 m Driftbereich	Carbamat	1	0	4	P	1	Parasitoide, basiert auf Bioassay mit unrealistisch hoher Exposition

Bei der Erfassung und Bewertung von Effekten in Monitoringstudien zeichnen sich folgende Einschränkungen ab:

Absolute Kontrollen in Monitoringstudien sind nicht möglich, da sich immer auch andere Standortfaktoren als die PSM-Belastung unterscheiden werden. Es ist daher immer mit einer höheren Variabilität als in (Semi-)Feldstudien zu rechnen.

Um diese zu verringern, müssten bis auf die PSM-Belastung möglichst vergleichbare Referenzstandorte hinzugezogen werden. In Projekten im Alten Land wurden dazu Gräben an Grünland im Unterschied zu Gräben an Obstkulturen verwendet. Im IME-Projekt (P 1) zeigte eine Klassifizierung der Biozönosen jedoch, dass Grünlandstandorte auch zu Gräben an längere Zeit nicht

mehr bewirtschafteten Obstanlagen verschieden sein können. In einem anderen Projekt, im Raum Braunschweig (P 53), wurden Fließgewässerstandorte an integriertem Ackerbau mit solchen an Grünland oder ökologischem Ackerbau verglichen. Mit der Umlandnutzung änderte sich aber auch die Gewässerstruktur und der Nährstoffeintrag; auch Grünlandstandorte und Standorte an ökologischem Ackerbau zeigten Unterschieden in der Makroinvertebratengesellschaft.

Zum Teil kann das Problem dadurch verringert werden, dass nicht ein ANOVA-Design (Testen der Hypothese, dass Referenz und belastete Standorte sich unterscheiden) sondern ein Regressions-Design angewendet wird: Wenn ausreichend viele Standorte mit unterschiedlicher Exposition untersucht werden, kann geprüft werden, ob mit zunehmender Belastung ein beobachteter Effekt zunimmt. Beispiele dazu sind Studien der Arbeitsgruppe Liess (z. B. P3) in der der SR-Index in multiplen Regressionen mit u. a. der PSM-Belastung in Beziehung gesetzt wird, und das IME-Projekt im Alten Land (P 1), in dem mit multivariaten Regressionsansätzen (Principal Response Curves) und einfachen Korrelationen gearbeitet wurde. Voraussetzung für solche Auswertungen sind aber zumindest ungefähr 10 untersuchte Standorte unterschiedlicher PSM-Belastung, bei stark unterschiedlichen anderen Standortfaktoren sicher noch deutlich mehr.

Ein weiteres prinzipielles Problem bei Schlussfolgerungen zum Fehlen von Effekten in Monitoringstudien ist die Möglichkeit, dass die untersuchten Biozönosen schon an PSM-Einträge angepasst sein können („ghost of disturbance past“, Schulz 2004). Dies gilt jedoch auch für Feldstudien.

Das Finden echter Referenzstandorte (ohne historische PSM-Belastung, also ohne eventuell daran angepasste Biozönosen) im Freiland ist aber in der Regel sehr schwierig. Leitbilder im Sinne von „erwarteter Lebensgemeinschaft auf Grund der natürlichen Standortfaktoren“ zum Vergleich mit gefundenen Biozönosestrukturen sind bisher wenig definiert und wenn, sind sie oft eher Leitbilder aus Sicht des Naturschutzes. Es stellt sich aber die Frage, ob nicht eher „Agrarreferenzleitbilder“ benötigt werden. Für einen anthropogenen Graben in einem intensiv genutzten Obstbaug Gebiet z.B. sollten andere Leitbilder gelten als für Gewässer in Naturschutzgebieten. Wenn solche Leitbilder existieren, kann eine qualitative Analyse des gefundenen Artenspektrums, z.B. das Fehlen von Artengruppen, sehr wertvolle Hinweise auf Störungen geben. Allerdings ist dabei nur die Aussage „keine Abweichung vom Leitbild, also keine PSM-Effekte“ möglich. Bei Abweichungen vom Leitbild sind dann quantitative, statistische Analysen (s. o.) notwendig, um PSM-Effekte nachzuweisen.

Auch ökotoxikologisches (aktives biologisches) Monitoring kann – selbst bei wenigen untersuchten Standorten - helfen, PSM-Effekte genauer zu analysieren und z. B. zu prüfen, ob feh-

lende Arten prinzipiell überleben können. So konnte z.B. am Siegbach (P 43) mit gekäfigten Gammariden und Trichopteren der Einfluss der Insektizidbelastung auf die Makroinvertebraten belegt werden.

5 Bedeutung von Monitoringstudien für das Zulassungsverfahren

Zunächst bleibt festzustellen, dass Monitoringstudien kein Teil des Zulassungsverfahrens für neue Wirkstoffe in der EU sind (und sein können). Monitoring ist vielmehr als wichtiges Instrument der retrospektiven Risikobewertung zu verstehen: Bei der Re-registrierung alter Wirkstoffe und der Anmeldung neuer Formulierungen mit schon zugelassenen Wirkstoffen können aber auch Monitoringstudien herangezogen werden. Ebenso können die vorhandenen Ergebnisse aus Monitoringstudien genutzt werden, die prospektive Risikobewertung im bestehenden Zulassungsverfahren zu bewerten und ggfs. Modifikationen anzuregen.

Insgesamt werden drei Bereiche gesehen, in denen Monitoring eine Bedeutung für das Zulassungsverfahren haben kann:

- Kontrolle der prospektiven Risikobewertung
- Differenzierung von Zulassungsszenarien
- Verbesserung von Higher Tier Tests

Der Nutzen von chemischem Monitoring für das Zulassungsverfahren wird vor allem in der Überprüfung von Modellen zur PEC-Berechnung gesehen. Bei generellen Modellen, die auf worst-case Annahmen beruhen, kann (bei einer ausreichend hohen Zahl an Monitoringdaten) überprüft werden, wie realistisch oder protektiv diese Modelle sind. Bei detaillierten Modellen ist sowohl eine Kalibrierung an bestimmte lokale Gegebenheiten als auch (mit anderen Datensätzen) eine Validierung möglich.

Mehrere Feldstudien konnten den Einfluss von Saumstrukturen auf den Eintrag von PSM in Gewässer zeigen. Dabei wurden Driftreduktion im Bereich von 50 – 90 % beobachtet. Bisher wird das Vorkommen von Randvegetation nicht bei der Festlegung von Anwendungsauflagen an Gewässern berücksichtigt. Denkbar wäre aber eine Reduzierung der Abstandsauflagen, wenn zwischen Anwendungsfläche und Gewässer die Saumstruktur eine gewisse Größe hat. Dabei muss allerdings für die Landwirtschaft sichergestellt werden, dass zur Eintragsminderung angelegte Saumstrukturen nicht selbst als Nichtzielfläche betrachtet werden, für die Abstandsauflagen eingehalten werden müssen.

Chemisches Monitoring in Fließgewässern (z.B. P23) belegt durch den Vergleich von ereignisgesteuerten Probenahmen und Tages- oder Wochenmischproben die schnelle Verdünnung im Vergleich zu stehenden Gewässern wie z.B. Gräben. Zurzeit wird bei der Festlegung von Abstandsauflagen noch das Standardszenario eines 30 cm tiefen und 1 m breiten Grabens verwendet. Auf EU-Ebene werden allerdings in den sogenannten FOCUS-Stufen 3 und 4 Szenarien für stehende und fließende Gewässer unterschieden.

Ökotoxikologisches (in Verbindung mit chemischem) Monitoring erlaubt eine Beurteilung des konservativen Charakters der im Zulassungsverfahren durchgeführten Tests. In mehreren Projekten ließ sich nach den Ergebnissen der Standardtests ein Effekt erwarten, der jedoch im ökotoxikologischen Monitoring nicht bestätigt werden konnte. Algen und Daphnien reagierten in den Wasserproben aus dem Freiland unempfindlicher als im Testmedium in Standardprüfungen. Andererseits konnte zumindest in einem Projekt (P 43) mit ökotoxikologischem Monitoring Insektizideffekte abgeklärt werden.

Mit ökologischem Monitoring lassen sich prinzipiell die Schlussfolgerungen aus Higher-Tier-Studien überprüfen, z. B. ob bei einer aus einer Mikro- oder Mesokosmosstudie abgeleiteten NOEAEC im Freiland noch Effekte gefunden werden können, die ökologisch nicht akzeptable sind. Allerdings können im strengen Sinne die Risikoabschätzungen nur falsifiziert werden, da durch den fehlenden Nachweis von Effekten Wirkungen an anderen Standorten oder zu anderen Zeiten nicht ausgeschlossen werden können. Mit einer steigenden Zahl von nicht gefundenen Effekten könnte jedoch diese Unsicherheit verringert werden.

Das Wiedererholungspotential ist ein wichtiges Kriterium bei der Ableitung der NOEAEC (z.B. SANCO 2002). Entsprechend gestaltete ökologische Monitoringprogramme erlauben es, z.B. die Bedeutung unkontaminierter Gewässerabschnitte für die Wiedererholung zu quantifizieren (Liess et al. 2003). Ob gegebenenfalls das Vorhandensein oder Fehlen von „Wiederbesiedlungsquellen“ bei einer Flexibilisierung von Abstandsauflagen berücksichtigt werden kann, bleibt aber noch zu klären. Denkbar wäre z.B. die Anlage von ungestörten Bachabschnitten im Oberlauf durch geringere Abstandsauflagen im Unterlauf zu „belohnen“.

Neben der Überprüfung von z. B. NOEAEC-Abschätzungen aus Mesokosmosstudien kann ökologisches Monitoring aber auch eine wichtige Funktion bei der Planung von Higher-Tier-Studien spielen, indem solche Monitoringstudien unser Wissen über die Lebensgemeinschaften „vor Ort“ erhöhen: Durch welche Arten lassen sich die Lebensgemeinschaften charakterisieren? Welche Arten stellen Schlüsselarten für das Ökosystem dar? Ergebnisse ökologischen Monitorings können so helfen, Testarten für Higher-Tier-Studien zu benennen, die für die zu schützende Lebensgemeinschaft von hoher Relevanz sind oder die als Indikatorarten dienen können.

Beispiele dazu sind die Projekte P 11, P 30 und 45. Im Projekte 45 wurden beispielsweise Heuschrecken als Art mit relativ niedrigem Wiedererholungspotential identifiziert.

Weiterhin kann ökologisches Monitoring Hinweise liefern, ob eventuell für verschiedene Biozönoten unterschiedliche Schutzziele angemessen sind. In einer Studie an Gräben auf Nordstrand (P 6) wurde beispielsweise darauf hingewiesen, dass andere Standortfaktoren die Biozönose so stark bestimmen, dass PSM-Belastungen kaum von Bedeutung sind, so dass dort die allgemeinen Anwendungsempfehlungen als überzogen angesehen werden können. Die bisherigen Ergebnisse von Studien im Alten Land deuten auch darauf hin, dass bei Einhaltung der Bestimmungen für die Ausweisung als Sondergebiet der Schutz der Biozönoten in den Gräben gewährleistet ist.

6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Schlussfolgerungen aus der vorliegenden Sichtung der verschiedenen Monitoringprojekte sind im Folgenden als kurze Thesen zusammengefasst. Weiterhin werden erste Empfehlungen für zukünftige Monitoringprojekte gegeben.

Vorteile und Einsatzgebiete des chemischen Monitorings werden vor allem bei substanzspezifischen Fragestellungen gesehen, wie der bei der Erfolgskontrolle von Eintragsminderungen, dem Aufdecken von Fehlverhalten und der Beurteilung von Standorten nach ihrer PSM-Belastung. Problematisch sind die zeitnahe Erfassung der Eintragungsspitzen, die gleichzeitige Erfassung verschiedener Wirkstoffgruppen mit dem jeweils notwendigen Aufarbeitungs- und Analysenaufwand, sowie die Gewährleistung ausreichend niedriger Nachweisgrenzen im Bereich der erwarteten No-Effektkonzentrationen. Als Folge können die Ergebnisse chemischen Monitorings oft nur als ein Maß für die Mindestbelastung angesehen werden. Am problematischsten ist dabei sicherlich die Erfassung der tatsächlichen Maximalkonzentrationen und der Dauer der Exposition. Belastungen durch Run-off können zwar durch automatische Probenehmer erfasst werden (z. B. Liess et al. 2003), Drifteinträge sind aber nur in Kooperation mit der Landwirtschaft genau zu erfassen, da direkt nach der Applikation gemessen werden muss.

Für die Ableitung von Gefährdungspotentialen für Organismen stehen zur Zeit zwei Ansätze zur Verfügung, ein Vergleich der Befunde für Einzelstoffe mit aus dem Zulassungsverfahren abgeleiteten Schwellenkonzentrationen und eine Abschätzung der Gesamtbelastung nach dem „Toxic Unit“-Konzept, in dem die gemessenen Konzentrationen für die einzelnen Wirkstoffe auf einen bestimmten Toxizitätswert (z. B. die NOEC für *D. magna*) bezogen werden und die Quotienten aufsummiert werden.

Für beide Ansätze ist es wünschenswert, dass die dazu notwendigen Daten in regelmäßig aktualisierten Listen öffentlich zugänglich sind. Optimal wäre die Veröffentlichung der wichtigsten ökotoxikologischen Kenndaten, die bei der (nationalen) Zulassung verwendet wurden. Dies würde vermeiden, dass in jeder Monitoringstudie die benötigten Daten recherchiert werden müssten. Durch die einfache Verfügbarkeit würden vielleicht die Daten aus chemischem Monitoring auch häufiger an Hand ihres Gefährdungspotentials und nicht nur nach den Wirkstoffkonzentrationen beurteilt werden. Einheitliche Listen würden zudem die Vergleichbarkeit der Bewertung der Monitoringergebnisse erhöhen.

Neben allgemein als unbedenklich eingestuften Konzentrationen wie die in der BVL-Liste wären aber auch zumindest die NOECs und EC- bzw. LC50 für die Standardarten notwendig, damit beispielsweise Toxic Units zur Beurteilung von Effekten auf Pflanzen auf die NOEC von Algen und die zur Beurteilung von Effekten auf Invertebraten auf die NOEC von *D. magna* bezogen werden können.

Ein Problem des ökotoxikologischen bzw. aktiven biologischen Monitorings stellt die oft unklare Relevanz für Population oder Biozönose dar, so dass solches Monitoring alleine lediglich als eine Art Frühwarnsystem bzw. Trigger für weitere Untersuchungen dienen oder Hinweise auf die Bioverfügbarkeit geben kann (Wogram 2001). Wichtig ist aber der Einsatz als Interpretationshilfe bei chemischem und ökologischem Monitoring. Insbesondere können Bioassays mit Medium aus dem Freiland oder Exponierung von gekäfigten Tieren vor Ort dazu beitragen, PSM-Effekte von anderen Standortfaktoren zu trennen (s. P 43).

