



**Pestizideinträge in Gewässer -
Modellierung und Messung**

**Pesticide Emissions into Water
Bodies - Modeling and Measure**

**Beiträge der Tagung des Umweltbundesamtes am
12. und 13. Januar 1999 in Berlin**

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

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

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

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

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

Redaktion: Fachgebiet II 3.4
Dr. Volker Mohaupt
Dr. Martin Bach (Universität Giessen)
Silvia Kerzmar

Berlin, Dezember 1999

Inhaltsverzeichnis / Table of contents

Begrüßung / Greeting

Kurt Schmidt 1

Wasserwirtschaftliche Probleme mit der Pestizidbelastung von Oberflächengewässern

Water resources management problems with pesticide contamination of surface waters

Klaus Vogt..... 4

Modellierung der diffusen Gewässereinträge

Modeling of non-point source inputs into surface waters

Andreas Huber..... 17

Einträge aus Punktquellen und Gewässerfrachten

Point-source inputs and pesticide loadings

Martin Bach..... 19

Monitoring der Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässern in Deutschland

Pesticide monitoring in surface waters in Germany

Ninette Zullei-Seibert 21

Modellierung der Wirkstoffverlagerung im Boden mit dem Model PELMO 3.0

Modelling of pesticide leaching in soils with PELMO 3.0

Roland Kubiak, B. Jene, G. Fent 23

Modelling pesticide emissions to the upper groundwater in The Nether- lands with the GeoPestras model

Modellierung der Pestizidemissionen in das oberflächennahe Grund- wasser in den Niederlanden mit dem Modell GeoPestras

Aaldrik Tiktak, Ton van der Linden..... 25

Modeling pesticide emissions to surface waters in The Netherlands

Modellierung der Pestizidemissionen in Oberflächengewässer in den Niederlanden

Roel Kruijne 27

SEPTWA95: A system for the estimation of pesticide emissions to surface and groundwater

SEPTWA95: Schätzung der Pestizidemission in Oberflächengewässern und Grundwasser

Luc Pussemier, S. Beernaerts 30

Sources, inputs and concentrations of diuron in the Maas Quellen, Einträge und Konzentration von Diuron in der Maas <i>Govert G. C. Verstappen</i>	39
POPPIE - A national scale system for prediction of pollution of surface and groundwater by pesticides POPPIE – Ein Vorhersagesystem zur Schätzung der Pestizidbelastung von Oberflächengewässern und Grundwasser im Landesmaßstab <i>Antony Williamson</i>	41
Grundwassereintrag von Pflanzenschutzmitteln im Einzugsgebiet des Wasserwerks Mönchengladbach-Gatzweiler Pesticide input via groundwater in the watershed of the Mönchenglad- bach-Gatzweiler Waterworks <i>Detlev Schuhmacher</i>	43
Auswirkungen des Herbizideinsatzes im Gleisbereich der Deutschen Bahn AG – Ergebnisse einer Langzeitstudie (1993 – 1998) Impact of herbicide useage on railroad tracks – results of a longterm study (1993 – 1998) <i>Harald Ehse</i> s	45
Nichtlandwirtschaftlicher Pflanzenschutzmittel-Einsatz und Gewässer- belastungen Non-agricultural use of pesticides and the impact on the water bodies <i>Christian Skark</i>	47
Minimierung von Pflanzenschutzmittel-Einträgen im Einzugsgebiet des Dammbachs Reduction of pesticide emissions in the Dammbach watershed <i>Elmar Gatzweiler</i>	61
Möglichkeiten der Wirkstoff-Substitution - Beispiel Ralon-Projekt Possibilities of substitution of active ingredients - the Ralon project <i>Johann Frahm</i>	62
Modellierung der Pestizid-Einträge in Gewässer - Konsequenzen für das Zulassungsverfahren Modelling of pesticide emissions into water bodies – consequences for the registration procedure <i>Reinhard Winkler</i>	64
Schlußwort/Conclusion <i>Werner Schenkel, Volker Mohaupt</i>	70

Begrüßung / Greeting

*Dr. Kurt Schmidt, Vizepräsident des Umweltbundesamtes, Berlin
Bismarckplatz 1, D - 14191 Berlin*

Meine sehr geehrten Damen und Herren, ich begrüße Sie herzlich in Berlin zur Tagung „Pestizideinträge in Gewässer - Modellierung und Messung“ und danke Ihnen für Ihr zahlreiches Erscheinen.

Mit dem heutigen Symposium begeben wir uns an die Nahtstelle zwischen Gewässerschutz und Landwirtschaft - wie wir alle wissen ein nicht unproblematisches Gebiet. Der Gewässerschutz beklagt immer wieder Belastungen aus dem Bereich der Landwirtschaft. Gravierende Gewässerbelastungen aus der Landwirtschaft entstehen u.a.

- durch Auswaschung von Stoffen, wie Nitrat, in das Grundwasser und
- durch Bodenerosion und Abschwemmung, mit denen Stoffe wie Phosphate, Pflanzenschutzmittel und Antibiotika aus der Tierhaltung in die Oberflächengewässer gelangen.

Manche der Belastungen nehmen seit einigen Jahren in Deutschland ab, z.B. die Phosphorüberschüsse seit 1980 um etwa zwei Drittel und auch der Stickstoffüberschuß seit 1989 um etwa 25 %. Auch europaweit wird diese Tendenz beobachtet. Große Probleme bestehen jedoch in Gebieten mit starker räumlicher Konzentration der Viehhaltung, z.B. in dem Streifen, der von Belgien über die Niederlande und Nordwestdeutschland bis nach Dänemark reicht.

Eine ganz andere Art der Gewässerbeeinträchtigung entstand durch die landwirtschaftliche Nutzung der Auen und die Gewässerbegradigung im Rahmen der Flurbereinigung sowie die regelmäßige Gewässerpflege. Hierdurch sind geradlinige, eintönige Bäche ohne die übliche Vielfalt der Gewässerökosysteme und ohne Überschwemmungsgebiete entstanden.

Schließlich trägt die Landwirtschaft zum Versauerungsproblem bei: Ammoniakentgasungen aus den Viehställen und bei der Güllebreitverteilung gelangen früher oder später auf die Böden oder in die Gewässer und tragen zu deren Versauerung bei.

Der Eintrag von antibiotisch wirkenden Futtermittelzusatzstoffen und Leistungsförderern aus der Tierhaltung in die Gewässer erfuhr gerade in der letzten Zeit zunehmend Aufmerksamkeit. Die Bundesregierung hat sich für ein Verbot dieser Stoffe im europäischen Rahmen ausgesprochen und wird ggf. eine nationale Regelung erlassen.

Andererseits weisen die Landwirte darauf hin, daß ihre Flächen zunehmend als Wassergewinnungsgebiete benötigt würden, da städtische und andere Gebiete wegen zu großer Schadstoffbelastungen hierfür ausscheiden. Deshalb würden die wasserwirtschaftlichen Anforderungen zunehmend steigen.

Hier zeigt sich in der Tat, daß nachhaltige Landwirtschaft weit mehr ist als die Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln. Die zunehmenden Forderungen nach einer nachhaltigen Landwirtschaft gründen sich nicht allein auf den bekanntermaßen hohen Subventionen, sondern auch

auf dem Anspruch eines Großteils der Landwirte, daß sie Landwirtschaft nach den Regeln der „Guten landwirtschaftlichen Praxis“ betreiben. Dazu gehört wasserwirtschaftliche Verantwortung, die z. B. bedeutet, daß auf sandigen Böden keine intensive Viehwirtschaft mit hohem Nährstoffüberschuß betrieben werden kann. Wir hoffen, daß die Umsetzung der EG-Nitratrichtlinie in der Düngeverordnung hier weitere Verbesserungen schafft. Die Landwirtschaft kann und soll Ressourcen nutzen, jedoch nur in dem Maße, wie andere konkurrierende Nutzungen, wie die Trinkwasserversorgung, nicht beeinträchtigt oder sogar unmöglich werden.

Viele dieser Konflikte zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft werden heute vor Ort in der Beratung und in Kooperationen besprochen. Für die Beratung und die Ausbildung von Landwirten wurde kürzlich mit Unterstützung der Bundesstiftung Umwelt und des Umweltbundesamtes ein „Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft“ veröffentlicht. In leicht verständlicher Form sind dort praktikable Methoden zur Einschätzung der Gewässergefährdung der Standorte und praxiserprobte Maßnahmen beschrieben. Mit Hilfe des ökonomischen Teiles können die Folgen, auch der Nutzen für das Betriebsergebnis errechnet werden. So wie das Bundeslandwirtschafts- und das Bundesumweltministerium empfehle auch ich dieses Buch jedem Berater und Ausbilder sowie interessierten Landwirten.

Das Umweltbundesamt beobachtet die weitere Entwicklung der Kooperationen mit großem Interesse und sieht darin eine Chance zur Verminderung der Belastungen. Hier zeichnen sich zwei Linien ab:

Erstens: Kooperationen, die auf ökologischen Landbau setzen:

Der ökologische Landbau ist durch weitgehend geschlossene Kreisläufe, den Verzicht auf mineralische Stickstoffdüngung und auf synthetische Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe gekennzeichnet. Er stellt nach unserer Auffassung derzeit die gewässer- und umweltschonendste Form der Landwirtschaft dar.

Wie Sie wissen, setzt sich die Bundesregierung aus diesem Grunde für eine Erweiterung der ökologisch bewirtschafteten Fläche in Deutschland ein. Die heutigen Überproduktionskapazitäten und der Imageverlust konventionell erzeugter Produkte sind weitere Argumente zur Umorientierung. Die Umsetzung der Verordnungen der EU für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende Landwirtschaft sowie zur Kennzeichnung von Produkten des ökologischen Landbaus sind Schritte in die richtige Richtung. Sie sollten konsequent weiterentwickelt werden.