Ökologisches Monitoring liefert wegen der betrachteten Endpunkte auf Populations- oder Biozönoseebene im Prinzip die relevantesten Daten zur Beurteilung des Risikos von PSM auf Nichtzielorganismen im Freiland. Wie schon angesprochen stellen die Trennung der PSM-Effekte von anderen Faktoren, das mögliche Vorkommen von an Belastung angepassten Biozönosen und das Finden geeigneter Referenzstandorte die größten Probleme dar.

Auf Möglichkeiten, diese Probleme zu verringern, wurden ebenfalls schon eingegangen: Eine ausreichende Anzahl von möglichst ähnlichen Standorten unterschiedlicher PSM-Belastung für eine Auswertung mit Regressionsverfahren, Bioassays zur Auftrennung des Faktorenkomplexes und Entwicklung von Leitbildern von Lebensgemeinschaften in der Agrarlandschaft als Referenz für die qualitative Auswertung von Artenspektren.

Die Auswertung der vorliegenden Studien hat gezeigt, dass eine Kombination der verschiedenen Monitoringansätze die beste Basis für die kausale Analyse und Bewertung der Effekte darstellt.

Eine schlechte Durchführung birgt bei Monitoringstudien ein relativ hohes Risiko, da eine Studie - anders als ein Experiment - nicht so einfach wiederholbar ist. Unterschiedliche Witterungsbe-

dingungen führen z.B. zu unterschiedlichen PSM-Einträgen in die Nicht-Zielflächen. Wünschenswert wäre daher eine Art Guidance Document zu Durchführung von und Qualitätskriterien für Monitoringstudien, welche die Analyse von PSM-Effekten zum Ziel haben. Eine Basis dazu könnte eine erste Übersicht des BVL zu Methoden des chemischen und ökologischen Monitorings (Streloke, pers. Mitt.) sowie die Empfehlungen des EPIF-Workshops in 2003 (Liess et al., in Vorb.) bilden.

Als generelles Fazit dieser Übersicht wird ein verstärktes ökologisches Monitoring in Regionen mit hohem Expositionspotential empfohlen. Dies können Gebiete sein mit besonders intensiver PSM-Anwendung (z. B. Obstbau), hohem Run-off-Risiko oder kleine Wassereinzugsgebiete mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung.

In Sondergebieten wie dem Alten Land sollte neben einem chemischen Monitoring ein ökologisches Monitoring durchgeführt werden, das durch ausreichend hohe Anzahl an Probenahmestandorten auch erlaubt, mögliche PSM-Effekte von den anderen Standortfaktoren zu trennen.

Bei der Interpretation der Befunde sollten verstärkt Ergebnisse aus Zulassungsprüfungen, insbesondere aus Higher-Tier-Studien, einfließen (falls deren Ergebnisse in einer bestimmten Form veröffentlicht werden können). Eine mögliche Datenquelle dazu liefert das von Alterra entwickelte Expertensystem PERPEST, das (allerdings bisher nur für Herbizide und Insektizide) Mikro- und Mesokosmosstudien nutzt, um klassifizierte PSM-Effekte für aquatische Lebensgemeinschaften vorherzusagen (van den Brink et al. 2002).

Daten aus dem Zulassungsverfahren sind allerdings stets auf einen Wirkstoff bezogen und das Toxic-Unit Konzept kann nur als relativ einfaches Modell angesehen werden, Effekte von Mischungen abzuschätzen. Für eine bessere Kausalanalyse der Effekte verschiedener PSM im Freiland werden daher Studien in Modellökosystemen mit realistischen kultur- und regionsspezifischen Eintragsmustern als hilfreich angesehen. Erste Ergebnisse liegen dazu für die Auswirkung typischer PSM-Anwendungen im Kartoffeln und Tulpenanbau vor (van Wijngaarden et al. 2004).

7 Danksagung

Die folgenden Kolleginnen und Kollegen stellten freundlicherweise Veröffentlichungen oder Berichte zu Projekten zur Verfügung und/oder nahmen sich die Zeit, die Datenbank zu korrigieren und zu ergänzen (in alphabetischer Reihenfolge der Institute):

Lutz Rexilius (ALR Kiel),

Gabriela Bischoff, Bernd Freier, Barbara Jüttersonke, Axel Mueller, Detlef Schenke, Frank Seefeld, Matthias Stähler, Angelika Süß (BBA)

Heribert Koch (DLR-RLP)

Helmut Klöppel (IME)

Gerhard Burkl, Gerhard Metzner (LfW Bayern)

Knut Köster, Hubertus Schültken (NLÖ)

Manfred Reschke (PSA Hannover)

Achim Gathmann (RWTH Aachen)

Jörn Wogram (UBA)

Matthias Liess (UFZ Leipzig, vorher TU Braunschweig)

Rainer Waldhardt (Uni Giessen)

Maren Langhof (Uni Hannover)

Armin Zenker (Uni Hohenheim)

Wolfgang Scharenberg; Claus Schimming (Uni Kiel)

Ulrich Rott, Birgit Schlichtig (Uni Stuttgart)

8 Literatur

Eine Übersicht der Quellen, geordnet nach Projekten, ist im Anhang (Abschnitt 9.6, S.85) zu finden.

Anonym (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. 22.12.2000 L 327/1 Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften

Anonym (2000): Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von PSM in Oberflächengewässer durch Abdrift und Abschwemmung. Abschlussbericht für das F-u E-Vorhaben, keine weiteren Informationen

Bach M, Frede HG (2003): Pflanzenschutzmittel in Gewässern: Ansätze zur Feststellung signifikanter Belastungen nach WRRL. Wasser & Boden 55/1+2, 36-42

Baier B, Schenke D, Heimbach U (2002): Effects of lambda-cyhalothrin on *Poecilus cupreus* in wheat and an adjacent grass strip. 12th Annual Meeting of SETAC Europe, Viena, Austria, 12-16 May 2002, Abstract 19-14, 115

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2001): Biozönotische Typisierung und ökotoxikologische Untersuchungen an zwei kleinen bayerischen Fließgewässern. Materialien Nr. 96 (April 2001)

Becker H, Buhr L, Mueller ACW, Schmidt H, Stähler M, Süß A (1997): Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abdrift und Abschwemmung - Teilprojekt Ökotoxikologie. BBA Jahresbericht 1996, Institut für Ökotoxikologie

Becker H, Buhr L, Mueller ACW, Schmidt H, Stähler M (1998): Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abdrift und Abschwemmung - Teilprojekt Ökotoxikologie. BBA Jahresbericht 1997, Inst. für Ökotoxikologie

Becker H, Buhr L, Mueller ACW, Schmidt H, Stähler M (1999): Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abdrift und Abschwemmung - Teilprojekt Ökotoxikologie. BBA Jahresbericht 1998, Inst. für Ökotoxikologie"

Bischoff B, Süß A, Mueller ACW, Stähler M, Pestemer W (2004): Zustand der Gewässer im Obstanbaugebiet 'Altes Land'. Chemisch-biologische Untersuchungen. Monatsschrift - Magazin für den Gartenbau-Profi 03/2004, 162-164

Bischoff G, Stähler M, Ehlers K, Pestemer W (2003): Chemical-biological monitoring in drainage ditches in the orcharding region 'Altes Land' - Part 1: Application of pesticides and residues of active ingredients in surface waters. In: Pesticide in air, plant, soil & water system. Editors: A.A.M. Del Re, E.Capri, L. Padovani, M. Trevisan. Proceedings of the XII. Symposium Pesticide Chemistry, June 4 6, 2003, Piacenza - Italia, 831-840

Bischoff G, Pestemer W, Rodemann B, Küchler T (2003): Monitoring of terbuthylazine in surface waters adjacent to maize fields with potential run-off to prove the efficacy of vegetated buffer zones - test sites in Northern Germany. In: Pesticide in air, plant, soil & water system. Editors: A.A.M. Del Re, E.Capri, L. Padovani, M. Trevisan. Proceedings of the XII. Symposium Pesticide Chemistry, June 4 6, 2003, Piacenza - Italia, 841-848

Bischoff G, Rodemann B, Pestemer W (2003): Entry of pesticides into surface waters - new results of the Lamspringe run-off monitoring project 1999 - 2001. In: Pesticide in air, plant, soil & water system. Editors: A.A.M. Del Re, E.Capri, L. Padovani, M. Trevisan. Proceedings of the XII. Symposium Pesticide Chemistry, June 4 6, 2003, Piacenza - Italia, 849-856

Böhmer J, Zenker A, Ackermann B, Kappus B (2001): Macrozoobenthos communities and biocoenotic assessment of ecological status in relation to degree of human impact in small streams in southwest Germany. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery 8 (3-4): 407-419, 2001

Brock TCM, van Wijngaarden RPA, van Geest GJ (2000): Ecological risks of pesticides in freshwater ecosystems. Part 2: Insecticides. Alterra-Rapport 089. 142 pp., Alterra Green World Research, Wageningen, Netherlands.

Buhr L (2002): Das Lamspringe Projekt. Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 117, Fachgespräch 'Anwendungsbestimmungen für Pflanzenschutzmittel zum Schutz von aquatischen und terrestrischen Biozönosen (Flora und Fauna) in der Praxis - ein Erfahrungsaustausch' 17.- 18.04.2002, BBA, Braunschweig, S. 57-59

Campbell PJ, Arnold, DJS, Brock TCM, Grandy NJ, Heger W, Heimbach F, Maund SJ, Streloke M (1999): Guidance Document on Higher-tier Aquatic Risk Assessment for Pesticides (HARAP). SETAC-Europe Publication, Brussels.

Dembinski M, Jahn W, Obst G (2001): Untersuchung von aquatischen Makrozoen im Obst-Anbau-Gebiet 'Altes Land' zur Risikoabschätzung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln. Band III - Auswertung der Befunde. Bericht, Planula, Hamburg, 54 S.

DVWK-Fachaussschuß Gewässerinhaltsstoffe (1993): Eintrag von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen aus der Landwirtschaft am Beispiel eines Feldgrabens. DVWK Materialien 2/1993

Freier B, Kühne St, Triltsch H (2002): Feldstudien zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielarthropoden in Feldsäumen. Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 117, Fachgespräch 'Anwendungsbestimmungen für Pflanzenschutzmittel zum Schutz von aquatischen und terrestrischen Biozönosen (Flora und Fauna) in der Praxis - ein Erfahrungsaustausch' 17.- 18.04.2002, BBA, Braunschweig, S. 42-45

Gerth H, Andresen G, Olderog T, Sönnichsen H (2001): Gewässerrandstreifen und Pflanzenschutzmittel: Vertiefende Untersuchungen über die Bedeutung von Flora und Fauna der Parzellengräben in landwirtschaftlich genutzten Flächen. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (ed), Project Nr. 2000/32, Kiel

Giddings, JM, Brock TCM, Heger W, Heimbach F, Maund SJ, Norman SM, Ratte HT, Schäfers C, Streloke M (editors) (2002): Community-Level Aquatic System Studies: Interpretation criteria.. Pensacola, FL, USA: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). p 60

Grimm J, Kämmerer A, Süß A, Stähler M (1995): Untersuchungen auf Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes Brandenburg - Rückstände von Pflanzenschutzmitteln und Bodenfauna.. ZALF-Bericht Nr.22, Müncheberg, 1995, 4-9

Grimm J, Monse M, Hierold W, Schmidt R, Süß A, Kämmerer A, Stähler M, Schmidt H, Behrend R (1996): Bodendauerbeobachtung zur Bodenzustandsbeschreibung und -überwachung im Land Brandenburg.. Abschlußbericht F&E-Vorhaben A 8-2/93. im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg, Eberswalde, 154 S.

Günnewig, P (1997): Faunistische und limnologische Untersuchungen von PSM-Wirkstoff-belasteten Fließgewässern am Beispiel des Einzugsgebiets der Stevertalsperre Haltern. Diplomarbeit, Universität Münster

Hendley, P., Gonzalez-Valero, J., Maund, S., Liess, M., Von de Ohe, P., Holmes, C., Ball, M., Schaefer, C., Hommen, U., Biggs, J. (2003): Developing spatial approaches to predicting aquatic community occurrence across the agricultural landscape.. Presentation at 13th SETAC Europe Annual Meeting, Hamburg, 27.4.-1.5.2003

Hommen U, Schäfers C, Biggs J, Liess M, van der Ohe P, Dembinski M, Holmes C, Ball M, Maund S, Gonzalez-Valero J, Hendley P (2003): Landscape related community classification of macroinvertebrates in the region of Braunschweig, Germany. Presentation at 13th SETAC Europe Annual Meeting, Hamburg, 27.4.-1.5.2003

Jünger M (1991): Belastung der Oberflächengewässer mit Stickstoffverbindungen und Pflanzenschutzmitteln. In: Kooperation Land- und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet des Frischhofbaches (Ed.): Minimierung von Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleinträgen in Grund- und Oberflächengewässer, Steinfurt, S. 49-59

- Jüttersonke B (2001): Vegetationskundliche Erhebungen in Saumbiotopen als eine der Grundlagen der Risikobewertung von Herbizidabtrieb auf Nichtzielpflanzen in Nichtzielflächen. BBA Jahresbericht 2000 / Inst. für Folgeabschätzung im Pflanzenschutz
- Jüttersonke B (2003): Vegetationskundliche Erhebungen in Saumbiotopen als eine der Grundlagen der Risikobewertung von Herbizidabtrieb auf Nichtzielpflanzen in Nichtzielflächen. BBA Jahresbericht 2002 / Inst. für Folgeabschätzung im Pflanzenschutz
- Jüttersonke B, Arlt K (2004): Der Einfluss von Herbizidapplikationen auf Nichtzielpflanzen. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, Sonderheft XIX, 995-1002
- Kämmerer A, Stähler M, Schmidt H, Süß A (1996): Ökologisch-chemisches Verhalten von Pflanzenschutzmitteln und Analyse der Regenwürmer auf Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes Brandenburg zur Charakterisierung des Ist Zustandes - Stand 1995 -. BBA Jahresbericht 1995
- Kämmerer A, Süß A (1997): Analyse der Regenwürmer auf Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes Brandenburg zur Charakterisierung des Ist Zustandes. BBA Jahresbericht 1996, Inst. F. Ökotoxikologie
- Kämmerer A, Süß A (1997): Räumliche und zeitliche Variabilität der Regenwurmfauna als Meßparameter auf Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes Brandenburg.. Mitt. DBG 81, 353-356
- Klöppel H, Kördel W (1997): Pesticide volatilisation and exposure of terrestrial ecosystems. Chemosphere 35, 6, 1271-1289
- Klöppel H, Kördel W, Stein B (1997): Herbicide transport by surface runoff and herbicide retention in a filter strip: Rainfall and runoff simulation studies.. Chemosphere 35, 1/2, S.129-141
- Knewitz H, Weisser P, Koch H (2002): Drift-reducing spray application in orchards and biological efficacy of pesticides. Aspects of Applied Biology 66, p 231-236
- Koch H, Weisser P (2001): Spray deposits of plant protection products on plants - potential exposure for non target arthropods.. Chemosphere, 44 (2) pp. 307-312.
- Koch H (2004): Visualisation of drift deposits on off-crop canopies. Aspects of Applied Biology 71, 441-448.
- Koch H, Weißer P, Landfried M, Strub O (): Exposition durch Pflanzenschutzmittelabtrieb an Blattoberflächen von Nichtzielpflanzen in terrestrischen Saumstrukturen. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz (Journal of Plant Diseases and Protection), Sonderheft XVIII, Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart
- Koch H, Strub O, Weißer P (2004): The patchiness of pesticide drift deposition patterns in plant canopies. Nachrichtenblatt Deut. Pflanzenschutzd. 56, 25-29
- Koch H, Weisser P (2004): Die Gesamtoberfläche von Saumstrukturen als potentielle Retentionsfläche für Driftpartikel, Retention Area Index (RAI). Nachrichtenblatt Deut. Pflanzenschutzd. 56, 65-69.
- Koch H, Weißer P, Landfried M (2003): Effect of drift potential on drift exposure in terrestrial habitats. Nachrichtenblatt Deut. Pflanzenschutzd., 55, 181-188
- Koch H, Weißer P, Strub O (2004): Comparison of dose response of pesticide spray deposits versus drift deposits.. Nachrichtenblatt Deut. Pflanzenschutzd. 56, 30-34
- Kördel W, Rönnefahrt, Winkler R (0): Feldversuche zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln über Drainage - Abschätzung der Belastung aquatischer Ökosysteme - Field experiments to determine the discharge of pesticides by effluents of drains - estimation of the impact on aquatic ecosystems. Gesunde Pflanzen 49 (1997), Nr.5, S.163-169: Ill., Lit. ISSN 0367-4223"
- Kühne S, Freier B, Jüttersonke B, Baier B, Schenke D, Kaul P, Heimbach U (2000): Risikobewertung der Auswirkungen von Insektiziden auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen. Untersuchungen zu Veränderungen der Struktur der Arthropodengesellschaft und vegetationskundliche Aufnahmen. BBA Jahresbericht 1999, Inst. für integrierten Pflanzenschutz
- Kühne S, Freier B, Jüttersonke B (1999): Risikobewertung der Auswirkungen von Insektiziden auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen. Untersuchungen zu Veränderungen der Struktur der Arthropodenge-

sellschaft und vegetationskundliche Aufnahmen. BBA Jahresbericht 1998, Inst. für integrierten Pflanzenschutz

Kühne S, Freier B, Kaul P, Kalthoff N (2001): Einfluss von Pflanzenschutzmittels auf Heuschrecken (*Salatoria*) in Saumstrukturen. Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 13, 245-248

Kühne S, Freier B, Schenke D, Baier B, Jüttersonke B, Heimbach U (2001): Feldstudie zur Risikobewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmittelabtrift auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen. BBA Jahresbericht 2000, Inst. für integrierten Pflanzenschutz

Kussatz C, Schudoma D, Throl C, Kirchhoff N, Rauert C (2001): Quality targets for active ingredients of pesticides to protect inland surface waters. UBA Texte 08-01, Umweltbundesamt Berlin, 176 S.

Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, Kreisstelle Coesfeld (2000): Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre. Ein Bericht über die Ergebnisse der Beratung in 1999. Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre (Ed.), Coesfeld, ISBN 3-00-006191-6

Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, Kreisstelle Coesfeld (2001): Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre. Ein Bericht über die Ergebnisse der Beratung in 2000. Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre (Ed.), Coesfeld, ISBN 3-00-006191-6

Langhof M, Gathmann A, Poehling H-M (2003): Effect of insecticide spray drift on field boundaries - a case study surveying cereal aphids and their parasitoids.. IOBC/wprs Bulletin Vol. 26 (4), 89-94

Langhof M, Gathmann A, Poehling H-M (2003): Field study on the effects of insecticide drift on non-target arthropods: Residual toxicity, effect on populations and recolonisation processes.. IOBC/wprs Bulletin Vol. 26 (5), 73-83

Langhof M, Gathmann A, Poehling H-M, Meyhöfer R (2003): Impact of insecticide drift on aphids and their parasitoids: residual toxicity, persistence and recolonisation. Agriculture, Ecosystems and Environment, 94, 265-274

Langhof M, Gathmann A, Poehling H-M, Meyhöfer R (2003): Impact of insecticide drift on aphids and their parasitoids: residual toxicity, persistence and recolonisation. Agriculture, Ecosystems and Environment 94, 265 - 274

Langhof M, Gathmann A, Pöhling H-M (2004): Effekte der Insektizidabdrift auf Nichtzielarthropoden in einer terrestrischen Saumstruktur. Mitt. aus der BBA für Land- und Forstwirtschaft, 54. Deutsche Pflanzenschutztagung in Hamburg, 20. - 23.09.2004, Heft 396, S. 156

LAWA (2003): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. Teil III: Erprobung der Zielvorgaben für Wirkstoffe in Herbiziden und Insektiziden in Oberflächengewässern für das Schutzgut 'Aquatische Lebensgemeinschaften'.. Herausgegeben von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) unter Vorsitz des Niedersächsischen Umweltministeriums Hannover, Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH, Postfach 47 04 49, 12313 Berlin

Liess M, Kuhnert D (1997): Driftmessungen und Abundanzuntersuchungen an zwei Gewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland bei Lamspringe und Wöllersheim, Südostniedersachsen. Report, TU Braunschweig Januar 1997

Liess M, Schulz R (1999): Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 18, No. 9, pp. 1948-1955, 1999

Liess M, Schulz R (1999): Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. Env Tox Chem 18, 9, 1948-1955

Liess M, Schulz R, Berenzen N, Nanko-Drees J, Wogram J (2001): Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern in landwirtschaftlich genutztem Umland (Pesticide contamination and macroinvertebrate communities in running waters in agricultural areas). UFP Bericht 29624511, UBA-FB 000187, UBA, Berlin

Liess M, Schulz R, Berenzen N, Nanko-Drees J, Wogram J (2001): Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern in landwirtschaftlich genutztem Umland (Pesticide contamina-

tion and macroinvertebrate communities in running waters in agricultural areas). UFP Bericht 29624511, UBA-FB 000187, UBA Berlin

Liess M, von der Ohe P, Holmes C, Ball M, Biggs J, Gonzalez Valero J, Hendley P, Maund S (2003): Parameters driving composition of invertebrate communities in agricultural streams.. Presentation at 13th SETAC Europe Annual Meeting, Hamburg, 27.4.-1.5.2003

Liess, M., von der Ohe, P. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. Environmental Toxicology and Chemistry. Accepted.

LUA NRW (2002): Gewässergütebericht 2001 Nordrhein-Westfalen - Berichtszeitraum 1995 - 2000.. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. Essen. 274 S.

Malkomes H-P (1999): Ökotoxische Auswirkungen der Applikation von Fenikan (Diflufenican + Isoproturon) in Wintergerste bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. Teil 2: Wirkung auf mikrobielle Aktivitäten im Boden. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 51 (7), 176-189

Malkomes HP, Neuhaus W, Nirenberg HI, Pallutt B, Reese-Stähler G (1999): Einfluß von BUTISAN S (Metazachlor) auf Kurzzeitatmung, Dehydrogenaseaktivität, Bodenalggen und Bodenpilze eines sandigen Lehmbodens in Winterraps. BBA Jahresbericht 1998, Inst. für Ökotoxikologie

Mueller ACW, Seefeld F (2001): Zu den Auswirkungen von Decis-Spraydrift auf das Zooplankton in den Gräben des Obstanbaugebietes Altes Land. BBA Jahresbericht 2000, Inst. für Ökotoxikologie

Mueller ACW, Süß A, Seefeld F, Palm G, Quast P (1998): Auswirkungen von Deltamethrin auf Zooplankton und Zoobenthon in Gräben des Obstanbaugebietes Altes Land. BBA Jahresbericht 1997, Inst. für Ökotoxikologie

Mueller ACW, Süß A, Stähler M (2002): Modelluntersuchungen zu den Auswirkungen der Abtrift ausgewählter Pflanzenschutzmittel – Teil 2: Auswirkungen von KARATE-Abtrift auf Zuckmücken, Wasserflöhe und Bachflohkrebse. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch. 390, S. 377

Neuhaus W (1999): Ökotoxische Auswirkungen der Applikation von Fenikan (Diflufenican + Isoproturon) in Wintergerste bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. Teil 3: Wirkung auf Abundanz von Bodenalggen. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 51 (8), 197-204

Neuhaus W, Malkomes H-P, Reese-Stähler G, Pallutt B (2000): Einfluß von BUTISAN S (Metazachlor) auf Dehydrogenaseaktivität und Kurzzeitatmung sowie Algen im Boden in Beziehung zu den Herbizidrückständen unter Winterraps. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 52 (11), 265-273

Neuhaus W, Seefeld F (1999): Einfluß von STOMP SC (Pendimethalin) auf eukaryotische Bodenalggen in Beziehung zu den Rückständen in einem anlehmigen Sandboden. BBA Jahresbericht 1998, Inst. für Ökotoxikologie

Pantel S (2003): Vorschläge zur multivariaten Strukturanalyse varianzreicher Tiergemeinschaften. Dissertation, RWTH Aachen

Peterwitz U, Rodeck O (?): Ökonomisch und ökologisch nachhaltige Wasserversorgung am Beispiel der Halterner Seen. In: Der Wassersektor in Deutschland - Methoden und Erfahrungen. Dokumentation im Auftrag des UBA und BMU. Wissenschaftliche Bearbeitung: Karl-Ulrich Rudolph, Thomas Block. <http://www.umweltbundesamt.org/wsektor/>

Reese-Stähler G, Klementz D, Pestemer W (1997): Rückstandsverhalten von FENIKAN unter dem Einfluß verschiedener Bodenbearbeitungsmaßnahmen - Vergleich gemessener und simulierter Rückstandsgehalte von Diflufenican und Isoproturon. BBA Jahresbericht 1996, Inst. für Ökologische Chemie"

Reese-Stähler G, Klementz D, Pestemer W (1997): Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von PSM in Oberflächengewässer durch Abschwemmung oder Abtrift - Rückstandsanalytik 1996. BBA Jahresbericht 1996, Inst. Für Ökologische Chemie

Reese-Stähler G, Pestemer W (1999): Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von PSM in Oberflächengewässer durch Abschwemmung oder Abtrift - Rückstandsanalytische Ergebnisse im Versuchsjahr 1997/98 -. BBA Jahresbericht 1998, Inst. Für Ökologische Chemie"

- Reese-Stähler G, Pestemer W (2002): Measurement of selected pesticides and their impact on surface water in a research catchment. In: Human and Environmental Exposure to Xenobiotics. Proceedings of the XI. Symposium Pesticide Chemistry, 11.-15. Sept. 1999, Cremona, Italy, S. 433-440
- Reese-Stähler G, Pestemer W, Pallutt B (1999): Ökotoxische Auswirkungen der Applikation von Fenikan (Diflufenican + Isoproturon) in Wintergerste bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. Teil 1. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 51 (7), 176-184
- Rexilius L, Koch U (2002): Felduntersuchungen zum Nachweis von Wirkstoffeintägen in kleine Fließgewässer nach Ausbringung Glyphosate-haltiger Pflanzenschutzmitte auf Maisstoppelfeldern in Schleswig-Holstein. Poster, GdCh 2002
- Roß-Nickoll M, Lennartz G, Fürste A, Mause R, Ottermanns R, Schäfer A, Smolis M, Theißen B, Toschki A, Ratte HAT (2004): Die Arthropodenfauna von Nichtzielflächen und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes. Bericht. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 200 63 403
- Rott U, Schlichtig B (2004): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in Oberflächengewässer am Beispiel des Bodenseezuflusses Seefelder Aach - Untersuchungsprogramm 2002. Abschlussbericht. Inst. Für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft der Univ. Stuttgart
- SANCO (2002): Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology in the context of the Directive 91/414/EEC. Working Document. Sanco/3268/2001 rev.4 (final). 17 October 2002.
- Schäfers C, Hommen U, Dembinski M, Gonzalez-Valero JF (): Macroinvertebrate community structure in relation to the potential of pesticide exposure: ditches of the orchard region 'Altes Land', Germany. Submitted, Env Tox Chem
- Schenke D (1994): Umweltmonitoring für Pflanzenschutzmittel im Land Brandenburg II. Chlorierte Kohlenwasserstoffe im Moos. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 46 (10), 214-218
- Schenke D, Baier B, Heimbach U (1999): Risikobewertung der Auswirkungen von Insektizidanwendungen auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen. Teil: Ermittlung von Exposition und Auswirkungen auf boden- und pflanzenbewohnende Organismengruppen. BBA Jahresbericht 1998, Inst. für Ökotoxikologie"
- Schenke D, Baier B, Heimbach U (2004): Effects of lambda-cyhalothrin on carabid beetles in the field:—two methods - two results - different conclusions?. 14th Annual Meeting of SETAC Europe, Prague, Czech Republic, 18.-22.04. 2004, Abstract TUPO21/005, 229
- Schenke D, Baier B, Kaul P, Gebauer S, Heimbach U, Kunde B (2003): Measurement of exposure of fauna and flora in field and field margins after application of Karate WG as a basis of risk assessment. 13th Annual Meeting of SETAC Europe, Hamburg, Germany, 27.04.-01.05. 2003, Abstract WEP-32, 170
- Schenke D, Kühne S (2002): Rückstandsuntersuchungen an Heuschrecken in Auswirkungen der Abdrift von Insektiziden in einem Saumbiotop. Agrarökologie 42, 2002, 64-69
- Schenke D, Kühne S, Kalthoff N (2001): Risikobewertung der Exposition durch Pflanzenschutzmittelabdrift - Beispielhaft an Heuschrecken in einem Grasstreifen. BBA-Jahresbericht 2000. Inst. für Ökotoxikologie
- Schenke D, Schmidt H, Stähler M (1994): Umweltmonitoring für Pflanzenschutzmittel I. Aufbau eines Überwachungssystems im Land Brabdebburg. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 46 (10), 209-213
- Schlichtig B, Rott U (2004): Integrierter Gewässerschutz an der Seefelder Aach - Schwerpunkt Pflanzenschutzmittel. Wasser und Abfall 4, 43-49
- Schlichtig B, Schüle E, Rott U (2001): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Seefelder Aach. Wasser und Abfall 3, 20 - 28
- Schmidt H, Stähler M (1997): Oberflächenabfluß von Herbiziden auf Kleinparzellen. BBA Jahresbericht 1996, Institut für Ökotoxikologie
- Schmidt H, Stähler M, Deumlich D, Kühn S (1997): Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer als mögliche Quelle der Beeinträchtigung von Gewässerflora und fauna. BBA Jahresbericht 1996, Institut für Ökotoxikologie