Zweitens: Kooperationen, die auf integrierten Landbau setzen:

Wir gehen davon aus, daß auch in zehn Jahren noch die landwirtschaftlich genutzte Fläche in Deutschland überwiegend integriert genutzt wird. Deshalb sind Fortschritte zu mehr Umweltschutz im integrierten Landbau von besonders großer Bedeutung. Man muß dazu diese Form der Landnutzung allerdings auf eine verbindliche Grundlage stellen. Das von mir bereits erwähnte Handbuch beschreibt übrigens vorrangig den Gewässerschutz im integrierten Landbau.

Auch die sog. konventionellen Landwirte, die in ihren Betrieben nicht auf Pflanzenschutzmittel verzichten können oder wollen, können erhöhten Gewässerbelastungen vorbeugen. Obwohl es banal klingen mag: Nach wie vor muß betont werden, wie wichtig es ist,

- die Einsatzmenge nach dem Schadschwellenprinzip zu minimieren,
- sorgfältig alle Auflagen und Anwendungsbestimmungen zu beachten und
- nicht zuletzt: umweltgerecht mit den Spritzbrüheresten umgehen.

Über die Spritzbrühereste und die daraus entstehenden Hofabläufe haben wir vor zwei Jahren ein Symposium durchgeführt. Wir freuen uns, daß Praktiker aus dem Deutschen Bauernverband, dem Industrieverband Agrar und den Bundesländern die publizierten Ergebnisse dieses Symposiums (UBA-Texte 87/97) für eigene Kampagnen genutzt haben.

Doch das alles wird uns heute und morgen nur am Rande beschäftigen. Im Mittelpunkt dieser Tagung sollen die Stoffströme der Pflanzenschutzmittel von der Anwendung bis in die Gewässer stehen. Neben den Hofabläufen gelangen sie über die Abschwemmung, die Versickerung, den Drainageabfluß, die Abtrift und auch über industriellen Einleitungen in die Gewässer. Was uns hierzu an Informationen vorliegt, sind ungefähre Angaben darüber:

- wann, in welchen Mengen und auf welchen Kulturen die Pestizide angewandt werden,
- wo die Kulturen angebaut werden und
- wie die Standorte hinsichtlich der Gefahr von Austrägen in die Gewässer beschaffen sind.

In unserem Auftrag hat eine Wissenschaftlergruppe unter Leitung des Institutes für Landeskultur der Universität Gießen diese Angaben für Deutschland zu einem Modell zusammengetragen.

Wozu dieses Modell? Es kann uns zunächst Hinweise auf Belastungsschwerpunkte geben. Dort und zum richtigen Zeitpunkt kann dann in den Gewässern der Pestizidgehalt überprüft werden. Maßnahmen lohnen sich natürlich besonders in diesen Schwerpunktgebieten. Wenn wir unsere Meere und die Lebensgemeinschaften der Binnengewässer schützen wollen, können das nicht nur die Trinkwasserschutzgebiete sein. Und schließlich können wir mit diesem Modell vielleicht noch Hypothesen prüfen, z.B. welche Pestizidminderungsstrategie die wirkungsvollste für die Gewässer ist.

Heute nachmittag werden die Ergebnisse dieses Modells im Vordergrund stehen. Ob das Modell die Wirklichkeit richtig beschreibt, das sollen Vergleiche mit den Meßwerten der Flüsse zeigen. Morgen kommen unsere europäischen Gäste mit ihren Ergebnissen zu Wort und abschließend sollen nichtlandwirtschaftliche Einträge und Minderungsmöglichkeiten besprochen werden. Wie ich meine, ein interessantes Programm, zu dem ich Ihnen viele neue Erkenntnisse und anspruchsvolle Diskussionen wünsche.

Wasserwirtschaftliche Probleme mit der Pestizidbelastung von Oberflächengewässern

Water resources management problems with pesticide contamination of surface waters

*Dr. Klaus Vogt, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Postfach 102363, D – 45023 Essen
Tel. +49 (0)201/7995-2255, Email: klaus.vogt@duesseldorf.lau.nrw.de*

1. Einleitung

Die Überwachung unserer Gewässer ist essentielle Grundlage der Gewässerschutzpolitik in Bund und Ländern. Aufgrund der erreichten Fortschritte eines insgesamt recht erfolgreichen Gewässerschutzes ist sie einer ständigen Fortentwicklung unterworfen.

Die Beschreibung und Bewertung des Gewässerzustands stützt sich dabei auf drei Grundpfeiler:

- Chemisch-physikalische Untersuchungen zur Gewässerbeschaffenheit
- Biologische Zustandsbeschreibungen
- Ermittlung der morphologischen Strukturgüte von Gewässern.

Übergeordnetes Ziel dieser Untersuchungen ist dabei eine integrative Beschreibung und Bewertung des ökologischen Zustands des Gewässers, wie es auch im Entwurf der europäischen Wasserrahmenrichtlinie einvernehmlich festgeschrieben ist und deren Umsetzung uns in den nächsten Jahren in Atem halten wird.

Konzentrieren wir uns auf die chemisch-physikalischen Belastungen der Gewässer, die sich auf spezifische Nutzungen und auf die aquatischen Lebensgemeinschaften auswirken, lassen sich heute folgende Schwerpunkte der Belastung und Ursachenbereiche festhalten:

- Eutrophierung
- prioritäre anthropogene Stoffe, darunter gentoxische und endokrin wirksame Stoffe
- diffuse Einträge von Schadstoffen.

Der letzte Punkt führt uns direkt zum Thema: Durch die konsequenten rechtlichen und technischen Maßnahmen im Bereich der Abwasserbehandlung und -reinigung haben die Schadstoffeinträge aus diffusen Quellen wachsende Bedeutung erlangt. Dies läßt sich deutlich bei den Nährstoffeinträgen von N- und P-Verbindungen belegen, bei denen heute über die Hälfte der Gesamteinträge in Fließgewässer sich auf diffuse Quellen, vorwiegend aus dem landwirtschaftlichen Bereich stammend, zurückführen lassen.

Noch ausgeprägter, wenn auch noch nicht hinreichend quantifiziert, ist die Gewässerbelastung durch Pestizide überwiegend auf diffuse Einträge zurückzuführen.

Bei der wasserwirtschaftlichen, also maßnahmenorientierten Behandlung von Umweltproblemen ist folgender Grundsatz als Leitschema vorzusetzen:

Probleme erkennen und messen

Situation bewerten

Ursachen der Belastung quantifizieren

technische und rechtliche Maßnahmen zur Minderung ergreifen.

Diesem roten Faden folgend möchte ich Ihnen den Stand zur wasserwirtschaftlichen Einschätzung der Pestizidbelastung in Oberflächengewässern darstellen.

2. Darstellung der Immissionssituation

2.1 Untersuchungsprogramme

Die Datenlage für Pestizidkonzentrationen in Oberflächengewässern hat sich in den vergangenen Jahren deutlich erweitert. Untersuchungsprogramme unterschiedlicher Ausprägung und Zielrichtung werden von den zuständigen und betroffenen Stellen durchgeführt.

Dies sind insbesondere

- die regelmäßigen Untersuchungen der für die Gewässerüberwachung zuständigen Landesumweltverwaltungen und Flußgebietsarbeitsgemeinschaften
- regelmäßige Untersuchungen der Wasserwerke und Wasserverbände
- Sondermessprogramme zur Emissions- und Immissionsituation für die Beantwortung spezifischer Einzelfragestellungen durch die Länder
- F+E-Vorhaben der Universitäten und Forschungseinrichtungen mit Unterstützung durch die staatlichen Dienststellen.

Weitere Details werden wir von Frau Zullei-Seibert am heutigen Nachmittag erfahren.

Fortschreitende Aktivitäten zum koordinierten Datenaustausch vereinfachen den übergreifenden Datenzugriff und verhindern Doppelarbeit. Beispielsweise stellen die Länder ihre aggregierten Daten an einem ausgewählten Messnetz aus 153 sog. LAWA-Messstellen dem UBA zur bundesweit übergreifenden Auswertung und Darstellung zur Verfügung.

Ein besonderes Problem stellen verlässliche Frachtberechnungen dar. Selbst wenn häufige Untersuchungen, verteilt über das ganze Jahr vorliegen, sind die Frachtabschätzungen nur bei mittleren und größeren Fließgewässern vergleichsweise solide. Bei kleineren Gewässern, in denen signifikante Belastungsspitzen und sehr schwankende Abflussverhältnisse auftreten, ist die Frachtberechnung mit großen Unsicherheiten behaftet und erfordert Untersuchungen in extrem hoher zeitlicher Auflösung. Zur Verbesserung dieser Situation ist neben pilothaften Monitoringprogrammen ein verstärkter Einsatz von Modellierungsansätzen hilfreich und notwendig. Über diesen letzten Punkt werde wir heute und morgen sicherlich vieles lernen können.

2.2 Auswahl gewässerrelevanter Pestizid-Wirkstoffe

Die komplette und flächendeckende Überwachung der derzeit 260 in Deutschland zugelassenen Wirkstoffe ist aufgrund der vorhandenen Ressourcen nicht möglich. Während in der Vergangenheit in den Bundesländern sehr unterschiedliche Messgrößenlisten herangezogen wurden, vollzieht sich heute ein bundesweiter und national übergreifender Prozess der Harmonisierung.

Gewässerelevante Pestizidwirkstoffe

Substanz	Zielwirkung	Stoffgruppe	Zulassung BRD
Atrazin	Herbizid	Triazin	n
Ametryn	Herbizid	Triazin	n
Azinphos-ethyl	Insektizid	Phosphorsäureester	j
Azinphos-methyl	Insektizid	Phosphorsäureester	n
Bentazon	Herbizid	Diazin	beschränkt
Bromacil	Herbizid	Diazin	n
Chloridazon	Herbizid	Diazin	j
Chlortoluron	Herbizid	Harnstoffderivat	j
2,4-D	Herbizid	Phenoxyalkancarbonsäure	j
Dichlorprop-P	Herbizid	Phenoxyalkancarbonsäure	j
Dichlorvos	Insektizid	Phosphorsäureester	j
Dimethoat	Insektizid	Phosphorsäureester	j
Diuron	Herbizid	Harnstoffderivat	j
Endosulfan	Insektizid	CKW	n
Etrimphos	Insektizid	Phosphorsäureester	n
Fenitrothion	Insektizid	Phosphorsäureester	n
Fenthion	Insektizid	Thiophosphorsäureester	j
Hexazinon	Herbizid	Triazin	n
Isoproturon	Herbizid	Harnstoffderivat	j
Lindan	Insektizid	CKW	j
Linuron	Herbizid	Harnstoffderivat	n
Malathion	Insektizid	Phosphorsäureester	n
MCPA	Herbizid	Phenoxyalkancarbonsäure	j
Mecoprop-P	Herbizid	Phenoxyalkancarbonsäure	j
Metazachlor	Herbizid	Amid	j
Methabenzthiazuron	Herbizid	Harnstoffderivat	n
Metolachlor	Herbizid	Amid	j
Parathion-ethyl	Insektizid	Phosphorsäureester	j
Parathion-methyl	Insektizid	Phosphorsäureester	beschränkt
Prometryn	Herbizid	Triazin	n
Propazin	Herbizid	Triazin	n
Simazin	Herbizid	Triazin	j
Terbuthylazin	Herbizid	Triazin	j
Triazophos	Insektizid	Phosphorsäureester	j
Trifluralin	Herbizid	Anilinderivat	j
Tributylzinn-Verb.	Fungizid	Organozinnverbindung	n
Triphenylzinn-Verb.	Fungizid	Organozinnverbindung	j als Fungizid

Die Stoffe aus den in den 70er Jahren aufgestellten Listen der EG-Gewässerschutzmaßnahmen haben an praktischer Bedeutung verloren, sind aber aufgrund gesetzlicher Vorschriften weiterhin zu überwachen. Aktuell als gewässerrelevant eingeschätzte Wirkstoffe wurden in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaft auf der Grundlage von Produktions- und Aufwandmengen sowie anhand der chemisch-physikalischen Eigenschaften - zumeist aufgrund vorhandener Untersuchungsbefunde (Monitoring-Ansatz) - ausgewählt.

Die derzeit vordringlich aufgrund der Monitoring-Daten als gewässerrelevant einzuschätzenden vierzig Pestizide sind in der Liste auf der vorhergegangenen Seite dargestellt.

Diese Wirkstoffe lassen sich unter verschiedenen Gesichtspunkten in Gruppen einteilen: Nach ihrer Zielwirkung handelt es sich um Herbizide, Insektizide und Fungizide. Chemisch gehören die herbiziden Wirkstoffe in die Stoffgruppen der Diazine, Triazine, Harnstoffderivate, Amide und Phenoxyalkancarbonsäuren, während die Insektizide überwiegend Organophosphorsäureester und Chlorkohlenwasserstoffe sind. Wichtige Fungizide sind Organozinnverbindungen. Bemerkenswert ist, dass eine Reihe von Wirkstoffen in Deutschland nicht oder nicht mehr als Pflanzenschutzmittel zugelassen sind. Neben diesen Wirkstoffen werden andere Gruppen wie Sulfonylharnstoffe oder der Diuron-Ersatzstoff Glyphosat zunehmend Beachtung finden.

2.3 Bewertungsverfahren (Folie 6)

Lange Zeit bestanden größere Probleme bei der Bewertung nachgewiesener Pestizidbelastungen. Doch seit einigen Jahren kann die Staatliche Umweltverwaltung bei der Bewertung von Schadstoffkonzentrationen in Gewässern auf das bundesweit gültige und international akzeptierte Konzept der Zielvorgaben zurückgreifen.

Zielvorgaben für gefährliche Stoffe sind immissionsseitige Qualitätskriterien in Form konkreter Konzentrationsangaben, bei deren Einhaltung nach dem heutigen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse eine Gefährdung der betrachteten Schutzgüter bzw. Nutzungsanforderungen nicht zu befürchten ist. Nachdem die Anwendbarkeit dieser Konzeption auf ausgewählte Schwermetalle und organische Industriechemikalien erfolgreich erprobt wurde, hat die Umweltministerkonferenz die Anwendung der Zielvorgaben für den wasserwirtschaftlichen Vollzug empfohlen. Derzeit wird die Zielvorgabenkonzeption auf Pestizide angewendet:

Als ein erster Schritt wurde für das Schutzgut Trinkwasserversorgung eine generelle Zielvorgabe von 0,1 µg/l je Einzelsubstanz festgelegt. Diese Festlegung folgt den Vorgaben, dass Pestizide generell nicht im Trinkwasser auftreten sollen und die in der Trinkwasserverordnung als pauschale Vorsorgegrenzwerte festgelegten Konzentrationen in trinkwasserrelevanten Oberflächengewässern eingehalten werden sollen. Entsprechende Erprobungsberichte der Bundesländer wurden vom UBA zusammengefasst und veröffentlicht.

Danach treten regional und überregional zahlreiche und oft erhöhte Überschreitungen der ZV auf.

1998 wurden Zielvorgaben für Pestizide für das Schutzgut Aquatische Lebensgemeinschaften aufgrund von ökotoxikologischen, insbesondere NOEC-Werten abgeleitet. Dabei werden die Ergebnisse aus validierten Testverfahren mit Bakterien, Algen, Krebsen und Fischen als Vertreter der vier zentralen Trophiestufen herangezogen und das niedrigste Testergebnis, multipliziert mit einem Sicherheitsfaktor, als Zielvorgabe herangezogen. In speziellen Fällen werden Kanzerogenitätsverdacht, Bioakkumulation und Anreicherung in Gewässerfeststoffen berücksichtigt. Die Anfang 1998 vorgelegten vorläufigen Zielvorgaben haben zwischenzeitlich einen weite Kreise betreffenden Anhörungsprozess durchlaufen und wurden im Oktober mit geringen Änderungen verabschiedet. Die Zielvorgaben für die vermutlich relevanten Pestizidwirkstoffe sind in der folgenden Folie aufgelistet (**Folie 7**).

Auf Beschluss in der LAWA sollen diese vorläufigen Zielvorgaben auf ihre Anwendbarkeit im wasserwirtschaftlichen Vollzug geprüft werden. Diese Erprobung schließt eine Prüfung der vorliegenden Jahresmessreihen auf Überschreitung der Zielvorgaben, eine Ursachenermittlung der Überschreitungen und eine Formulierung möglicher Minderungsmaßnahmen ein. Das Vorliegen der Länderberichte und eine bundesweite Zusammenfassung der Ergebnisse ist noch in diesem Jahr zu erwarten. Auf dieser Basis ist dann eine bundesweite abschließende Relevanzeinschätzung möglich.

2.4 Vorläufige Ergebnisse der ZV-Auswertung

Eine erste Einschätzung der bundesweiten Situation, repräsentiert durch die Messwerte an den 153 LAWA-Messstellen ist in den beiden (**Folien 8 und 9**) auszugsweise dargestellt.

Wenn auch diese Messstellen zumeist an den mittleren und größeren Fließgewässern liegen und somit die oft sehr viel stärker gefährdeten Kleingewässer unterrepräsentiert sind, lassen sich einige wichtige Trends und bestehende Probleme erkennen:

1. Die analytische Bestimmungsgrenze ist insbesondere für die Überprüfung der Zielvorgaben für das Schutzgut der Aquatischen Lebensgemeinschaften bei 10 Wirkstoffen nicht ausreichend, die Möglichkeiten zur Senkung der Bestimmungsgrenzen sind zu prüfen.
2. Trotz zunehmender Anzahl der Untersuchungen werden einige der auf ihre Relevanz zu prüfenden Wirkstoffe bisher an zu wenigen Messstellen untersucht.
3. Für einige Wirkstoffe lassen sich im dargestellten Untersuchungszeitraum keine ZV-Überschreitungen nachweisen, während bei 9 Pestiziden häufige Überschreitungen der jeweiligen ZV nachzuweisen sind. Teilweise läßt sich dabei ein zu- oder abnehmender Trend über die Zeit erkennen.

3. Eintragspfade

Anhand der eben gezeigten Ergebnisse kann in den Fließgewässern Deutschlands von einer deutlichen Pestizidbelastung ausgegangen werden. Um nun die Ursachen zu ermitteln und daraus effektive Minderungsmaßnahmen abzuleiten, ist eine bilanzierende Ermittlung der Emissionsquellen und Eintragspfade erforderlich.

Dabei ist es sinnvoll zwischen produktions- und anwendungsbedingten Einträgen und beim letzteren zwischen landwirtschaftlichen Anwendungen und Emissionsquellen in nicht-landwirtschaftlichen Gebieten zu differenzieren.

Bei der landwirtschaftlichen Anwendung sind Einträge von Pestiziden in die Fließgewässer auf unterschiedlichen Wegen möglich. Die Bedeutung des jeweiligen Eintragspfads hängt dabei von einer Vielzahl unterschiedlicher Begleitumstände ab.