- Schmidt H, Stähler M, Schenke D (1995): Umweltmonitoring für Pflanzenschutzmittel im Land Brandenburg III. Ergebnisse und Schlußfolgerungen. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 47 (11), 279-286
- Schültken et al. (2002): Gewässermonitoring Altes Land - Ergebnisse 2001. Report, NLÖ Hildesheim
- Schültken et al. (2003): Gewässermonitoring Altes Land - Ergebnisse 2002. Report, NLÖ Hildesheim
- Schültken H., Herbst V, Jandel B, Köster K (2004): Gewässermonitoring Altes Land - Ergebnisbericht 2003. Report, NLÖ Hildesheim
- Schulz R (2004): Field Studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-sources.. Environ Qual 33: 419-448
- Seefeld F, Mueller ACW (2000): Auswirkungen von DECIS FLÜSSIG auf das Zooplankton sowie das Rückstandsverhalten von Deltamethrin in Wasser und Sediment in Gräben des Obstanbaugebietes Altes Land. BBA Jahresbericht 1999
- Seefeld F, Süß A, Mueller ACW, Palm G, Quast P (1999): Auswirkungen von DECIS FLÜSSIG auf die Makrofauna sowie Rückstandsverhalten von Pyrethroiden in Wasser und Sediment in Gräben des Obstanbaugebietes Altes Land. BBA-Jahresbericht 1998, Inst. F. Ökotoxikologie
- Sönnichsen H (2002): Untersuchungen über die Bedeutung von Flora und Fauna der Parzellengräben in ackerbaulich (landwirtschaftlich) genutzten Flächen auf der Insel Nordstrand. Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 117, Fachgespräch 'Anwendungsbestimmungen für Pflanzenschutzmittel zum Schutz von aquatischen und terrestrischen Biozönosen (Flora und Fauna) in der Praxis - ein Erfahrungsaustausch' 17.- 18.04.2002, BBA, Braunschweig, S. 55-56
- Stähler M (1993): Niederschlagmonitoring im Land Brandenburg. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 45 (2), 32-36
- Stähler M, Pestemer W (2003): Approaches to active biological monitoring of pesticide concentrations. Poster, XII. Symposium Pesticide Chemistry 'Pesticides in air, plant, soil and water system', Piancenza, 4.-6.June 2003
- Sturm A, Wogram J, Hansen P-D, Liess M (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. Env Tox Chem, 18, 2,194-200
- Süß A (1998): Ökotoxische Auswirkungen einer simulierten Pflanzenschutzmittel-Abdrift in periodisch trockenfallenden Gräben. BBA Jahresbericht 1997, Inst. für Ökotoxikologie
- Süß A (1999): Untersuchungen zum Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf die aquatische Makrofauna in einem kleinen Fließgewässer. BBA Jahresbericht 1998
- Süß A, Bischoff A, Mueller ACW, Stähler M, Pestemer W (2004): Chemisch-biologische Untersuchungen zum Zustand der Gewässer im 'Alten Land'. Mitteilungen des Obstbauversuchsrings des Alten Landes 59 (4) 2004, 115-123
- Süß A, Bischoff G, Mueller ACW (2004): Gewässer- Monitoring im Obstanbaugebiet Altes Land. Obstbau 29 (2004) 10, S. 490-493
- Süß A, Bischoff G, Mueller ACW (2004): Risk of pesticide residues for aquatic life and structure of invertebrate communities in ditches - A case study using parallel chemical and biological monitoring. SETAC Europe 14th Annual Meeting, Prague, Czech Republik, 18-22 April 2004, Abstracts, 99
- Süß A, Bischoff G, Stähler M, Mueller ACW, Pestemer W (2002): Bewertung der PSM-Belastung in Gräben des 'Alten Landes' hinsichtlich der Gefährdung aquatischer Organismen. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch. 390 (2002), S. 381
- Süß A, Bischoff G, Stähler M, Mueller ACW, Pestemer W (2004): Bewertung der Pflanzenschutzmittel-Belastung in Gräben des Alten Landes hinsichtlich der Gefährdung aquatischer Organismen. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch. 396 (2004), S. 612-613

- Süß A, Voss J (1999): Ökotoxische Auswirkungen der Applikation von Fenikan (Diflufenican + Isoproturon) in Wintergerste bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. Teil 4: Auswirkung auf Collembolen und Bodenmilben. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 51, S. 205-211
- Süß A, Mueller ACW (2003): Biologisches Monitoring im Alten Land. Vortrag in der BBA Berlin, Oktober 2003
- Süss A, Mueller ACW, Pestemer W (2003): Chemical-biological monitoring in ditches in the orcharding region 'Altes Land'. Part 2: Survey of aquatic zoocenoses. In: Pesticide in air, plant, soil & water system. Editors: A.A.M. Del Re, E.Capri, L. Padovani, M. Trevisan. Proceedings of the XII. Symposium Pesticide Chemistry, June 4-6, 2003, Piacenza - Italia
- Süß A, Mueller ACW, Stähler M (2002): Biologisch-chemisches Monitoring in Gräben des Alten Landes-Teil 2: Artenspektrum und Abundanzdynamik von aquatischen Organismen. Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch. 390 (2002), S. 381
- Süß A, Schmidt H (2000): Untersuchungen zum Einfluss von DECIS FLÜSSIG auf die aquatische Makrofauna sowie zur raum-zeitlichen Ausbreitung von Deltamethrin in einem kleinen Fließgewässer in Baden-Württemberg. BBA Jahresbericht 1999
- Süß A, Schmidt H (2001): Auswirkungen einer simulierten Abtrift von DECIS FLÜSSIG auf die aquatische Makrofauna sowie raumzeitliche Ausbreitung von Deltamethrin im Lehlesbach. BBA Jahresbericht 2000, Inst. für Ökotoxikologie
- Süß A, Schmidt H (2002): Auswirkungen von simulierter Abtrift von DECIS FLÜSSIG auf die aquatische Makrofauna sowie Rückstandsverhalten von Deltamethrin.. Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch. 390 (2002), S. 382-383
- Süß A, Schmidt H, Reese-Stähler G (2000): Ökotoxische Auswirkung einer simulierten Pflanzenschutzmittel-Abtrift in einem periodisch trockenfallenden Graben.. Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch. Berlin-Dahlem 376, 443 - 444
- Süß A, Schmidt H, Schmidt K (2000): Untersuchungen zum Einfluss von DECIS FLÜSSIG (Deltamethrin) auf die aquatische Makrofauna sowie zur raum-zeitlichen Ausbreitung des Wirkstoffes in einem kleinen Fließgewässer. Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch. Berlin-Dahlem 376, 442 - 443
- Triebskorn et al. (2000): Validierung und Einsatz verschiedener biologischer Tests und Biomarker (=Biotests) sowie Anwendung chemischer und mathematisch-statistischer Methoden zur Bewertung der Belastung kleiner Fließgewässer mit Umweltchemikalien. BMBF- Förderkennzeichen: 070TX214)
- Triltsch H, Freier B, Kühne S, Wick M (2001): Wiederbesiedlung von Feldsäumen durch Arthropoden nach einem chemischen 'knock-out'. BBA Jahresbericht 2000, Inst. für integrierten Pflanzenschutz
- Triltsch H, Freier B, Kühne S, Karg W, Stark A (2001): Wiederbesiedlung und Erholung von lokalen Arthropodenpopulationen in Feldsäumen nach einem chemischen Knock-out. Mitt. Dtsch. Ges. Angew. Ent. 13, 237-240
- Van den Brink PJ, Roelsma J, van Nes EJ, Scheffer M, Brock TCM (2002): PERPEST model, a case-based reasoning approach to predict ecological risks of pesticides. Env Tox Chem 21: 2500-2506
- Van Wijngaarden RPA., Cuppen JGM, Arts GHP, Crum SJH, van den Hoorn MW, van den Brink PJ, Brock TCM (2004): Aquatic risk assessment of realistic exposure to pesticides used in bulb crops: a microcosm study. Env Tox Chem 23: 1479-1498
- Waldhardt R (2000): Gefährdung der Ackerrandstreifenflora durch Pflanzenschutzmittel: Beispiele und Schutzmaßnahmen. Gutachten zum Thema 'Beispiele einer konkreten Gefährdung von Vertretern der Ackerrandstreifenflora durch Pflanzenschutzmittel' im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, Förderkennzeichen 360 03 021, 95 S.
- Waldhardt R, Otte A (2002): Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf terrestrische Nichtzielorganismen und -systeme: Forschungsstand, -bedarf und ökotoxikologische Methoden. Wasser & Boden 54/3: 17-19.
- Weisser P, Landfried M, Koch H (2002): Off-crop drift sediments on plant surfaces - exposure of non-target organisms. Aspects of Applied Biology 66, p225-230

Wick M, Freier B (2000): Long-term effects of an insecticide application on non-target arthropods in winter wheat - a field study over two seasons. *Journal of Pest Science* 73, 3, 61-69

Wogram J (2001): Auswirkungen der Pflanzenschutzmittelbelastung auf Lebensgemeinschaften in Fließgewässern des landwirtschaftlich geprägten Raumes. Dissertation, TU Braunschweig 2001, 125 S.

Zenker AK (2004): Assessing pesticide impacts in running waters with a multimetric index based on macrozoobenthos data. Poster, presented at the SETAC GLB Meeting in Aachen, 6.-8.10.2004

9 Anhang

9.1 Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Maximal gefundene Wirkstoffkonzentrationen [$\mu\text{g a.i./L}$]im Riedgraben (aus Schlichtig et al. 2001) und kurzfristig unbedenkliche Konzentrationen (UK) nach BVL-Liste [$\mu\text{g/L}$]	20
Tab. 2:	Ansätze von drei Monitoringprojekten im Alten Land bei Hamburg	25
Tab. 3:	Zusammenfassung der Ergebnisse des chemischen Monitorings im BBA-Projekt: Maximalkonzentrationen von PSM-Wirkstoffen (2001 - 2003) und ökotoxikologische Bewertung (aus Süß et al. 2004).....	28
Tab. 4:	Vergleich der maximalen gefundenen Wirkstoffkonzentrationen im chemischen Monitoring des NLÖ-Projektes und kurzfristig unbedenkliche Konzentrationen (UK) nach BVL-Liste (Überschreitung der BVL UK sind markiert)	30
Tab. 5:	Maximal gefundene Wirkstoffkonzentrationen [$\mu\text{g/L}$] im Projekt 3 (Fließgewässer im Raum Braunschweig) im Vergleich zu EC50 von <i>Daphnia magna</i> und kurzzeitig unbedenkliche Konzentrationen nach BVL-Liste (s. Abschnitt 9.4, S. 79)	33
Tab. 6:	Übersicht über BBA-Studien zur Wirkung der Pyrethroiddrift auf Invertebraten in Gräben des Alten Landes	37
Tab. 7:	PSM-Wirkstoffnachweise in Nachtweidegraben 1989 in 13 Probenahmen von April bis Oktober. n = Anzahl der Nachweise, Max = maximal gefundene Konzentration, MW =Mittelwert, ZV-LAWA = Zielvorgaben der LAWA	40
Tab. 8:	Zusammenfassung der Ergebnisse der Rückstandsanalytik im Lamspringe Projekt (aus Bischoff et al. 2003). Angaben in $\mu\text{g a.i./L}$. Es sind nur die PSM gelistet, die zumindest einmal nachgewiesen wurden ($> 0.05 \mu\text{g/L}$).....	44
Tab. 9:	Übersicht über Auftreten und Fehlen von Effekten in den erfassten Studien, Erläuterung s. Text	49
Tab. 10:	Fälle, in denen langfristige PSM-Effekte nicht ausgeschlossen werden konnten	54
Tab. 11:	Kurzfristig unbedenkliche Wirkstoffkonzentrationen [$\mu\text{g/L}$] in Gewässern („BLV-Liste“)	79
Tab. 12:	Schwerpunkt, Ansätze und untersuchte Umweltkompartimente der erfassten Projekte.	83

9.2 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Monitoringansätze zur Erfassung möglicher Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielflächen.....	12
Abb. 2:	Microsoft Access Datenbank zur Speicherung der Information zu den einzelnen Projekten	15
Abb. 3:	Anteil der erfassten Projekte nach verwendetem Monitoringansatz.....	16
Abb. 4:	Principal Response Curves für Makroinvertebraten in 21 Gräben (inklusive solcher and ökologisch bewirtschafteten Kulturen) im Alten Land 10% der Gesamtvarianz wurde durch die Zeit erklärt und sind auf der X-Achse dargestellt. 15% der Gesamtvarianz wurden durch das Expositionspotential erklärt. 42% davon sind in den PRCs auf der Y-Achse dargestellt. Die PRC waren insgesamt signifikant ($p = 0.006$ in einem Monte-Carlo-Permutationstest). * zeigen signifikante ($p < 0.05$) Unterschiede zur gering belasteten Standortgruppe an. Die species weights stellen ein Maß für die Übereinstimmung der Dynamik der einzelnen Arten mit den PRCs dar. Es sind nur die jeweils 10 Arten mit den höchsten bzw. niedrigsten Gewichten dargestellt (I = Isopoda, E = Ephemeroptera, P = Pulmonata, H = Heteroptera, O = Oligochaeta)	26
Abb. 5:	Populationsdynamik von <i>Asellus aquaticus</i> (links) und <i>Cloeon dipterum</i> (rechts).....	26
Abb. 6:	Paarweiser Vergleich der Makroinvertebratengemeinschaft an Standorten mit integrierter (i), ökologischer (e) Umlandnutzung oder Weidewirtschaft (p), aus Liess et al. (2001)	32
Abb. 7:	Korrelation zwischen der Summe der Toxic Units und SR-Index an 13 Fließgewässern im Raum Braunschweig, aus Liess et al. (2001). Das Referenzgewässer wurde nicht in der Analyse berücksichtigt, da es sich um ein Gewässer in nicht bewirtschafteten Feuchtwiesen handelte.....	33
Abb. 8:	Einfluss von PSM-Belastung und Fließstrecke durch Wald um Oberlauf auf die Anzahl sensibler Makroinvertebratenarten in 19 Fließgewässern im Raum Braunschweig (aus Liess et al. 2003)	35
Abb. 9:	Isoproturongehalte der Stever - Messstelle "Füchtelner Mühle" (aus Peterwitz & Rod-eck, kein Datum angegeben, pdf_Datei von http://www.umweltbundesamt.org/wsektor/)	41
Abb. 10:	Vergleich der Häufigkeit von PSM-Nachweisen in der Lamme (aus Bischoff et al. 2003).....	43
Abb. 11:	Zuordnung der Effektklassen auf die 34 Datensätze mit realistischer Exposition, in denen Effekte untersucht wurden	52
Abb. 12:	Zuordnung der Effektklassen auf die 12 Datensätze, in denen Effekte untersucht und statistisch geprüft wurden	53