Einträge von Pestiziden bei der landwirtschaftlichen Anwendung

Pfade	bedeutsame Begleitumstände	Relevanz
Feldanwendung	generell: Aufwandmenge, Toxizität - Selektivität,	
Direkteinträge	Abstandsauflagen, Uferrandstreifen, Sorgfalt	gering
Abtritt bei Ausbringung	Sprizentechnik, Wetterverhältnisse, Abstandsauflagen, Flüchtigkeit der Wirkstoffe/Formulierungen	mittel
Run-off und Erosion	Einzugsgebietgröße, Belastungsspitzen, Boden: Topographie, Art, Bedeckung und Bearbeitung, Abschwemmungshäufigkeiten und -zeitpunkt, Sorptionseigenschaften und Persistenz der Wirkstoffe, Verlagerbarkeit	hoch
Dränage- und Zwischenabfluss	Sorptionseigenschaften und Persistenz der Wirkstoffe, Verlagerbarkeit	mittel
Grundwasser-(Basis-)Abfluss	Bodenart, Sorptionseigenschaften und Persistenz der Wirkstoffe	gering
Füllen, Reinigen und Warten von Feldspritzen		
Direkteinträge über Hofabläufe /Kanalisation	Ort der Behandlung, Sorgfalt, Nutzung/Entsorgung des "Abwassers"	hoch

Wie Sie wissen, ist die Anzahl der Begleitumstände, die bei einer gegebenen Anwendung das Ausmaß der Gewässerbelastung mitbestimmen, sehr groß. Festzuhalten ist grundsätzlich, dass jede Maßnahme, die zu einer Minimierung der Aufwandmenge führt, geeignet ist, das Risiko der Gewässerbelastung zu reduzieren. Darüber hinaus sind der Pfad über Oberflächenabfluss/Erosion und der Umgang mit den Feldspritzen vor und nach der Aufbringung als bedeutendste Belastungsquellen zu sehen. Insbesondere im letzten Bereich kann die "befestigte Be-

triebsfläche/Hofabläufe" als punktuelle Quelle angesehen werden, die damit im Gegensatz zu den im engen Sinne diffusen Quellen technisch und rechtlich leichter zu beherrschen ist. Entsprechende Untersuchungen wurden anlässlich eines UBA-Symposiums im Februar 1997 ausgewertet.

Aber auch in nicht-landwirtschaftlich genutzten Gebieten kommen Pestizide zur Anwendung und werden, überwiegend über die kommunalen Kläranlagen, in die Gewässer eingetragen.

Ausgewählte Emissionsquellen aus nicht-landwirtschaftlichen Anwendungen		
Pfade	Ursachen/ Randbedingungen	Relevanz
Wohn- und Gewerbegebiete		
Kommunale Kläranlagen	geringe Abbaubarkeit der Wirkstoffe, Behandlung von befestigten Außenflächen in Wohn- und Gewerbegebieten, Ansetzen und Entsorgen der Spritzbrühen, Misch- oder Trennkanalisation, Regenüberlaufbecken	hoch
Regenwasserkanäle	Anwendung in Zier-, Obst und Gemüsegärten, Ansetzen und Entsorgen der Spritzbrühen	vermutlich hoch
Direkteinträge	Versickerung, Run-off, direkte Regenwasserableitung	gering
Gärten, Park- und Sportanlagen		
Versickerung, Run-off, Dränage	Gewässernähe	?
Bahntrassen		
Versickerung, Direkteinträge	Gewässernähe, Wirkstoffwahl und -menge	?
Produktionsbetriebe		
Abwasser Direkteinleiter	Behandlung des Abwassers, Überwachung	?
Formulierbetriebe		
Abwasser Indirekteinleiter	?	?

Zur lange Zeit unterschätzten Bedeutung der punktförmigen Einträge über kommunale Kläranlagen wird Herr Bach am heutigen Nachmittag noch eingehender informieren.

Obwohl in Kläranlagenabläufen verschieden Wirkstoffe nachgewiesen werden, ist in diesem Zusammenhang die Anwendung des Totalherbizids Diuron durch Privatpersonen besonders beachtenswert. Die nach Pflanzenschutzgesetz verbotene Anwendung auf befestigten Flächen wie Garagenauffahrten und Plattenwegen und der zu sorglose Umgang bei der Anwendung und Entsorgung sind Hauptursache des Auftretens dieses Wirkstoffs in den kommunalen Kläranla-

gen. Es bleibt abzuwarten, inwieweit Aufklärung und Beratung durch Behörden und Hersteller sowie die Anwendung von Ersatzstoffen zu einer Reduzierung der Diuronbelastung führen.

Die Deutschen Bahn AG hat 1996 eine Verzichtserklärung für den Einsatz von Diuron unterzeichnet und ist auf Glyphosat umgestiegen. Darüber hinaus wird im Bahn-Umwelt-Zentrum hier in Berlin an einem Projekt gearbeitet, das auf eine weitere Optimierung des Einsatzes von Pestiziden zur Erhaltung der Verkehrssicherheit auf Bahnanlagen abzielt (vgl. Vortrag von Dr. Ehse am morgigen Tag).

Schließlich sind auch noch gewerbliche Betriebe, die Pestizide produzieren oder formulieren, als Emissionsquellen zu berücksichtigen. Die bereits erwähnte Erprobung der Zielvorgaben bezüglich des Schutzguts Trinkwasserversorgung hatte gezeigt, dass in den Einzugsgebieten von Rhein und Elbe produktionsbedingte Zielvorgabenüberschreitungen bei insgesamt 13 Wirkstoffen auftreten.

Abwasseruntersuchungen auf Pestizide werden seit 1996 regelmäßig an den drei großen Produktionsstätten in NRW durchgeführt. Während im Abwasser eines Werkes keine Pestizidwirkstoffe nachgewiesen werden konnten, treten im Abwasser der Bayer-Werke in Dormagen/Rhein und Elberfeld/Wupper trotz spezieller Abwasservorbehandlungen und -reinigung häufiger positive Befunde auf. Die mittleren Konzentrationen der insgesamt 11 nachgewiesenen Wirkstoffe liegen überwiegend zwischen 0,2 bis 10 µg/l, die entsprechend errechneten Tagesfrachten zwischen 5 bis über 100 g/Tag. Eine abschließende Frachtabschätzung ist derzeit noch nicht möglich, da viele Wirkstoffe im Chargenbetrieb synthetisiert werden. Lediglich Diuron und Triadimenol konnten an einer Produktionsstätte praktisch ganzjährig nachgewiesen werden. Da die Produktionsstätten der chemischen Großindustrie häufig an sehr abflußreichen Flüssen liegen, in denen das Abwasser schnell und stark verdünnt wird, ist eine räumlich weitreichende Belastung des Gewässers nicht nachweisbar.

Unbekannt ist der Eintrag von Pestiziden über das Abwasser von Formulierbetrieben, die zu meist als Indirekteinleiter in kommunale Abwasserkanäle einleiten. Für die 12 großen Formulierbetriebe in NRW liegen bisher keine Abwasseruntersuchungen vor, es muß jedoch vermutet werden, dass diese Betriebe ebenfalls zum Belastungspfad über kommunale Kläranlagen beitragen.

4. Vordringliche Maßnahmen zur Minderung der Pestizidbelastung in Oberflächengewässern aus Sicht der Umweltverwaltung, Wissensdefizite und Forschungsbedarf

Ausgehend von der dargestellten Belastung der Gewässer mit Pestiziden sind weiterhin und verstärkt Minderungsmaßnahmen geboten. Wegen der Vielfältigkeit der Ursachenkomplexe gilt es, nicht nur für die Umweltverwaltung, die zielführendsten Maßnahmen zu ermitteln und ergreifen, d.h. Maßnahmen, deren Erfolg neben der Verwaltbarkeit auch einer Aufwand-Erfolgsabschätzung Rechnung trägt. Dies setzt weitergehende Kenntnisse zur Quantifizierung der Eintragspfade, deren Vielschichtigkeit ich ebenfalls dargestellt habe, voraus.

Grundsätzlich ist zunächst jede Reduzierung der Anwendungsmengen zielführend. Dabei sind der Verzicht auf den Einsatz durch Unterlassung oder Anwendung alternativer Methoden, aber auch Substitutionsmethoden durch wirksamere, selektivere und weniger gewässerschädliche Pestizide zu fassen. Herr Frahm wird zu diesem Komplex morgen detailliert berichten.

Handlungsempfehlungen, die zu einer Minderung der Pestizidbelastung in Oberflächengewässern führen, richten sich an alle betroffenen Kreise, also landwirtschaftliche, private und gewerbliche Anwender, Produktionsbetriebe, Zulassungsbehörden, die Staatlichen Umweltverwaltungen v.a. in den Bereichen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft und die wissenschaftlichen Institutionen, auf deren Kooperation wir in vielen Feldern angewiesen sind.

Für meinen Bereich der Umweltverwaltung sehe ich folgende vordringlichen Maßnahmen-schwerpunkte:

- Überwachung/Monitoring
E/I-Messprogramme, Bilanzierung der Eintragspfade, Analytik zur ZV-Überprüfung
- F+E-Vorhaben in Kooperation mit Landwirtschaftskammern und Forschungseinrichtungen
Grundlagenarbeit und technische Vorschläge
Ersatzstoffe mit günstigeren Eigenschaften
- Ausweitung der Kooperation mit den betroffenen Kreisen
Landwirtschaft-Wasserwirtschaft
flächendeckende Kooperationsmodelle z.B. nach dem Muster in NRW
- gesetzgeberische Maßnahmen
Uferrandstreifen, Gute Fachliche Praxis, Förderung ökologischer Landbau
Pestizidabgabe, WHG, Abwasserreinigung
- Intensivierung der Aufklärung, Beratung und Öffentlichkeitsarbeit!

Die Reihenfolge der hier aufgelisteten Maßnahmen stellt keine nacheinander abzuarbeitende Prioritätenliste dar, da es aus meiner Sicht zur Lösung vielschichtiger Umweltprobleme nicht "die" Maßnahme gibt, sondern nur koordinierte Bündel, die gemeinsam von den Beteiligten und Betroffenen geschnürt werden.

Anmerkung: Der Gewässergütebericht NRW '97 des LUA zur Problematik von Pestiziden in Oberflächengewässern ist kostenlos beim LUA zu beziehen.

Bewertungsverfahren

Zielvorgaben sind immssionsseitige Qualitätskriterien, bei deren Einhaltung aus heutiger Sicht keine Gefährdung der betrachteten Schutzgüter zu befürchten ist.

- **bisher abgeleitet für**
- **7 Schwermetalle**
- **28 organische Industriechemikalien**
- **Pestizide**
 - **Schutzgut Trinkwasser: pauschal 0,1 µg/l**
 - **Schutzgut Aquatische Lebensgemeinschaften: 40 individuelle ZV**

Vorläufige ZV Pestizide (µg/l)

Schutzgut Aquatische Lebensgemeinschaften

0,0001 - < 0,001

**Tributylzinn Triphenylzinn
Fenthion Parathion-ethyl
Etrimphos Endosulfan
Fenitrothion Hexazinon
Malathion Dichlorvos**

0,01 - < 0,1

**Diuron Triazophos
Trifluralin Lindan
Parathion-methyl**

0,1 - < 1

**Chlortoluron Dimethoat
Isoproturon Linuron
Metazachlor Metolachlor
Simazin Terbuthylazin
Amethryn Bromacil
Prometryn**

1 - 10

**Chloridazon MCPA
2,4-D Dichlorprop-P
Methabenzthiazuron**

> 10

**Bentazon
Mecoprop-P**

Datenbasis fehlt

**Azinphos-ethyl
Propazin**

ZV-Überschreitungen LAWA 1992-1996

Schutzgut Trinkwasserversorgung

	BG	Daten	Überschreitungen	
			keine	häufig
Atrazin				X ↓
Bentazon		X		
Bromacil			X	
2,4-D		X		
Dichlorprop-P		X		X
Diuron				X
Etrimphos		X		
Fenthion		X		
Isoproturon				X ↑
Linuron			X	
MCPA		X		
Mecoprop-P		X		X
Metolachlor			X	
Simazin				X ↓
Triazophos		X		
Tributylzinn-	X	X		
Triphenylzinn-	X	X		

Restliche: Vereinzelte ZV-Überschreitungen

ZV-Überschreitungen LAWA 1992-1996

Schutzgut Aquatische Lebensgemeinschaften

- Bestimmungsgrenze unzureichend: 11 Wirkstoffe
- unzureichende Datenlage: 11 Wirkstoffe
- ZV eingehalten: 14 Wirkstoffe
- ZV häufig überschritten: 6 Wirkstoffe

Azinphos-methyl

Dimethoat ➡

Diuron

Endosulfan

Isoproturon ➡

Simazin ➡

Modellierung der diffusen Gewässereinträge

Modeling of non-point source inputs into surface waters

Dr. Andreas Huber, Universität Giessen Institut f. Landeskultur

Senckenbergstr. 3, D - 35390 Giessen, Germany

Tel. +49 (0)641 99-37375, Fax -37389, Email: andreas.huber@agrar.uni-giessen.de

Aus Meßprogrammen in verschiedenen Einzugsgebieten der Bundesrepublik Deutschland ist bekannt, daß Pflanzenschutzmittel in nennenswerten Konzentrationen im Oberflächenwasser präsent sind. Zur Verminderung dieser Belastung ist die Kenntnis über Anteile und Bedeutung der wichtigsten PSM-Eintragspfade unerlässlich. Im Rahmen eines Forschungsvorhabens des Umweltbundesamtes (UBA) wurde daher

- (1) das gegenwärtige Wissen über Pflanzenschutzmitteleinträge über verschiedene diffuse und punktuelle Eintragswege zusammengefaßt,
- (2) das Anwendungsspektrum sowie die natürlichen Standortfaktoren während der Ausbringung flächendeckend dargestellt; und
- (3) auf dieser Grundlage ein GIS-gestütztes Modell entwickelt, mit deren Hilfe die Größenordnung der diffusen Wirkstoffverluste nach landwirtschaftlicher Anwendung bundesweit geschätzt werden kann.

Die Modellierungsergebnisse werden in digitalen Rasterkarten (100 x 100 m) innerhalb eines Geographischen Informationssystems (GIS) dargestellt. Der Schwerpunkt der Modellergebnisse liegt dabei *nicht* auf absoluten Mengenangaben zu den Gewässereinträgen, sondern auf der komparativen Aussagen über die *relative Bedeutung* unterschiedlicher Naturräume, Kulturarten, Wirkstoffe bzw. Klimaregionen zum Wirkstoffeintrag in Oberflächengewässer.

Ausgehend von der räumlich und zeitlich differenzierten Darstellung des Wirkstoffaufwandes in Acker- und Sonderkulturen werden die Pflanzenschutzmittelausträge für jeden der drei Eintragspfade Runoff, Drainage und Abdrift getrennt berechnet. Die Austräge durch *Drainagen* werden mit Hilfe des Modells PELMO (s. Beitrag von Kubiak) berechnet. Das Modell schätzt dabei die Tiefenverlagerung eines Stoffes mit bekannten physikalisch-chemischen Eigenschaften in Abhängigkeit von klimatischen, bodenkundlichen und hydrologischen Parametern. Durch eine Verknüpfung dieser Simulationsergebnisse mit räumlichen Datensätzen kann die Wirkstoffverlagerung mit dem Sickerwasser und somit der Austrag über Drainagen landesweit hochgerechnet werden.

Auf der Basis der Angaben zur Eintrittswahrscheinlichkeit von Starkregenereignissen können die Wiederkehrintervalle Runoff-auslösender Niederschläge ermittelt werden. Zusammen mit der Halbwertszeit der Wirkstoffe ergeben sich Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen, mit deren

Hilfe die für die Abschwemmung zur Verfügung stehende Wirkstoffmenge berechnet wird. Das *Runoff*-Volumen wird auf der Grundlage der für mitteleuropäische Verhältnisse angepaßten SCS-CN-Methode, differenziert nach Bodenart und Landnutzung, ermittelt. Aus der Wirkstoffkonzentration im Oberflächenabfluß und der Abflußmenge ergibt sich, unter Einbeziehung der spezifischen Desorptionseigenschaften der Wirkstoffe, die jährlich abgeschwemmte Pflanzenschutzmittelmenge.

Zur Berechnung der Einträge durch *Spraydrift* während der Applikation wird zunächst die Vorfluterichte in der Bundesrepublik Deutschland ermittelt und anschließend werden die Gewässereinträge mit Hilfe der Abdrifteckwerte der Zulassungsbehörde für Pflanzenschutzmittel hochgerechnet.

Sonstige diffuse Pflanzenschutzmitteleinträge werden nicht berechnet, da diese entweder einen vernachlässigbar geringen Beitrag zur Belastung der Oberflächengewässer leisten (z. B. atmosphärische Deposition, Wasser- und Winderosion), oder weil die verfügbare Datenlage keine derartigen Berechnungen zuläßt (Austräge aus nicht-landwirtschaftlicher Anwendung).

Für den *Vergleich* der modellierten Pflanzenschutzmittelfrachten mit experimentell erhobenen Daten werden die Ergebnisse von Monitoring- und Sondermessprogrammen aus Einzugsgebieten unterschiedlicher Größe herangezogen. Insgesamt zeigen die Größenordnungen der Modellergebnisse eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen Frachten. Aufgrund der Größe des Untersuchungsgebietes und des Generalisierungsgrades der verwendeten Eingabedaten sind jedoch sämtliche Modellergebnisse als relative Größen anzusehen, die vor allem dem Vergleich von Wirkstoffen, Applikationsperioden und Regionen dienen sollen. Im Unterschied zu *worst-case*-Rechnungen, in denen eine maximal zu erwartenden Umweltbelastung zugrunde gelegt wird, wird in der vorliegenden Untersuchung jedes Austragsszenario unter Berücksichtigung der Wahrscheinlichkeit seines Eintretens berechnet. Auf diese Weise versucht die Modellierung, ein realistisches Bild der Pflanzenschutzmitteleinträge in die Oberflächengewässer in Deutschland wiederzugeben.

Literatur

- Huber, A., M. Bach und H.-G. Frede (1998): Regional und zeitlich differenzierte Schätzung der Wirkstoffaufwandmengen in Feldkulturen in der Bundesrepublik Deutschland. *Gesunde Pflanzen* **50**, H. 2, 36-44
- Huber, A., M. Bach und H.-G. Frede (1998): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Deutschland – Teil 1: Modellierung der diffusen Einträge Mittlg. *Biolog. Bundesanst. Land- Forstwirtsch, Berlin-Dahlem* (51. Deutsche Pflanzenschutztagung), H. 357, 382-382
- Huber, A., M. Bach und H.-G. Frede (1999): Modeling Pesticide Losses with Surface Runoff in Germany. *Science Total Environm.* (in print)
- Huber, A. (1999): Belastung der Oberflächengewässer mit Pflanzenschutzmittel in Deutschland – Modellierung der diffusen Einträge. *Boden u. Landschaft*, Bd. 25 (im Druck)(Diss. Univ. Giessen)

Einträge aus Punktquellen und Gewässerfrachten

Point-source inputs and pesticide loadings

Dr. Martin Bach, Universität Giessen, Institut f. Landeskultur
Senckenbergstr. 3, D - 35390 Giessen, Germany
Tel. +49 (0)641 99-37375, Fax -37389, Email: martin.bach@agrar.uni-giessen.de

In dem von Huber vorgestellten UBA-Projekt wird der Eintrag von PSM in Oberflächengewässer *aus diffusen Quellen* flächendeckend für das Bundesgebiet mit hoher räumlicher Auflösung modelliert. Diese Ergebnisse sollen (a) den gemessenen Frachten in größeren Flußgebieten gegenüber gestellt werden, und (b) die Größenordnung der *Einträge aus Punktquellen* abgeschätzt werden. Diese Aufgabe beinhaltet

1. die Schätzung der punktuellen PSM-Einträge
2. die Ermittlung der PSM-Frachten in (größeren) Flußgebieten

Seit einigen Jahren ist in einer Reihe von Untersuchungen in Deutschland die Menge an PSM-Substanzen gemessen worden, die mit dem *Hofablauf von Landwirtschaftsbetrieben* über die Kläranlage in Gewässer eingetragen wird. In insgesamt acht Untersuchungen wurde der Ablauf von zusammen rd. 40 Punktquellen (Kläranlagen, Regenüberläufe, Waschplätze) gemessen. Die (rechnerischen) betriebsspezifischen Wirkstoff-Frachten zeigen ein außerordentlich heterogenes Bild, die Spannbreite reicht von 3 g/Betrieb bis ca. 80 g/Betrieb. Welche kausalen Faktoren jedoch im Einzelfall das Ergebnis maßgeblich bestimmt haben, kann aus den Monitoring-Untersuchungen nicht entnommen werden. Infolge der großen Variabilität der Ergebnisse erscheint es gegenwärtig nicht zulässig, auf der Basis dieser Untersuchungen beispielsweise einen mittleren Wert der PSM-Emission aus Kläranlagen abzuleiten und mit diesem Wert die punktuellen Einträge für das Bundesgebiet hochzurechnen.