9.3 Fachgespräch am 22.03.2004 “Monitoring der Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf den Naturhaushalt“

**Tagungsort: Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL),
Braunschweig**

9.3.1 Tagesordnung

Beginn 11:00

- TOP 1: Begrüßung / Einführung (M. Streløke, BVL)
- TOP 2: Vorstellung des Projektes (U. Hommen, Fraunhofer IME)
- TOP 3: Vorstellung eines Reviews über Auswirkung auf Ackerrandstreifen (C. Kühnast, BASF, M. Riffel, RIFCON)
- TOP 4: Ergebnisse des EPIF-Workshops (M. Liess, UFZ Leipzig)
- Diskussion (Leitung: M. Streløke)
 1. Welche Studien gibt es in Deutschland bisher? (Fragestellungen und Ansätze)?
 2. Gibt es nachweisbare „Nebenwirkungen“ von Pflanzenschutzmitteln?
 3. Anregungen für das Projekt, Forschungsbedarf

Ende 15: 30

9.3.2 Diskussion

Ad. 1: Studien, Fragestellungen und Ansätze

Von den Teilnehmern des Fachgesprächs wurden keine weiteren Monitoringstudien genannt, die noch in das Projekt aufgenommen werden sollten. Die Zusammenstellung und Klassifizierung der Studien wurde allgemein akzeptiert.

Die Unterteilung der Ansätze in „chemisch“, „biologisch“ (statt „aktiv biologisch“) und „ökologisch“ (statt „passiv biologisch“) wurde z. T. als missverständlich empfunden. Im vorliegenden Bericht wurde daher anstelle des Begriffs „Biologisches Monitoring“ der Term „Ökotoxikologisches Monitoring“ verwendet, um klar zu machen, dass hiermit ähnlich Endpunkte wie in Labortests erfasst werden (z. B. Letalität, Nachkommenzahl, Wachstum, Verhalten). Der Begriff „Ökologisches Monitoring“ wurde beibehalten, um zu betonen, dass die erfassten Endpunkte Eigen-

schaften der Population oder der Lebensgemeinschaft beschreiben (z. B. Abundanz, Artensammensetzung).

Ad. 2: Effekte von PSM im Freiland

Es bestand keine Übereinstimmung in der Beurteilung der Ergebnisse von Monitoringstudien im Hinblick auf PSM als Verursacher von Schäden an Populationen und Lebensgemeinschaften. Ein Teil der Teilnehmer erkannte in verschiedenen Studien klare Hinweise auf Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen, während andere Teilnehmer der Ansicht waren, dass PSM im Vergleich zu anderen Stressoren nur eine untergeordnete Rolle spielen. Herr Künnast stellte erste Ergebnisse einer Literaturstudie über die Auswirkung von Ackerrandstreifen mit der Schlussfolgerung vor, dass PSM geringe Effekte auf Nichtzielorganismen haben.

Ad. 3: Anregungen, Forschungsbedarf

In der Diskussion wurden die folgenden Anregungen für die Fortführung des Projektes gegeben:

- Gewollte Applikationen von höheren Dosen sollen von Applikation nach normaler landwirtschaftlicher Praxis unterschieden werden.
- Es soll versucht werden für die einzelnen Studien abzuleiten, ob Effekte überhaupt auftreten konnten (Vergleich der Exposition mit Effektdaten)
- Generell sollen die Effekte genauer differenziert werden

Kommentare, Anregungen und Forderungen zu künftigen Monitoringstudien betrafen:

- die Forderung, auch Monitoringstudien zu Basisdaten / Biozönosen zu erfassen, um einen besseren Wissen über die Biozönosen in Agrargebieten zu erhalten (in diesem Zusammenhang wurde auch Veröffentlichung von Rohdaten in Monitoringprojekten gewünscht, um eventuell neue Analysen durchführen zu können.),
- die Forderung, konkrete Sollvorstellungen für solche Biozönosen abzuleiten. Dabei wurden auch auf die Schwierigkeiten hingewiesen, solche Sollwerte zu definieren (Stichwort invasive Arten),
- den Vorschlag, Karstgebiete als Risikogebiete in zukünftige Monitoringpläne stärker zu berücksichtigen,

- den Hinweis, dass die Variabilität der Referenzstandorte teilweise stärker als PSM-Effekte sein kann und daher Regressionsansätze und Gradientenanalysen oft besser für eine Auswertung geeignet sind als Ansätze zu Hypothesen-Testung (z.B. ANOVA)
- den Hinweis, dass in Deutschland anscheinend bisher keine Studien zu möglichen ökologischen Effekten von PSM auf Wirbeltiere vorliegen (Wogram (2001) untersuchte Biomarker (Inhibition von Cholinesterasen) an Stichlingen im Freiland, wobei die ökologische Bedeutung noch unklar ist).
- den Hinweis, dass auch ohne statistischen Nachweise mehrere Autoren eine Verarmung der Flora in Agrargebieten beschreiben und zumindest teilweise auf Herbizide zurückführen
- den Vorschlag „Species of Risk“ in Gruppen zusammenfassen, um diese als Indikator für PSM-Effekte zu nutzen,
- den Vorschlag auch Mesokosmosdaten in die Bewertung von Monitoringergebnissen einfließen zu lassen
- die Bedeutung der Methoden für die Trennschärfe, insbesondere die Bedeutung der ereignisorientierten Probenahme zum Nachweis von PSM-Einträgen

9.3.3 Teilnehmerliste

Bischoff	G.	BBA
Dechet	F.	IVA
Dembinski	M.	Planula
Fischer	R.	BVL
Forster	R.	BVL
Freier	b.	BBA
Gonzales-Valero	J.	Syngenta
Hommen	U.	Fraunhofer IME
Kula	C.	BVL
Künast	C.	BASF
Lennarz	F.	gaiac
Liess	M.	UFZ Leipzig
Michalski	B.	UBA
Morgenstern	M.	BVL
Ratte	H.T.	RWTH Aachen
Ressler	H.	Syngenta
Reuter	S.	DLR Rheinpfalz
Riffel	M.	RIFCON
Schaefers	C.	Fraunhofer IME
Schmitz	S.	UBA
Schültken	H.	NLÖ
Schulz	R.	Syngenta
Stein	B.	UBA
Streloke	M.	BVL
Süß	A.	BBA
Ufer	U.	BASF
Waldhardt	R.	Justus-Liebig-Universität Gießen
Waldmann	R.	BVL
Wogram	J.	UBA

9.4 Unbedenkliche Konzentrationen einiger PSM

Zur Verfügung gestellt von Dr. M. Strelake, BVL:

„In der folgenden Tabelle sind die Konzentrationen einzelner Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln aufgeführt, bei denen nicht mit unannehmbaren Auswirkungen auf Gewässerorganismen zu rechnen ist. Der relevante Unsicherheitsfaktor ist demzufolge berücksichtigt.“

Tab. 11: Kurzfristig unbedenkliche Wirkstoffkonzentrationen [$\mu\text{g/L}$] in Gewässern („BLV-Liste“)

	Wirkstoff	Unbedenkliche Konzentration [$\mu\text{g/L}$] (kurzfristig)
	Aclonifen	0.6
	Aldrin	k.A.
	Amidosulfuron	1.7
	AMPA (M=Metabolit)	
	Arsen	k.A.
	Atrazin	2.2
	Azinphos-ethyl	0.002
	Azinphos-methyl	4
	Benomyl/Carbendazim	0.32
	Bentazon	535
	Bifenox	0.1
	Bromacil	k.A.
	Captan	5.6
	Carbendazim	1.1
	Carfentrzone-ethyl	0.57
	Cinidion-Ethyl	2.05
	Chloralhydrat	k.A.
	Chlordan	0.003
	Chlormequatchlorid	390
	Chlorpropham	330
	Chloroform	k.A.
	Chlortoluron	2.3
	Clomazone	200
	Coumaphos	0.074
	Cyhalothrin	
	Cyanazin	0.483
	Cycloxydim	2150
	Cypermethrin	0.002
	Cyprodinil	0.8
	2.4-D	58
	Demeton-Verb.	k.A.
	Desmedipham	1
	Demeton(-S-methyl)	0.23

	Wirkstoff	Unbedenkliche Konzentration [$\mu\text{g/L}$] (kurzfristig)
	Dicamba	3800
	1.2-Dibromethan	150
	Dichlofluanid	0.2
	1.3-Dichlorpropen	39
	Dichlorprop	410
	Dichlorvos	0.0019
	Diflufenican	0.2
	Dieldrin	k.A.
	Dikegulac	960
	Dimethenamid	0.89
	Dimethoat	4
	Disulfoton	0.039
	Dithianon	0.23
	Diuron	0.79
	Eisen-II-Sulfat	108
	$\alpha+\beta$ -Endosulfan, Endosulfansulfat	1.3
	Endrin	k.A.
	Esfenvalerat	0.0002
	Ethephon	10
	Ethofumesat	32
	Etrimphos	0.004
	Fenithrothion	0.03
	Fenoxycarb	
	Fenthion	0.0042
	Fenvalerat	0.0003
	Florasulam	0.12
	Fluazifop-P butyl	510
	Flufenazet	0.24
	Flupyrsulfuron-methyl	0.25
	Fluquiconazol	1.4
	Glufosinat	
	Glyphosat	64
	Heptachlor (+-epoxid)	Unklar 0.005
	Hexazinon	k.A.
	Imidacloprid	2
	Isodrin	k.A.
	Isoproturon	1.3
	Isoxaben	0.74
	loxynil	0.4

	Wirkstoff	Unbedenkliche Konzentration [$\mu\text{g/L}$] (kurzfristig)
	Kresoxim-Methyl	2
	Kupfer	3.7
	Lenacil	1.2
	Linuron	1.6
	Malathion	0.015
	<u>Mancozeb</u>	0.22
	MCPA	15
	Mecoprop	190
	Metamitron	22
	Metazachlor	0.47
	Methabenzthiazuron	4.2
	Methamidophos	1.9
	Methoxychlor	unklar 0.005
	<u>Metiram</u>	2.2
	S-Metolachlor	0.6
	Metribuzin	0.7
	Metsulfuron-Methyl	0.036
	Mevinphos	0.0018
	Monolinuron	12
	1-Naphtylelessigsäure	14400
	Netzschwefel	35
	Nicosulfuron	0.17
	Pirimicarb	0.09
	Omethoat	0.22
	Oxydemeton-methyl	1.4
	Parathion-ethyl	0.2
	Parathion-methyl	0.1
	Penconazol	6.9
	Pendimethalin	1.1
	Pentachlorphenol	k.A.
	Permethrin	0.06
	Phenmedipham	3
	Phoxim	0.008
	Pirimicarb	
	Prochloraz	1
	Prometryn	k.A.
	Propanil	k.A.
	Propoxur	2.3
	Propoxycarbazone	0.64
	Propyzamid	23.4

	Wirkstoff	Unbedenkliche Konzentration [$\mu\text{g/L}$] (kurzfristig)
	Prosulfocarb	8
	Prosulfuron	0.126
	Pyrazon (Chloridazon)	190
	Pyrimethanil	7.0
	Schwefel	350
	Simazin	3.6
	2.4.5-T	k.A.
	Tebufenozid	0.35
	Terbutylazin	0.75
	Tepraloxydim	650
	Tetrachlorkohlenstoff	k.A.
	Tetrahydrophthalimid THPI (Metabolit Captan)	>1200
	Tolcofos-methyl	2.4
	Tolyfluanid	1.3
	Triadimenol	1.2
	Triazophos	0.032
	Tribenuron	0.42
	Trichlorfon	0.002
	Triflursulfuron-methyl	0.35
	Trifluralin	0.06
	Triphenylzinn-Kation	k.A.
	-Azocyclotin	3.1
	-Fenbutatinoxid	0.031
	Tritosulfuron	2.6

9.5 Überblick über die erfassten Studien

Für Details s. Access-Datenbank (zu erhalten bei udo.hommen@ime.fraunhofer.de)

Tab. 12: Schwerpunkt, Ansätze und untersuchte Umweltkompartimente der erfassten Projekte