Im Rahmen des UBA-Forschungsprojekts sind Analysenergebnisse zur *PSM-Konzentration* in Oberflächengewässern aus dem gesamten Bundesgebiet für den Zeitraum 1993 bis 1995 zusammengetragen worden (s. dazu auch Beitrag v. Zullei-Seibert). Im Bundesgebiet sind demzufolge (1994) an 57 Meßstellen PSM-Wirkstoffe mit ≥ 12 Analysen pro Jahr gemessen worden. Auf der Basis dieser Konzentrationsmessungen und der Abflußmengen zugeordneter Pegel wurden Wirkstoff-Frachten berechnet. Die Wirkstoff-Frachten zeigen jedoch außerordentlich große Streuungen beispielsweise

- für identische Stationen zwischen den Beobachtungsjahren;
- für identische Stationen zwischen verschiedenen Methoden zur Frachtberechnung;
- für unmittelbar benachbarte Stationen (mit annähernd identischem Einzugsgebiet) im gleichen Jahr.

Nach kritischer Durchsicht können für die Berechnung *valider* Wirkstoff-Frachten in Flußgebieten schließlich diejenigen Stationen ausgewählt, die dem Kriterium genügen:

- mindestens 40 Stichproben pro Jahr (mit Mehrzahl > BG), oder
- kontinuierliche Beprobung (Mischproben) über die gesamte Jahresperiode.

Diesen Kriterien genügen vier Meßstellen bzw. Flußgebiete in Deutschland: Ruhr (Station Westhofen, FN $\approx 1900 \text{ km}^2$), Nidda (Station Praunheim, FN $\approx 1900 \text{ km}^2$), Main (Station Bi-

schofsheim, FN $\approx 27.000 \text{ km}^2$), Rhein (Station Köln, N $\approx 141.000 \text{ km}^2$, incl. rd. 28.000 km^2 außerhalb Deutschlands). Die Frachtsummen in den vier Flußgebieten reichen von rd. 21 t im Rhein, Meßstelle Köln, bis rd. 100 kg in der Ruhr bei Westhofen für 1994. Bei einem Vergleich der Wirkstofffrachten zwischen den vier Flußgebieten ist zu beachten, daß

- (a) das Untersuchungsprogramm an den vier Meßstellen unterschiedliche Wirkstoffe umfaßte;
- (b) tendentiell die Fracht der meisten Wirkstoffe mit der Größe des Einzugsgebietes abnimmt, da bei längerer Fließstrecke bis zur Meßstelle ein zunehmender Anteil abgebaut wird.

Für die Entwicklung von *Gewässersanierungskonzepten* ist die Frage entscheidend, welches die wichtigsten Eintragspfade von PSM in Gewässer sind. Insbesondere die Bedeutung der Punktquellen im Vergleich zu diffusen Einträgen steht dabei häufig im Mittelpunkt. Bislang ist in Deutschland nur von Seel et al. (1996) im Nidda-Einzugsgebieten sowie von Fischer et al. (1996, 1998) und Müller et al. (1998) in vier hessischen Klein-Einzugsgebieten untersucht worden, welche Bedeutung die Einträge aus Kläranlagen im Vergleich zu den diffusen PSM-Einträgen in das Oberflächengewässer haben. In allen diesen Fällen zeigte es sich, daß die Gewässerfracht zum weit überwiegenden Anteil auf die PSM-Einleitungen aus der Kläranlage zurückzuführen waren. Der Beitrag der diffusen Einträge lag in der Mehrzahl dieser Untersuchungen unter 10 %.

Um die Bedeutung der Punkteinträge auch für die großen Flußgebiete zu beurteilen, werden für die vier Flußgebiete von der *gemessenen Gewässerfracht die diffusen Eintragsmengen abgezogen*, die für einen Wirkstoff im Einzugsgebiet bis zur Meßstelle jeweils nach den Modellansätzen (s. Beitrag Huber) *kalkuliert* worden sind. Die *Differenz wird den Einträgen aus Punktquellen zugeschrieben*. Für die vier Flußgebiete wird ein Anteil der Einträge aus diffusen Quellen (nach Modellschätzung) zwischen 28 % und 7 % an der (gemessenen) Gesamtfracht der jeweils berücksichtigten Wirkstoffe ausgewiesen. Der Anteil der übrigen Einträge (die mit den Punktquellen praktisch identisch sind) beträgt dementsprechend 72 % bis 93 %. Selbst wenn man für die Modellschätzung der diffusen Eintragsmengen eine Fehlerbandbreite von $\pm 50 \%$ unterstellen würde, dann weisen die Ergebnisse auch für die größeren Flußgebiete auf die starke Dominanz der Punktquellen beim PSM-Eintragsgeschehen hin.

Literatur

- Bach, M. (1997): PSM-Emissionen aus Hofabläufen - Größenordnung und Einflußfaktoren. In: Pestizideinträge in Oberflächengewässer aus landwirtschaftlichen Hofabläufen - Kenntnisstand und Minderungsmaßnahmen (Symposium des Umweltbundesamtes 19.02.1997). Umweltbundesamt, Berlin, UBA-Texte 87/98, 55-64
- Bach, M. (1997): Diffuse Stoffeintragspfade in Fließgewässer. Zentralblatt f. Geologie Paläontologie, Teil I, 1995, H. 10, 945-955
- Bach, M., A. Huber und H.-G. Frede (1998): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Deutschland – Teil 2: Abschätzung der Punkteinträge und Gewässerfrachten. Mittlg. Biolog. Bundesanst. Land- Forstwirtschaft, Berlin-Dahlem (51. Deutsche Pflanzenschutztagung), H. 357, 383-383
- Fischer, P., M. Bach und H.-G. Frede (1998): Beratung von landwirtschaftlichen Betrieben zur Verringerung der punktuellen Pflanzenschutzmitteleinträge in Fließgewässer. Mittlg. Biolog. Bundesanst. Land- Forstwirtschaft, Berlin-Dahlem (51. Deutsche Pflanzenschutztagung), H. 357, 393-393
- Müller, K., M. Bach und H.-G. Frede (1998): Quantifizierung diffuser und punktueller Pflanzenschutzmitteleinträge in Fließgewässer. Mittlg. Biolog. Bundesanst. Land- Forstwirtschaft, Berlin-Dahlem (51. Deutsche Pflanzenschutztagung), H. 357, 388-388

Monitoring der Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässern in Deutschland

Pesticide monitoring in surface waters in Germany

*Ninette Zullei-Seibert, Dortmunder Energie- und Wasserversorgung GmbH
Institut für Wasserforschung GmbH Dortmund, Zum Kellerbach 46, D-58239 Schwerte
Tel.: +49 (0)231-544-1300, Fax.: +49 (0)231-544-1220, Email: IFW@poboxes.com*

Die Oberflächengewässer in Deutschland werden mit unterschiedlichen Zielsetzungen auf das Vorkommen von Pflanzenschutzmitteln untersucht. Im Rahmen der hoheitlichen Überwachungsaufgaben decken die Länderbehörden alle wesentliche Fließsysteme mit einer Vielzahl von Meßstellen ab. Die Überwachungsstrategien sind auf eine Zustandsbeschreibung der Gewässerqualität ausgerichtet. Dabei dienen die Meßergebnisse beispielsweise dem Abgleich mit ökologisch ausgerichteten Qualitätszielen, der Selektion auffälliger Wirkstoffe, der Ermittlung dominanter Eintragspfade oder der Abschätzung von Frachten. Länderübergreifende Auswertungen erfolgen in Zusammenarbeit mit den entsprechenden Bundesbehörden. Eher mit einer lokalen bzw. regionalen Begrenzung finden ergänzende Untersuchungen bei den Wasserversorgungsunternehmen statt, die Oberflächenwasser als Ausgangsprodukt für die Trinkwassergewinnung verwenden. Hier bildet die Rohwasserkontrolle einen wesentlichen Bestandteil der Produktsicherung. Die Meßergebnisse fließen in einigen Bundesländern in Kooperationen zwischen Wasserversorgung und Pflanzenschutzmittel-Anwendern ein, die eine Verbesserung der Gewässerqualität anstreben. Darüber hinaus wurden von unterschiedlichen Institutionen Forschungs- oder Sonderuntersuchungsprogramme zu definierten Fragestellungen initiiert.

Im Rahmen des vom Umweltbundesamt geförderten Verbundforschungsvorhabens „Gewässerbelastungen mit Pflanzenschutzmitteln in Deutschland – Kenntnisstand, Schätzungen und Minimierungsmaßnahmen“ wurden die verfügbaren Meßergebnisse der Länder und Wasserversorgungsunternehmen für den Zeitraum 1990 bis 1995 anhand definierter Vorgabekriterien zusammengefaßt und ausgewertet. Daraus resultierten ca. 170.000 Gütedaten zu 65 Oberflächenwassermeßstellen der Flußgebiete Elbe, Ems, Main Ruhr und Weser. Die Datenmatrix umfaßte insgesamt eine Mischung von Tagesstichproben und Sammelproben über unterschiedliche Zeitintervalle, die über den Betrachtungszeitraum teilweise innerhalb einer Meßstelle variierten. Das Spektrum der untersuchten Wirkstoffe war ebenfalls heterogen. Insgesamt wurden 189 Substanzen analysiert, wobei es sich zu 44 % um Herbizide, zu 25 % um Insektizide und zu 10 % um Fungizide handelte. Der Rest konnte den Akariziden, Metaboliten und Nebenprodukten zugeordnet werden. Laborspezifisch wurden für die selben Wirkstoffe unterschiedliche Bestimmungsgrenzen angegeben, die damit zu abweichenden Minimal-Konzentrationsniveaus bei den positiv detektierten Stoffen führten.