Nr	Kurztitel	Institut	Projektschwerpunkt	Monitoringansatz			Untersuchte Kompartimente		
				Chemisch	Ökotox.	Ökolog.	Aquat.	Boden	Terrestr.
1	IVA Monitoring Altes Land	Fraunhofer IME	kulturbezogene PSM-Effekte			X	X		
2	IVA Monitoring Region Braunschweig	Fraunhofer IME	kulturbezogene PSM-Effekte			X	X		
3	PSM-Belastung von Fließgewässern in Umland mit integrierter Nutzung	TU Braunschweig / UFZ Leipzig	kulturbezogene PSM-Effekte	X	X	X	X		
4	BBA Monitoring im Alten Land	BBA	kulturbezogene PSM-Effekte	X	X	X	X		
5	NLÖ Monitoring im Alten Land	NLÖ	kulturbezogene PSM-Effekte	X		X	X		
6	Parzellengräben auf Nordstrand	Landwirtschaftskammer SH	Einfluss Landwirtschaft			X	X		
7	Herbizideinträge in die Stever	Gelsenwasser AG	PSM-Eintrag	X			X		
11	Arthropodenfauna von Nichtzielflächen	RWTH Aachen	Einfluss Landwirtschaft			X		X	X
12	PSM-Drift auf Nichtzielpflanzen in Säumen	DLR-RLP	PSM-Eintrag	X					X
13	Verflüchtigung von PSM	Fraunhofer IME	PSM-Eintrag	X				X	X
17	Syngenta Ecolayer	Fraunhofer IME	kulturbezogene PSM-Effekte			X	X		
19	PSM Einträge in den Frischhofbach	STAWA Münster	PSM-Eintrag	X			X		
20	PSM Einträge in den Nachtweidgraben	DVKW	PSM-Eintrag	X		X	X		
23	Vermeidung von PSM-Einträgen - Lamspringe Projekt	PSA Hannover	PSM-Eintrag	X	X	X	X		
25	Driftminderung durch Saumstrukturen	BBA	PSM-Eintrag	X	X		X		
26	Effekte von PSM auf Algen in Gräben	BBA	substanzspez. Effekte	X	X		X		
30	Effekte der Insektiziddrift in Gräben im Alten Land	BBA	substanzspez. Effekte	X	X	X	X		
31	Effekte von Herbiziddrift auf Nichtzielpflanzen	BBA	Einfluss Landwirtschaft			X			X
32	Terbuthylazin Run-off	BBA	PSM-Eintrag	X			X		
34	Eintrag von Glyphosat-PSMs in Fließgewässer	ALR Kiel	PSM-Eintrag	X			X		
36	Deposition luftgetragener Insektizide	BBA	PSM-Eintrag	X			X		
37	Herbizidtransport durch Run-off	Fraunhofer IME	PSM-Eintrag	X				X	
39	Monitoring von Regenwürmern und PSM	BBA	Umweltqualität	X		X		X	
40	PSM-Belastung in Brandenburg	BBA	PSM-Eintrag	X			X		X
42	Dicofol in Teichen	BBA	substanzspez. Effekte	X		X	X		
43	Biozönotische Typisierung an zwei bayerischen Fließgewässern	LfW Bayern	Umweltqualität	X	X	X	X		
44	Eintrag von PSM in die Seefelder Aach	Universität Stuttgart	Umweltqualität	X			X		
45	Effekte von Insektiziden auf Nichtzielarthropoden in Feldsäumen	BBA	substanzspez. Effekte	X		X			X
46	Wiederbesiedlung von Feldsäumen nach Knock-out der Arthropoden	BBA	substanzspez. Effekte			X			X

Fortsetzung Tab. 12

Nr	Kurztitel	Institut	Projektschwerpunkt	Monitoringansatz			Untersuchte Kompartimente		
				Chemisch	Ökotox.	Ökolog.	Aquat.	Boden	Terrestr.
47	Fenikan-Rückstände und -Effekte auf Bodenorganismen	BBA	substanzspez. Effekte	X		X		X	
48	BBA Beregnungsversuche zur Herbizidrun-off	BBA	PSM-Eintrag	X			X		
50	Effekte von Pendimethalin auf Bodenalgeln	BBA	substanzspez. Effekte	X		X		X	
51	Effekte von Metazachlor auf Bodenorganismen	BBA	substanzspez. Effekte	X		X		X	
52	Effekte von Deltamethrin auf Makrozoobenthos im Lelesbach	BBA	substanzspez. Effekte	X	X	X	X		
53	PSM in Fließgewässern mit unterschiedl. Umlandnutzung	TU Braunschweig / UFZ Leipzig	kulturbezogene PSM-Effekte	X		X	X		
54	Effekte von Insektizideintrag in einem Fließgewässer	TU Braunschweig / UFZ Leipzig	substanzspez. Effekte	X		X	X		
56	Effekte von Herbiziden auf Periphyton und Benthos	Universität Münster	substanzspez. Effekte	X		X	X		
58	VALIMAR	Uni Hohenheim	Umweltqualität	X	X	X	X		
59	Insektizideffekte auf Arthropoden in Winterweizen	BBA	substanzspez. Effekte	X		X			X
60	Effekte der Insektizidabdrift auf NTAs in Ackerrandstreifen	Universität Hannover	substanzspez. Effekte	X	X	X			X
61	Insektiziddrift auf Blattläuse und ihre Parasitoide	Universität Hannover	substanzspez. Effekte	X	X	X			X

9.6 Referenzen je Projekt

1 IVA Monitoring Altes Land

Ökologisches Monitoring von Makroinvertebraten in Gräben mit unterschiedlichem PSM-Expositionspotential im Alten Land bei Hamburg

Schäfers C, Hommen U, Dembinski M, Gonzalez-Valero JF (): Macroinvertebrate community structure in relation to the potential of pesticide exposure: ditches of the orchard region 'Altes Land', Germany. Submitted, Env Tox Chem

Dembinski M, Jahn W, Obst G (2001): Untersuchung von aquatischen Makrozoen im Obst-Anbau-Gebiet 'Altes Land' zur Risikoabschätzung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln. Band III - Auswertung der Befunde. Bericht, Planula, Hamburg, 54 S.

2 IVA Monitoring Region Braunschweig

Struktur der Makroinvertebratengemeinschaft kleiner Fließgewässer im Raum Braunschweig in Beziehung zu Habitat und Landschaftsparametern

Pantel S (2003): Vorschläge zur multivariaten Strukturanalyse varianzreicher Tiergemeinschaften. Dissertation, RWTH Aachen

3 PSM-Belastung von Fließgewässern in Umland mit integrierter Nutzung

Pflanzenschutzmittel-Belastung kleiner Fließgewässer im norddeutschen Tiefland und Auswirkung auf die Gesamtbiozönose

Wogram J (2001): Auswirkungen der Pflanzenschutzmittelbelastung auf Lebensgemeinschaften in Fließgewässern des landwirtschaftlich geprägten Raumes. Dissertation, TU Braunschweig 2001, 125 S.

Sturm A, Wogram J, Hansen P-D, Liess M (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. Env Tox Chem, 18, 2,194-200

Liess M, Schulz R, Berenzen N, Nanko-Drees J, Wogram J (2001): Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern in landwirtschaftlich genutztem Umland (Pesticide contamination and macroinvertebrate communities in running waters in agricultural areas). UFP Bericht 29624511, UBA-FB 000187, UBA, Berlin

4 BBA Monitoring im Alten Land

Monitoring zur Belastung des Wassers mit Pflanzenschutzmitteln und zur Erfassung von Artenspektrum und Populationsdynamik der Zoonösen in Gräben des Alten Landes (Raumkulturen)

Süß A, Bischoff G, Stähler M, Mueller ACW, Pestemer W (2002): Bewertung der PSM-Belastung in Gräben des 'Alten Landes' hinsichtlich der Gefährdung aquatischer Organismen. Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch. 390 (2002), S. 381

Süss A, Mueller ACW, Pestemer W (2003): Chemical-biological monitoring in ditches in the orcharding region 'Altes Land'. Part 2: Survey of aquatic zoocenoses. In: Pesticide in air, plant, soil & water system. Editors: A.A.M. Del Re, E.Capri, L. Padovani, M. Trevisan. Proceedings of the XII. Symposium Pesticide Chemistry, June 4 6, 2003, Piacenza - Italia

Süß A, Mueller A (2003): Biologisches Monitoring im Alten Land. Vortrag in der BBA, Oktober 2003

Süß A, Mueller ACW, Stähler M (2002): Biologisch-chemisches Monitoring in Gräben des Alten Landes-Teil 2: Artenspektrum und Abundanzdynamik von aquatischen Organismen. Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch. 390 (2002), S. 381

Bischoff B, Süß A, Mueller ACW, Stähler M, Pestemer W (2004): Zustand der Gewässer im Obstanbaugebiet 'Altes Land'. Chemisch-biologische Untersuchungen. Monatsschrift - Magazin für den

Gartenbau-Profi 03/2004, 162-164

Süß A, Bischoff A, Mueller ACW, Stähler M, Pestemer W (2004): Chemisch-biologische Untersuchungen zum Zustand der Gewässer im 'Alten Land'. Mitteilungen des Obstbauversuchsrings des Alten Landes 59 (4) 2004, 115-123

Süß A, Bischoff G, Mueller ACW (2004): Gewässer- Monitoring im Obstanbaugebiet Altes Land. Obstbau 29 (2004) 10, S. 490-493

Süß A, Bischoff G, Mueller ACW (2004): Risk of pesticide residues for aquatic life and structure of invertebrate communities in ditches - A case study using parallel chemical and biological monitoring. SETAC Europe 14th Annual Meeting, Prague, Czech Republik, 18-22 April 2004, Abstracts, 99

Bischoff G, , Stähler M, Ehlers K, Pestemer W (2003): Chemical-biological monitoring in drainage ditches in the orcharding region 'Altes Land' - Part 1: Application of pesticides and residues of active ingredients in surface waters. In: Pesticide in air, plant, soil & water system. Editors: A.A.M. Del Re, E.Capri, L. Padovani, M. Trevisan. Proceedings of the XII. Symposium Pesticide Chemistry, June 4 6, 2003, Piacenza - Italia, 831-840

Süß A, Bischoff G, Stähler M, Mueller ACW, Pestemer W (2004): Bewertung der Pflanzenschutzmittel-Belastung in Gräben des Alten Landes hinsichtlich der Gefährdung aquatischer Organismen. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtschaft. 396 (2004), S. 612-613

5 NLÖ Monitoring im Alten Land

Gewässer-Monitoring im Alten Land - Chemisches Langzeitmonitoring und ökologisches Monitoring

Schültken H., Herbst V, Jandel B, Köster K (2004): Gewässermonitoring Altes Land - Ergebnisbericht 2003. Report, NLÖ Hildesheim

Schültken et al. (2002): Gewässermonitoring Altes Land - Ergebnisse 2001. Report, NLÖ Hildesheim

Schültken et al. (2003): Gewässermonitoring Altes Land - Ergebnisse 2002. Report, NLÖ Hildesheim

6 Parzellengräben auf Nordstrand

Gewässerrandstreifen und Pflanzenschutzmittel - Vertiefende Untersuchungen über die Bedeutung von Flora und Fauna der Parzellengräben in landwirtschaftlich genutzten Flächen

Sönnichsen H (2002): Untersuchungen über die Bedeutung von Flora und Fauna der Parzellengräben in ackerbaulich (landwirtschaftlich) genutzten Flächen auf der Insel Nordstrand. Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 117, Fachgespräch 'Anwendungsbestimmungen für Pflanzenschutzmittel zum Schutz von aquatischen und terrestrischen Biozöosen (Flora und Fauna) in der Praxis - ein Erfahrungsaustausch' 17.- 18.04.2002, BBA, Braunschweig, S. 55-56

Gerth H, Andresen G, Olderog T, Sönnichsen H (2001): Gewässerrandstreifen und Pflanzenschutzmittel: Vertiefende Untersuchungen über die Bedeutung von Flora und Fauna der Parzellengräben in landwirtschaftlich genutzten Flächen. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (ed), Project Nr. 2000/32, Kiel

7 Herbizideinträge in die Stever

Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre

Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, Kreisstelle Coesfeld (2001): Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre. Ein Bericht über die Ergebnisse der Beratung in 2000. Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre (Ed.), Coesfeld, ISBN 3-00-006191-6

Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, Kreisstelle Coesfeld (2000): Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre. Ein Bericht über die Ergebnisse der Beratung in 1999. Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre (Ed.),

Coesfeld, ISBN 3-00-006191-6

Peterwitz U, Rodeck O (): Ökonomisch und ökologisch nachhaltige Wasserversorgung am Beispiel der Halterner Seen. In: Der Wassersektor in Deutschland - Methoden und Erfahrungen. Dokumentation im Auftrag des UBA und BMU. Wissenschaftliche Bearbeitung: Karl-Ulrich Rudolph, Thomas Block.
<http://www.umweltbundesamt.org/wsektor/>

11 Arthropodenfauna von Nichtzielflächen

Die Arthropodenfauna von Nichtzielflächen und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushalts

Roß-Nickoll M, Lennartz G, Fürste A, Mause R, Ottermanns R, Schäfer A, Smolis M, Theißen B, Toschki A, Ratte HAT (2004): Die Arthropodenfauna von Nichtzielflächen und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushalts. Bericht. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 200 63 403

12 PSM-Drift auf Nichtzielpflanzen in Säumen

Exposition durch Pflanzenschutzmittelabdrift an Blattoberflächen von Nichtzielpflanzen in terrestrischen Saumstrukturen

Koch H, Weisser P (2004): Die Gesamtoberfläche von Saumstrukturen als potentielle Retentionsfläche für Driftpartikel, Retention Area Index (RAI). Nachrichtenblatt Deut. Pflanzenschutzd. 56, 65-69.

Koch H, Weißer P, Landfried M (2003): Effect of drift potential on drift exposure in terrestrial habitats. Nachrichtenblatt Deut. Pflanzenschutzd., 55, 181-188

Koch H, Strub O, Weißer P (2004): The patchiness of pesticide drift deposition patterns in plant canopies. Nachrichtenblatt Deut. Pflanzenschutzd. 56, 25-29

Koch H (2004): Visualisation of drift deposits on off-crop canopies. Aspects of Applied Biology 71, 441-448.

Koch H, Weisser P (2001): Spray deposits of plant protection products on plants - potential exposure for non target arthropods.. Chemosphere, 44 (2) pp. 307-312.

Koch H, Weißer P, Landfried M, Strub O (): Exposition durch Pflanzenschutzmittelabdrift an Blattoberflächen von Nichtzielpflanzen in terrestrischen Saumstrukturen. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz (Journal of Plant Diseases and Protection), Sonderheft XVIII, Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart

Weisser P, Landfried M, Koch H (2002): Off-crop drift sediments on plant surfaces - exposure of non-target organisms. Aspects of Applied Biology 66, p225-230

Knewitz H, Weisser P, Koch H (2002): Drift-reducing spray application in orchards and biological efficacy of pesticides. Aspects of Applied Biology 66, p 231-236

Koch H, Weißer P, Strub O (2004): Comparison of dose response of pesticide spray deposits versus drift deposits.. Nachrichtenblatt Deut. Pflanzenschutzd. 56, 30-34

13 Verflüchtigung von PSM

Verflüchtigung von PSM und Exposition terrestrischer Ökosysteme (Pesticide volatilization and exposure of terrestrial ecosystems)

Kördel W, Rönnefahrt, Winkler R (0): Feldversuche zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln über Drainage - Abschätzung der Belastung aquatischer Ökosysteme
Field experiments to determine the discharge of pesticides by effluents of drains - estimation of the impact on aquatic ecosystems. Gesunde Pflanzen 49 (1997), Nr.5, S.163-169 : Ill., Lit. ISSN 0367-4223

Klöppel H, Kördel W (19970): Pesticide volatilisation and exposure of terrestrial ecosystems. Chemosphere 35, 6, 1271-1289

17 Syngenta Ecolayer

Makroinvertebratengemeinschaften in Gewässern der Agrarlandschaft in der Region Braunschweig

Hommen U, Schäfers C, Biggs J, Liess M, van der Ohe P, Dembinski M, Holmes C, Ball M, Maund S, Gonzalez-Valero J, Hendley P (2003): Landscape related community classification of macroinvertebrates in the region of Braunschweig, Germany. Presentation at 13th SETAC Europe Annual Meeting, Hamburg, 27.4.-1.5.2003

Liess M, von der Ohe P, Holmes C, Ball M, Biggs J, Gonzalez Valero J, Hendley P, Maund S (2003): Parameters driving composition of invertebrate communities in agricultural streams.. Presentation at 13th SETAC Europe Annual Meeting, Hamburg, 27.4.-1.5.2003

Hendley, P., Gonzalez-Valero, J., Maund, S., Liess, M., Von de Ohe, P., Holmes, C., Ball, M., Schaefer, C., Hommen, U., Biggs, J. (2003): Developing spatial approaches to predicting aquatic community occurrence across the agricultural landscape.. Presentation at 13th SETAC Europe Annual Meeting, Hamburg, 27.4.-1.5.2003

Liess, M., Von der Ohe, P. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. Environmental Toxicology and Chemistry. Accepted.

19 PSM Einträge in den Frischhofbach

Minimierung von Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleinträgen in Grund- und Oberflächengewässer: Frischhofbach

Jünger M (1991): Belastung der Oberflächengewässer mit Stickstoffverbindungen und Pflanzenschutzmitteln. In: Kooperation Land- und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet des Frischhofbaches (Ed.): Minimierung von Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleinträgen in Grund- und Oberflächengewässer, Steinfurt, S. 49-59

20 PSM Einträge in den Nachtweidgraben

Eintrag von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen aus der Landwirtschaft am Beispiel eines Feldgrabens

DVWK-Fachaussschuß Gewässerinhaltsstoffe (1993): Eintrag von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen aus der Landwirtschaft am Beispiel eines Feldgrabens. DVWK Materialien 2/1993

23 Vermeidung von PSM-Einträgen - Lamspringe Projekt

Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von PSM in Oberflächengewässer durch Abdrift und Abschwemmung

Becker H, Buhr L, Mueller ACW, Schmidt H, Stähler M (1998): Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abdrift und Abschwemmung - Teilprojekt Ökotoxikologie. BBA Jahresbericht 1997, Inst. für Ökotoxikologie

Reese-Stähler G, Pestemer W (2002): Measurement of selected pesticides and their impact on surface water in a research catchment. In: Human and Environmental Exposure to Xenobiotics. Proceedings of the XI. Symposium Pesticide Chemistry, 11.-15. Sept. 1999, Cremona, Italy, S. 433-440

Liess M, Kuhnert D (1997): Driftmessungen und Abundanzuntersuchungen an zwei Gewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland bei Lamspringe und Wöllersheim, Südostniedersachsen. Report, TU Braunschweig Januar 1997

Bischoff G, Rodemann B, Pestemer W (2003): Entry of pesticides into surface waters - new results of the Lamspringe run-off monitoring project 1999 - 2001. In: Pesticide in air, plant, soil & water system. Editors: A.A.M. Del Re, E.Capri, L. Padovani, M. Trevisan. Proceedings of the XII. Symposium Pesticide Chemistry, June 4 6, 2003, Piacenza - Italia, 849-856

Becker H, Buhr L, Mueller ACW, Schmidt H, Stähler M, Süß A (1997): Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abdrift und Abschwemmung - Teilprojekt Ökotoxikologie. BBA Jahresbericht 1996, Institut für Ökotoxikologie

Reese-Stähler G, Pestemer W (1999): Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von PSM in Oberflächengewässer durch Abschwemmung oder Abdrift - Rückstandsanalytische

Ergebnisse im Versuchsjahr 1997/98 -. BBA Jahresbericht 1998, Inst. Für Ökologische Chemie

Reese-Stähler G, Klementz D, Pestemer W (1997): Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von PSM in Oberflächengewässer durch Abschwemmung oder Abdrift - Rückstandsanalytik 1996. BBA Jahresbericht 1996, Inst. Für Ökologische Chemie

Anonym (2000): Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von PSM in Oberflächengewässer durch Abdrift und Abschwemmung. Abschlussbericht für das F-u E-Vorhaben, keine weiteren Informationen

Buhr L (2002): Das Lamspringe Projekt. Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 117, Fachgespräch 'Anwendungsbestimmungen für Pflanzenschutzmittel zum Schutz von aquatischen und terrestrischen Biozönosen (Flora und Fauna) in der Praxis - ein Erfahrungsaustausch' 17.- 18.04.2002, BBA, Braunschweig, S. 57-59

Süß A, Schmidt H, Reese-Stähler G (2000): Ökotoxische Auswirkung einer simulierten Pflanzenschutzmittel-Abdrift in einem periodisch trockenfallenden Graben.. Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch. Berlin-Dahlem 376, 443 - 444

Süß A (1998): Ökotoxische Auswirkungen einer simulierten Pflanzenschutzmittel-Abdrift in periodisch trockenfallenden Gräben. BBA Jahresbericht 1997, Inst. für Ökotoxikologie

Becker H, Buhr L, Mueller ACW, Schmidt H, Stähler M (1999): Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abdrift und Abschwemmung - Teilprojekt Ökotoxikologie. BBA Jahresbericht 1998, Inst. für Ökotoxikologie

Süß A (1999): Untersuchungen zum Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf die aquatische Makrofauna in einem kleinen Fließgewässer. BBA Jahresbericht 1998

25 Driftminderung durch Saumstrukturen

Freilanduntersuchungen zur driftmindernden Wirkung von Saumstrukturen

Mueller ACW, Süß A, Stähler M (2002): Modelluntersuchungen zu den Auswirkungen der Abdrift ausgewählter Pflanzenschutzmittel – Teil 2: Auswirkungen von KARATE-Abdrift auf Zuckmücken, Wasserflöhe und Bachflohkrebse. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch. 390, S. 377

26 Effekte von PSM auf Algen in Gräben

Eintrag und Effekte von PSM (Isoproturon) in Gräben durch Run-off und Drainage

Stähler M, Pestemer W (2003): Approaches to active biological monitoring of pesticide concentrations. Poster, XII. Symposium Pesticide Chemistry 'Pesticides in air, plant, soil and water system', Piacenza, 4.-6.June 2003

30 Effekte der Insektiziddrift in Gräben im Alten Land

Rückstanssituation und Auswirkungen der Abdrift von Insektiziden auf die Populationsdynamik des Zooplankton und - benthos in Wasser und Sediment in Gräben des Alten Landes

Mueller ACW, Seefeld F (2001): Zu den Auswirkungen von Decis-Spraydrift auf das Zooplankton in den Gräben des Obstanbaugebietes

Altes Land. BBA Jahresbericht 2000, Inst. für Ökotoxikologie

Mueller ACW, Süß A, Seefeld F, Palm G, Quast P (1998): Auswirkungen von Deltamethrin auf Zooplankton und Zoobenthon in Gräben des Obstanbaugebietes Altes Land. BBA Jahresbericht 1997, Inst. für Ökotoxikologie

Seefeld F, Mueller ACW (2000): Auswirkungen von DECIS FLÜSSIG auf das Zooplankton sowie das Rückstandsverhalten von Deltamethrin in Wasser und Sediment in Gräben des Obstanbaugebietes Altes Land. BBA Jahresbericht 1999

Seefeld F, Süß A, Mueller ACW, Palm G, Quast P (1999): Auswirkungen von DECIS FLÜSSIG auf die Makrofauna sowie Rückstandsverhalten von Pyrethroiden in Wasser und Sediment in Gräben des

Obstanbaugebietes Altes Land. BBA-Jahresbericht 1998, Inst. F. Ökotoxikologie

31 Effekte von Herbiziddrift auf Nichtzielpflanzen

Vegetationskundliche Erhebungen in Saumbiotopen als eine der Grundlagen der Risikobewertung von Herbizidabtrift auf Nichtzielpflanzen in Nichtzielflächen

Jüttersonke B (2001): Vegetationskundliche Erhebungen in Saumbiotopen als eine der Grundlagen der Risikobewertung von Herbizidabtrift auf Nichtzielpflanzen in Nichtzielflächen. BBA Jahresbericht 2000 / Inst. für Folgeabschätzung im Pflanzenschutz

Jüttersonke B (2003): Vegetationskundliche Erhebungen in Saumbiotopen als eine der Grundlagen der Risikobewertung von Herbizidabtrift auf Nichtzielpflanzen in Nichtzielflächen. BBA Jahresbericht 2002 / Inst. für Folgeabschätzung im Pflanzenschutz

Jüttersonke B, Arlt K (2004): Der Einfluss von Herbizidapplikationen auf Nichtzielpflanzen. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, Sonderheft XIX, 995-1002

32 Terbutylazin Run-off

Monitoring Terbutylazin in Gewässern an Maisfeldern mit Run-off-Potenzial

Bischoff G, Pestemer W, Rodemann B, Kuchler T (2003): Monitoring of terbutylazine in surface waters adjacent to maize fields with potential run-off to prove the efficacy of vegetated buffer zones - test sites in Northern Germany. In: Pesticide in air, plant, soil & water system. Editors: A.A.M. Del Re, E.Capri, L. Padovani, M. Trevisan. Proceedings of the XII. Symposium Pesticide Chemistry, June 4-6, 2003, Piacenza - Italia, 841-848

34 Eintrag von Glyphosat-PSMs in Fließgewässer

Felduntersuchungen zum Nachweis von Wirkstoffeintägen in kleine Fließgewässer nach Ausbringung Glyphosate-haltiger Pflanzenschutzmittele auf Maisstoppelfeldern in Schleswig-Holstein

Rexilius L, Koch U (2002): Felduntersuchungen zum Nachweis von Wirkstoffeintägen in kleine Fließgewässer nach Ausbringung Glyphosate-haltiger Pflanzenschutzmittele auf Maisstoppelfeldern in Schleswig-Holstein. Poster, GdCh 2002

37 Herbizidtransport durch Run-off

Herbizidtransport durch Oberflächen-Run-off und die Rückhaltefunktion von Randstreifen - Regen - und Run-off Simulationsstudien

Klöppel H, Kördel W, Stein B (1997): Herbicide transport by surface runoff and herbicide retention in a filter strip : Rainfall and runoff simulation studies. Chemosphere 35, 1/2, S.129-141

39 Monitoring von Regenwürmern und PSM

Monitoring von PSM-Gehalt und von Regenwurmpopulationen auf Bodendauerbeobachtungsflächen im Land Brandenburg

Grimm J, Monse M, Hierold W, Schmidt R, Süß A, Kämmerer A, Stähler M, Schmidt H, Behrend R (1996): Bodendauerbeobachtung zur Bodenzustandsbeschreibung und -überwachung im Land Brandenburg.. Abschlußbericht F&E-Vorhaben A 8-2/93. im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg, Eberswalde, 154 S.

Kämmerer A, Süß A (1997): Analyse der Regenwürmer auf Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes Brandenburg zur Charakterisierung des Ist Zustandes. BBA Jahresbericht 1996, Inst. F. Ökotoxikologie

Kämmerer A, Stähler M, Schmidt H, Süß A (1996): Ökologisch-chemisches Verhalten von Pflanzenschutzmitteln und Analyse der Regenwürmer auf Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes Brandenburg zur Charakterisierung des Ist Zustandes - Stand 1995 -. BBA Jahresbericht 1995

Grimm J, Kämmerer A, Süß A, Stähler M (1995): Untersuchungen auf Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes Brandenburg - Rückstände von Pflanzenschutzmitteln und Bodenfauna.. ZALF-Bericht Nr.22, Müncheberg, 1995, 4-9

Kämmerer A, Süß A (1997): Räumliche und zeitliche Variabilität der Regenwurmfauna als Meßparameter auf Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes Brandenburg.. Mitt. DBG 81, 353-356

40 PSM-Belastung in Brandenburg

Monitoring der PSM-Belastung im Niederschlag, Oberflächenwasser, Grundwasser und Moos an 20 Standorten im Land Brandenburg

Schmidt H, Stähler M, Schenke D (1995): Umweltmonitoring für Pflanzenschutzmittel im Land Brandenburg III. Ergebnisse und Schlußfolgerungen. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 47 (11), 279-286

Schenke D (1994): Umweltmonitoring für Pflanzenschutzmittel im Land Brandenburg II. Chlorierte Kohlenwasserstoffe im Moos. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 46 (10), 214-218

Stähler M (1993): Niederschlagmonitoring im Land Brandenburg. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 45 (2), 32-36

Schenke D, Schmidt H, Stähler M (1994): Umweltmonitoring für Pflanzenschutzmittel I. Aufbau eines Überwachungssystems im Land Brandenburg. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 46 (10), 209-213

43 Biozönotische Typisierung an zwei bayerischen Fließgewässern

Biozönotische Typisierung und ökotoxikologische Untersuchungen an zwei kleinen bayerischen Fließgewässern

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2001): Biozönotische Typisierung und ökotoxikologische Untersuchungen an zwei kleinen bayerischen Fließgewässern. Materialien Nr. 96 (April 2001)

44 Eintrag von PSM in die Seefelder Aach

Integrierter Gewässerschutz an der Seefelder Aach

Rott U, Schlichtig B (2004): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in Oberflächengewässer am Beispiel des Bodenseezuflusses Seefelder Aach - Untersuchungsprogramm 2002. Abschlussbericht. Inst. Für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft der Univ. Stuttgart

Schlichtig B, Schüle E, Rott U (2001): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Seefelder Aach. Wasser und Abfall 3, 20 - 28

Schlichtig B, Rott U (2004): Integrierter Gewässerschutz an der Seefelder Aach - Schwerpunkt Pflanzenschutzmittel. Wasser und Abfall 4, 43-49

Zenker AK (2004): Assessing pesticide impacts in running waters with a multimetric index based on macrozoobenthos data. Poster, presented at the SETAC GLB Meeting in Aachen, 6.-8.10.2004

45 Effekte von Insektiziden auf Nichtzielarthropoden in Feldsäumen

Risikobewertung der Auswirkungen von Insektiziden auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen

Kühne S, Freier B, Jüttersonke B (1999): Risikobewertung der Auswirkungen von Insektiziden auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen. Untersuchungen zu Veränderungen der Struktur der Arthropodengesellschaft und vegetationskundliche Aufnahmen. BBA Jahresbericht 1998, Inst. für integrierten Pflanzenschutz

Kühne S, Freier B, Jüttersonke B, Baier B, Schenke D, Kaul P, Heimbach U (2000): Risikobewertung der Auswirkungen von Insektiziden auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen. Untersuchungen zu Veränderungen der Struktur der Arthropodengesellschaft und vegetationskundliche Aufnahmen. BBA Jahresbericht 1999, Inst. für integrierten Pflanzenschutz

Kühne S, Freier B, Schenke D, Baier B, Jüttersonke B, Heimbach U (2001): Feldstudie zur Risikobewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmittelabdrift auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen. BBA Jahresbericht 2000, Inst. für integrierten Pflanzenschutz

Schenke D, Baier B, Heimbach U (2004): Effects of lambda-cyhalothrin on carabid beetles in the field:—two methods - two results - different conclusions?. 14th Annual Meeting of SETAC Europe, Prague, Czech Republic, 18.-22.04. 2004, Abstract TUPO21/005, 229

Kühne S, Freier B, Kaul P, Kalthoff N (2001): Einfluss von Pflanzenschutzmittels auf Heuschrecken (Saltatoria) in Saumstrukturen. Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 13, 245-248

Schenke D, Baier B, Heimbach U (1999): Risikobewertung der Auswirkungen von Insektizidanwendungen auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen.