Unter den zugrundeliegenden Randbedingungen - unterschiedliche örtliche und zeitliche Untersuchungsdichte für die einzelnen Wirkstoffe - konnten ca. 30 % der analysierten Substanzen an keiner der betrachteten Meßstellen nachgewiesen werden. Relativ häufig traten dagegen Positivbefunde von triazin-Herbiziden, wie Terbutylazin, Phenylharnstoff-Herbiziden, wie Diuron und Isoproturon, Phenoxialkancarbonsäure-Herbiziden, wie Mecoprop und Dichlorprop, oder das insektizide Lindan in erscheinung.

Anhand ähnlicher Untersuchungshäufigkeiten ließen sich auch gebietsbezogene Belastungsschwerpunkte erkennen. Beispielsweise erfolgte ein Eintrag von Mecoprop in den Rhein überwiegend mit dem Main und seinen Zuflüssen und weniger aus der Ruhr. Für viele Wirkstoffe ergaben sich zumeist in Abhängigkeit von der Anwendung saisonale Eintragsschwerpunkte. Die Niveaus der Konzentrationsganglinien waren je nach Abflußcharakteristik der Flußsysteme und den Einzugsgebietsgrößen sowie daraus resultierenden, möglichen Verdünnungseffekten unterschiedlich hoch.

Insgesamt konnte anhand der vorliegenden Daten eine umfassende Zustandsbeschreibung über die Qualität und die Quantität der Gewässerbeeinträchtigung durch Pflanzenschutzmittel abgeleitet werden.

Modellierung der Wirkstoffverlagerung im Boden mit dem Model PELMO 3.0

Modelling of pesticide leaching in soils with PELMO 3.0

Dr. Roland Kubiak, B. Jene, G. Fent, Staatliche Lehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Weinbau u. Gartenbau [SLFA], Fachbereich Ökologie, Breitenweg 71, D-67435 Neustadt/Wstr. Tel. +49 (0)6321/671-285, Fax -222

Abstract:

- On the basis of the simulation model PRZM 1 [Pesticide Root Zone Model] PELMO 2.01 [PEsticide Leaching MOdel] was developed to simulate German scenarios in the course of the registration procedure for pesticides. At last the version 2.01 was used for the official judgement. On the basis of this version a further development was initiated by the German registration authorities [BBA and UBA] and the German Agrochemical Association [IVA]. The aim of this work was to enable the program use under Windows®, to develop a user-friendly interface for the input of data and the calculation and evaluation procedure and to enable the calculation of the degradation and translocation of metabolites.

This features were implemented by B. Jene at the SLFA Neustadt during 1997/98 and the new version PELMO 3.0 is now available for official use. The program has the following characteristics:

1. It runs under Windows 3.x, Windows 95, and Windows NT.
2. It has an easy-to-use interface allowing for the data input according to the metabolic pathway of a pesticide.
3. It uses separate soil, climate, and pesticide/metabolite scenarios.
4. The simulation of the active substance as well as the calculation of the water transport/balance is unchanged compared with earlier PELMO-versions to ensure the comparability of former simulation results. With respect to this aspect, the validation status of PELMO^{3,4,5} could be maintained and further increased.
5. The simulation of the metabolite behaviour requires sorption constants for each metabolite. Following a given metabolisation scheme, partial transformation rates from the parent compounds to the different daughter substances have to be derived from laboratory and/or field studies
6. Corresponding to the calculation of the a.i. in PELMO 2.01 a dependence of the transformation rate on the temperature and soil moisture can be defined for each metabolite
7. Depth dependence of the transformation rate can be taken into account for each metabolite using 'bio-degradation factors'.

8. If a substance is transformed to different metabolites, the overall transformation rate of this substance is defined as the sum of its partial transformation rates.
9. Most of the metabolites can be formed by different parent compounds. Thus, the formation of metabolites is the result of the degradation processes from the different previous compounds.

Since PELMO 3.00 is a capacity model which does not consider preferential flow of soil water and solutes, it should be used for homogenous sandy soils.

References

- Carsel, R. F., Smith, C.N., Dean J.D. & Jowsie P. User's Manual for the pesticide root zone model (PRZM) Release 1, EPA-600/3-84-109, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1984.
- Klein, M.: PELMO Pesticide Leaching Model, Version 2.01 Mai 1995, Handbuch, Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie Schmallenberg, 1995.
- Fent, G., Jene B. & Kubiak R.: *Z.PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XVI* (1998) 731-738.
- Fent, G., Jene B. & Kubiak R 9th International Congress Pesticide Chemistry, Book of Abstracts, Volume 2: 6B - 030, 1998.

Modelling pesticide emissions to the upper groundwater in The Netherlands with the GeoPestras model

Modellierung der Pestizidemissionen in das oberflächennahe Grundwasser in den Niederlanden mit dem Modell GeoPestras

*Drs. Aaldrik Tiktak, Ton van der Linden, National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), P.O.BOX 1, NL - 3720 BA Bilthoven, The Netherlands
Fax +31 30 2744419, Email: a.tiktak@rivm.nl*

In recent years concern about pollution of groundwater by pesticides has grown. Approximately 50 pesticides have been detected in the groundwater in Western Europe and the USA (Leistra & Boesten, 1989; Hallberg, 1989). For sustainable groundwater management, a policy based on banning the use of persistent and mobile pesticides in combination with directives for a more selective and restricted use, has been set up by the Dutch government (LNV, 1991). Pesticides registration is co-ordinated by the Dutch Pesticide Registration Board. As a first tier in the registration-process, pesticides are evaluated with the PESTLA model, using a 'realistic worst-case scenario' (i.e. one surface application in an initially pesticide-free soil; application time in May or November; weather data for '75% wet' year; sandy soil; fixed groundwater table at 1 m depth). The disadvantage of this approach is that it does not give insight into the regional-scale variation of vulnerability of soils to the leaching of pesticides. Moreover, the choice of the geographical location on which this scenario is based, has been arbitrary. Regional-scale model application overcome the limitations of one single model application. Such applications have now become possible, due to the rapid emergence of Geographical Information Systems and the development of affordable computing power.

We have used a one-dimensional pesticide leaching model, PESTRAS, in combination with a Geographical Information System to calculate the leaching potential of pesticides into the groundwater on a regional-scale (Freijer et al., 1996; Tiktak et al., 1996ab). Calculations were performed for unique combinations of soil texture, organic matter content, groundwater-depth-class, land-use, and climate. Model-inputs were derived from these basic spatially distributed parameters using transfer functions. Spatial patterns of the pesticide leaching potential were obtained by combining the calculated results with geographic information. The number of unique combinations for which the model had to be run to get spatial patterns for the Netherlands could be reduced from 93,000 (which is the total number of relevant 500 x 500 m² grid-cells in the Netherlands) to a manageable 897. With a realistic dose of 1 kg ha⁻¹, potential concentrations of atrazine and its metabolites in soil leachate were above the EU drinking-water standard (0.1 µg L⁻¹) in 78 % of the agricultural area. For bentazone, hydroxy-chlorothalonil, and *cis*-1,3-dichloropropene, this figure amounted to 94 %, 83 % and 78 %, respectively. In general, peat soils are

invulnerable to pesticide leaching, whereas sandy and loamy soils with low organic matter contents are very vulnerable (concentration above $1 \mu\text{g L}^{-1}$).

References

- Freijer, J.I., A. Tiktak, S.M. Hassanizadeh, and A.M.A. van der Linden. 1996. *PESTRASv3.1.: A one dimensional model for assessing leaching, accumulation and volatilization of pesticides in soil*. RIVM Report no. 715501007, Bilthoven, the Netherlands.
- Hallberg, G.R. 1989. Pesticide pollution of groundwater in the humid United States. *Agric. Ecosyst. Environ.* (26):299-367.
- Leistra, M., and J.J.T.I. Boesten. 1989. Pesticide contamination of groundwater in western Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.* (26):369-389.
- LNV. 1991. *Multi-year crop-protection plan (MJP-G)*. Lower House 1990/1991, 216 67, no. 3-4. The Hague, the Netherlands (In Dutch).
- Tiktak, A., A.M.A. van der Linden, and I. Leine. 1996a. Application of GIS to the Modeling of Pesticide Leaching on a Regional Scale in the Netherlands. In: D.L. Corwin and K. Loague (Ed.). *Application of GIS to the Modeling of Non-Point Source Pollutants in the Vadose Zone*. SSSA-Special Publication number 48, pp. 259-281.
- Tiktak, A., A.M.A. van der Linden and R.C.M. Merkelbach. 1996b. *Modeling pesticide leaching at a regional scale in the Netherlands*. RIVM report no. 715801008, RIVM, Bilthoven, the Netherlands.

Modeling pesticide emissions to surface waters in The Netherlands

Modellierung der Pestizidemissionen in die Oberflächengewässer in den Niederlanden

*Ir. Roel Kruijne, DLO Winand Staring Centre for Integrated Land Soil and Water Research (SC-DLO), P.O. Box 125, NL - 6700 AC Wageningen, The Netherlands
Tel. +31 (0)317-74605/74202, Fax +31 (0)317-424812, Email: r.kruijne@sc.dlo.nl*

Introduction

In the Netherlands, the intensive use of pesticides for crop protection causes contamination of groundwater and surface water. Reduction targets for the use and emissions of pesticides were established by the Dutch Government in a Multi-Year Crop Protection Plan (LNV, 1991). The emission targets of this plan will be evaluated in the year 2000. Procedures were developed for evaluating the emissions of pesticides on a national scale, with emphasis on groundwater (Tiktak et al., 1996) and surface water (Kraaij et al., 1996; Kruijne & Merkelbach, 1997). Important emission routes to watercourses are spray drift, field drainage, surface runoff and deposition from the air. Other routes of local importance are related to greenhouse cultivation. This presentation describes the calculation of pesticide loads to watercourses as a result of spray drift, using; 1) geographical data on land use, 2) geographical data on surface water characteristics, 3) average annual pesticide use, and 4) spray drift emission factors. The aim of these calculations is the assessment of differences in loads at national scale. The procedure is called PEGASUS (Pesticide Emission to Groundwater And Surface waterS).