Teil: Ermittlung von Exposition und Auswirkungen auf boden- und pflanzenbewohnende Organismengruppen. BBA Jahresbericht 1998, Inst. für Ökotoxikologie

Schenke D, Baier B, Kaul P, Gebauer S, Heimbach U, Kunde B (2003): Measurement of exposure of fauna and flora in field and field margins after application of Karate WG as a basis of risk assessment. 13th Annual Meeting of SETAC Europe, Hamburg, Germany, 27.04.-01.05. 2003, Abstract WEP-32, 170

Baier B, Schenke D, Heimbach U (2002): Effects of lambda-cyhalothrin on *Poecilus cupreus* in wheat and an adjacent grass strip. 12th Annual Meeting of SETAC Europe, Viena, Austria, 12-16 May 2002, Abstract 19-14, 115

Schenke D, Kühne S, Kalthoff N (2001): Risikobewertung der Exposition durch Pflanzenschutzmittelabdrift - Beispielhaft an Heuschrecken in einem Grasstreifen. BBA-Jahresbericht 2000. Inst. für Ökotoxikologie

Schenke D, Kühne S (2002): Rückstandsuntersuchungen an Heuschrecken in Auswirkungen der Abdrift von Insektiziden in einem Saumbiotop. Agrarökologie 42, 2002, 64-69

Freier B, Kühne St, Triltsch H (2002): Feldstudien zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielarthropoden in Feldsäumen. Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 117, Fachgespräch 'Anwendungsbestimmungen für Pflanzenschutzmittel zum Schutz von aquatischen und terrestrischen Biozönosen (Flora und Fauna) in der Praxis - ein Erfahrungsaustausch' 17.- 18.04.2002, BBA, Braunschweig, S. 42-45

46 Wiederbesiedlung von Feldsäumen nach Knock-out der Arthropoden

Wiederbesiedlung von Feldsäumen durch Arthropoden nach einem chemischen "knock-out"

Triltsch H, Freier B, Kühne S, Karg W, Stark. A (2001): Wiederbesiedlung und Erholung von lokalen Arthropodenpopulationen in Feldsäumen nach einem chemischen Knock-out. Mitt. Dtsch. Ges. Angew. Ent. 13, 237-240

Triltsch H, Freier B, Kühne S, Wick M (2001): Wiederbesiedlung von Feldsäumen durch Arthropoden nach einem chemischen 'knock-out'. BBA Jahresbericht 2000, Inst. für integrierten Pflanzenschutz

47 Fenikan-Rückstände und -Effekte auf Bodenorganismen

Rückstände von Fenikan in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung und deren Auswirkungen auf Bodenalgeln, Collembolen und Bodenmilben

Süß A, Voss J (1999): Ökotoxische Auswirkungen der Applikation von Fenikan (Diflufenican + Isoproturon) in Wintergerste bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. Teil 4: Auswirkung auf Collembolen und Bodenmilben. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 51, S. 205-211

Malkomes H-P (1999): Ökotoxische Auswirkungen der Applikation von Fenikan (Diflufenican + Isoproturon) in Wintergerste bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. Teil 2: Wirkung auf mikrobielle Aktivitäten im Boden. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 51 (7), 176-189

Reese-Stähler G, Klementz D, Pestemer W (1997): Rückstandsverhalten von FENIKAN unter dem Einfluß verschiedener Bodenbearbeitungsmaßnahmen
- Vergleich gemessener und simulierter Rückstandsgehalte von Diflufenican und Isoproturon. BBA Jahresbericht 1996, Inst. für Ökologische Chemie

Neuhaus W (1999): Ökotoxische Auswirkungen der Applikation von Fenikan (Diflufenican + Isoproturon) in Wintergerste bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. Teil 3: Wirkung auf Abundanz von Bodenalgeln. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 51 (8), 197-204

Reese-Stähler G, Pestemer W, Pallutt B (1999): Ökotoxische Auswirkungen der Applikation von Fenikan (Diflufenican + Isoproturon) in Wintergerste bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. Teil 1. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 51 (7), 176-184

48 BBA Beregnungsversuche zur Herbizidrun-off

Oberflächenabfluß von Herbiziden auf Kleinparzellen - Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer als mögliche Quelle der Beeinträchtigung von Gewässerflora und -fauna

Schmidt H, Stähler M, Deumlich D, Kühn S (1997): Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer als mögliche Quelle der Beeinträchtigung von Gewässerflora und fauna. BBA Jahresbericht 1996, Institut für Ökotoxikologie

Schmidt H, Stähler M (1997): Oberflächenabfluß von Herbiziden auf Kleinparzellen. BBA Jahresbericht 1996, Institut für Ökotoxikologie

50 Effekte von Pendimethalin auf Bodenalgeln

Einfluß von STOMP SC (Pendimethalin) auf eukaryotische Bodenalgeln in Beziehung zu den Rückständen in einem anlehmigen Sandboden

Neuhaus W, Seefeld F (1999): Einfluß von STOMP SC (Pendimethalin) auf eukaryotische Bodenalgeln in Beziehung zu den Rückständen in einem anlehmigen Sandboden. BBA Jahresbericht 1998, Inst. für Ökotoxikologie

51 Effekte von Metazachlor auf Bodenorganismen

Einfluß von BUTISAN S (Metazachlor) auf Kurzzeitatmung, Dehydrogenaseaktivität, Bodenalgeln und Bodenpilze eines sandigen Lehm Bodens in Wintertraps

Neuhaus W, Malkomes H-P, Reese-Stähler G, Pallutt B (2000): Einfluß von BUTISAN S (Metazachlor) auf Dehydrogenaseaktivität und Kurzzeitatmung sowie Algen im Boden in Beziehung zu den Herbizidrückständen unter Wintertraps. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 52 (11), 265-273

Malkomes HP, Neuhaus W, Nirenberg HI, Pallutt B, Reese-Stähler G (1999): Einfluß von BUTISAN S (Metazachlor) auf Kurzzeitatmung, Dehydrogenaseaktivität, Bodenalgeln und Bodenpilze eines sandigen Lehm Bodens in Wintertraps. BBA Jahresbericht 1998, Inst. für Ökotoxikologie

52 Effekte von Deltamethrin auf Makrozoobenthos im Lehlesbach

Auswirkungen einer simulierten Abtrift von DECIS FLÜSSIG auf die aquatische Makrofauna sowie raumzeitliche Ausbreitung von Deltamethrin im Lehlesbach

Süß A, Schmidt H (2000): Untersuchungen zum Einfluss von DECIS FLÜSSIG auf die aquatische Makrofauna sowie zur raum-zeitlichen Ausbreitung von Deltamethrin in einem kleinen Fließgewässer in Baden-Württemberg. BBA Jahresbericht 1999

Süß A, Schmidt H (2001): Auswirkungen einer simulierten Abtrift von DECIS FLÜSSIG auf die aquatische Makrofauna sowie raumzeitliche Ausbreitung von Deltamethrin im Lehlesbach. BBA Jahresbericht 2000, Inst. für Ökotoxikologie

Süß A, Schmidt H (2002): Auswirkungen von simulierter Abtrift von DECIS FLÜSSIG auf die aquatische Makrofauna sowie Rückstandsverhalten von Deltamethrin.. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch. 390 (2002), S. 382-383

Süß A, Schmidt H, Schmidt K (2000): Untersuchungen zum Einfluss von DECIS FLÜSSIG (Deltamethrin) auf die aquatische Makrofauna sowie zur raum-zeitlichen Ausbreitung des Wirkstoffes in einem kleinen

Fließgewässer. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch. Berlin-Dahlem 376, 442 - 443

53 PSM in Fließgewässern mit unterschiedl Umlandnutzung

Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit unterschiedlicher Umlandnutzung

Liess M, Schulz R, Berenzen N, Nanko-Drees J, Wogram J (2001): Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern in landwirtschaftlich genutztem Umland (Pesticide contamination and macroinvertebrate communities in running waters in agricultural areas). UFP Bericht 29624511, UBA-FB 000187, UBA Berlin

54 Effekte von Insektizideintrag in einem Fließgewässer

Verknüpfung der Insektizidkontamination und der Populationsantwort in einem Agrarfließgewässer

Liess M, Schulz R (1999): Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Env Tox Chem* 18, 9, 1948-1955

56 Effekte von Herbiziden auf Periphyton und Benthos

Faunistische und limnologische Untersuchungen von PSM-Wirkstoff-belasteten Fließgewässern am Beispiel des Einzugsgebiets der Stevertalsperre Haltern

Günnewig, P (1997): Faunistische und limnologische Untersuchungen von PSM-Wirkstoff-belasteten Fließgewässern am Beispiel des Einzugsgebiets der Stevertalsperre Haltern. Diplomarbeit, Universität Münster

58 VALIMAR

Validierung und Einsatz verschiedener biologischer Tests und Biomarker (=Biotests) sowie Anwendung chemischer und mathematisch-statistischer Methoden zur Bewertung der Belastung kleiner Fließgewässer mit Umweltchemikalien

Böhmer J, Zenker A, Ackermann B, Kappus B (2001): Macrozoobenthos communities and biocoenotic assessment of ecological status in relation to degree of human impact in small streams in southwest Germany. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 8 (3-4): 407-419, 2001

Triebskorn et al. (2000): Validierung und Einsatz verschiedener biologischer Tests und Biomarker (=Biotests) sowie Anwendung chemischer und mathematisch-statistischer Methoden zur Bewertung der Belastung kleiner Fließgewässer mit Umweltchemikalien. BMBF- Förderkennzeichen: 070TX214)

59 Insektizideffekte auf Nichtzielarthropoden in Winterweizen

Langzeiteffekte einer Insektizidapplikation auf Nichtzielarthropoden in Winterweizen

Wick M, Freier B (2000): Long-term effects of an insecticide application on non-target arthropods in winter wheat - a field study over two seasons. *Journal of Pest Science* 73, 3, 61-69

60 Effekte der Insektizidabdrift auf Nichtzielarthropoden in Ackerrandstreifen

Effekte der Insektizidabdrift auf Nichtzielarthropoden: Toxizität von Driftbelägen, Auswirkung auf Populationen und Wiederbesiedlungsprozesse

Langhof M, Gathmann A, Poehling H-M (2003): Field study on the effects of insecticide drift on non-target arthropods: Residual toxicity, effect on populations and recolonisation processes.. *IOBC/wprs Bulletin* Vol. 26 (5), 73-83

Langhof M, Gathmann A, Poehling H-M (2003): Effect of insecticide spray drift on field boundaries - a case study surveying cereal aphids and their parasitoids.. *IOBC/wprs Bulletin* Vol. 26 (4), 89-94

Langhof M, Gathmann A, Poehling H-M, Meyhöfer R (2003): Impact of insecticide drift on aphids and

their parasitoids: residual toxicity, persistence and recolonisation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 94, 265-274

Langhof M, Gathmann A, Pöhling H-M (2004): Effekte der Insektizidabdrift auf Nichtzielarthropoden in einer terrestrischen Saumstruktur. *Mitt. aus der BBA für Land- und Forstwirtschaft*, 54. Deutsche Pflanzenschutztagung in Hamburg, 20. - 23.09.2004, Heft 396, S. 156

61 Insektizid drift auf Blattläuse und ihre Parasitoide

Effekte der Insektizid drift bei Anwendung in Kohlrabei auf Blattläuse und ihre Parasitoide

Langhof M, Gathmann A, Pöhling H-M, Meyhöfer R (2003): Impact of insecticide drift on aphids and their parasitoids: residual toxicity, persistence and recolonisation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 94, 265 - 274

9.7 Vorstellungen und Veröffentlichungen des Projektes

Hommen, U.; Schäfers, C. ; Streloke, M. (2003)
Pesticide related monitoring studies in Germany.
Poster. EPIF - Effects of pesticides in the field. SETAC-Europe Workshop, Le Croisic, France, 21.-24. Oktober 2003

Hommen, U.; Schäfers, C. (2004)
Monitoring der Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf den Naturhaushalt
Vortrag. Fachgespräch. BVL Braunschweig, 22.03.2004

Hommen, U.; Schäfers, C.; Streloke, M. (2004)
Pesticide related monitoring studies in Germany.
Vortrag, SETAC Europe Meeting, 14, 2004, Prag, Tscheschische Republik, 18. – 22.04.2004

Hommen, U., Schäfers, C., Roß-Nickoll, M., Ratte, T., Streloke M. (2004)
Effects of pesticides in non target areas - a review of monitoring studies in Germany
Poster- SETAC GLB Tagung, Aachen , 6.- 8.10.2004

Hommen, U.
Pesticide related monitoring studies in Germany
Vortrag. 4th International Conference „Aquatic and Terrestrial Ecotoxicology and Risk Management“, 2 to 3 December 2004 in Cologne or Frankfurt/Germany

In Vorbereitung:

Hommen, U., Schäfers, C., Roß-Nickoll, M., Ratte, T., Streloke M.
Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen: Eine Übersicht über Monitoringstudien in Deutschland. Umweltwissenschaft und Schadstoffforschung, Veröffentlichung der Tagungsbeiträge der SETAC GLB Tagung 2004 in Aachen