Landuse data

Geographical land use data were obtained from a database on land use, which is based on satellite images of the years 1995 and 1997 (LGN3 - Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland; DLO-Staring Centre, 1998). The LGN3 describes land use in the Netherlands at a resolution of 25 m by 25 m (a pixel). The map of LGN3 has 24 land use classes, including nine agricultural land use classes (*pasture, corn, potatoes, sugarbeet, cereals, other agricultural crops, greenhouses, fruit orchards, and flower bulbs*). The land use data were combined with crop areas from the Agricultural Economics Research Institute (LEI-DLO, BedrijvenInformatieNet 1995). The crop definitions are based on a classification system of the Statistics Netherlands (CBS, 1995). Crop areas were available for 625 out of 633 municipalities in the Netherlands.

The number of land use classes in LGN3 was reduced by clustering the non-agricultural land use into the land use types *urban area, nature area, and open water area*. These three land use types were combined with the agricultural land use classes of LGN3 and aggregated to the scale level of gridcells of 500 m by 500 m. The land use distribution was calculated from the 400 pixels within each gridcell. In order to relate application data to land use, 70 crop types were distributed among the agricultural land use classes. Within each municipality, the crop areas are spatially distributed among the gridcells using the crop area expressed as a fraction of the total area of crops in a land use class. The gridcell-based crop area is calculated from this crop area fraction and the land use class area.

Surface water data

Data on watercourses were obtained from TOP10-vector (Topografische Dienst). This library consists of topographical maps at scale 1:10000, based on aerial photographs of the years 1991 to 1997. The center lines of field ditches, small channels, large channels, and border lines were extracted from these digital maps, using a procedure to convert the vector length to gridcell-based scalars in 4 categories (table 1).

Table 1 Properties of surface water objects in TOP10-vector (Topografische Dienst).

Line type and description	Average width of water surface (m)	Annual discharge / supply periods
Centerline of field ditch	-	only during rainfall
Centerline of small channel	0,5 – 3	at least 6 months
Centerline of large channel	3 – 6	at least 6 months
Borderline of large channel and open water area	> 6	Permanent

Pesticide application data

The pesticide application data were obtained from the database ISBEST 3.0 (InformatieSysteem BESTrijdingsmiddelen / Information System Pesticides; SC-DLO). This database describes the average annual use of pesticides in the various crops in the Netherlands, in the year 1995. The major application parameters are the dosage, time of application, application technique, and the fraction of the crop area treated. These parameters refer to more than 200 active ingredients and 70 crops. The ISBEST database is composed of statistics on agriculture and data from questionnaires.

Emission factors

The actual emission due to spray drift depends on a number of factors such as spraying equipment, weather conditions, stage of crop development, and the dimensions of field ditch and field border. The spray drift factors used in this study are based on field experiments in orchards and arable crops, using reference spraying techniques when average windspeed was 3 m.s^{-1} directed to the field ditch (table 2). The spray drift factor is defined as the aeric deposition on water surface as percentage of dosage on the field. The results of these experiments in orchards and arable crops were extrapolated to applications in other crop types (e.g. nursery trees).

Table 2: Standard spray drift factors for reference techniques used in two crop types (Huijsmans et al., 1993; van de Zande & Porskamp, 1996)

Crop type	Distance to field ditch (m)	Spraying technique	Drift factor (%)
Orchards ⁽¹⁾	4,5 – 5,5	Cross-flow fan sprayer	6,8
Field crops	2,25 – 3,25	Boom sprayer	5,4

(1) trees with LAI 1,5-2 (the spray drift factor for leafless trees is 2-3 times as high)

Spray drift reduction factors are based on similar field experiments with different types of low-emission application technology, and with applications in orchards bordered by wind shields (table 3). The spray drift (reduction) factors are based on the soil deposition measured on a strip of 1 m width at the lee side of the crop. This strip represents the waterbody in a standard field ditch at a depth of 0,25 m above the bottom level (cross-section dimensions: top width 4 m; depth 1,75 m; bottom width 0,5 m; side slope 1:1).

Table 3: Spray drift reduction factors for different crop types and application techniques (Huijsmans & van de Zande, 1997)

Crop type	Spraying technique (field condition)	Reduction factor (%)
Orchards	Tunnel sprayer	85
	Cross-flow fan sprayer with reflection shields	55
	Wind shield (with full grown leaves)	70-90
Arable crops	Air-assisted boom sprayer	50
	Shielded boom sprayer	50
Flower bulbs	Tunnel sprayer	90

Environmental loads

The vulnerability of the surface water system to spray drift emission was related to the open water area and the agricultural land use area, using a water-land ratio at the scale level of catchment areas and water management districts (Kraaij et al., 1996). In this study, the gridcell-based water-land ratio is defined as the ratio between the rural area (the sum of agricultural land use area and nature area) and the open water area. The open water area is calculated from the total length of watercourses and a standard width of the water surface. The water-land ratio is an estimator for the total length of watercourses bordering fields with agricultural land use.

For each gridcell, the amount of spray drift resulting from a single application is calculated from the water-land ratio, the crop area, the spray drift factor and the application parameters, according to;

$$SD_{GC,AP} = \frac{1}{2} \cdot RAOWRU_{GC} \cdot CA_{GC,CR} \cdot SDFA_{AP} \cdot AM_{AP} \cdot AAFA_{AP} / 100$$

with;

$SD_{GC,AP}$	the amount of spray drift to watercourses (kg)
$RAOWRU_{GC}$	the water - land ratio (-)
$CA_{GC,CR}$	the crop area (ha)
$SDFA_{GC,AP}$	the spray drift factor (%)
AM_{AP}	the average dosage (kg.ha ⁻¹)
$AAFA_{AP}$	the average fraction of the crop area treated (-)

The factor $\frac{1}{2}$ is used because it was assumed that during application 50% of the watercourses is situated at the lee side of the field.

A brief description of the surface water characteristics is presented, with details of topographical maps. Maps of the calculated environmental loads in the Netherlands are presented for selected active ingredients.

References

- Huijsmans, J.F.M., H.A.J. Porskamp and B. Heijne 1993. *Orchard tunnel sprayers with reduced emission to the environment. Results of deposition and emission of new types of orchard sprayers*. Proceedings A.N.P.P.-B.C.P.C. Second International Symposium on Pesticides Application, Strasbourg, 22-24 sept. 1993, BCPC, Vol. 1/2, p. 297-304.
- Huijsmans, J.F.M., H.A.J. Porskamp and J.C. van de Zande 1997. *Drift(beperking) bij de toediening van gewasbeschermingsmiddelen (Spray drift (reduction) in crop protection application technology. Evaluation of spray drift in orchards, field crops and nursery crops -State-of-the-art December 1996)*. DLO Institute of Agricultural and Environmental Engineering Report 97-04, IMAG-DLO, Wageningen (In Dutch, with English summary), 37 pp.
- Kraaij, H., G.G.C. Verstappen and F.H. Wagemaker, 1996. *PESCO; Beschrijving van een screeningmodel voor emissies van bestrijdingsmiddelen naar het opervlaktewater (PESCO; Description of a screening model for emissions of pesticides to surface water)*. Lelystad, RIZA (In Dutch), Werkdocument 96.102X.
- Kruijne, R. and R.C.M. Merkelbach, 1997. *Ontwikkeling van het prototype instrumentarium PEGASUS (Development of the prototype model instrument PEGASUS – Pesticide Emission to Groundwater And SURface waterS)*. DLO Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, MPB Report 1, SC-DLO, Wageningen (In Dutch), 46 pp.
- LNV, 1991. *Meerjarenplan Gewasbescherming/MJP-G (Multi-year crop-protection plan)*. Tweede Kamer der Staten Generaal 1990/1991, 216 67, no. 3-4. The Hague, the Netherlands (In Dutch).
- Tiktak, A., A.M.A. van der Linden and I. Leine, 1996. *Application of GIS to the Modeling of Pesticide Leaching on a Regional Scale in the Netherlands*, S.S.S.A. Special Publication 48. 259-281.
- Zande, J.C. van de, and H.A.J. Porskamp 1996. *Field measurements of spray drift in arable farming*. Proceedings AgEng96 Madrid, International Conference on Agricultural Engineering, Madrid 23/26 September 1996. 257-258.

SEPTWA95: A system for the estimation of pesticide emissions to surface and groundwater

SEPTWA95: Schätzung der Pestizidemission in Oberflächengewässern und Grundwasser

*Dr. Luc Pussemier, S. Beernaerts, Veterinary and Agrochemical Research (VAR),
Leuvensesteenweg 17, B – 3080 Tervuren, Belgium
Tel. +32 (0)2769 2247, Fax +32 (0)2769 2305, Email: l.pussemier@terv.fgov.be*

ABSTRACT

SEPTWA is a pragmatic system developed in Belgium for the prediction, at the macro-scale, of surface and groundwater pollution by pesticides. It considers the actual application rates in the agricultural and non agricultural sectors and takes into account the diffuse (runoff, drainage, drift) and non diffuse (direct losses) emission sources.

The version 1.1 of the model has been used in order to identify the most problematic pesticides in Belgium and their predicted environmental concentrations in surface waters and in recharge groundwater (reference year : 1993). Validation work is in progress and a monitoring programme started in 1997 in order to compare observed concentrations to the prediction of the model. In addition, special attention is devoted to the identification and quantification of the most important entry sources to surface waters under Belgian conditions.

INTRODUCTION

The SEPTWA model (System for the Evaluation of Pesticide Transport to Waters) has been developed at VAR in order to assist the Belgian legal authorities for decision making in the field of environmental impact of pesticides and, more particularly, on the presence of pesticides in the aquatic systems. It has also been used by the drinking water producing companies and the regional authorities in order to improve their monitoring programmes of surface and groundwater. Hence, the aim of this system is to evaluate pesticide emissions to surface and groundwater, taking into account the real applications of agricultural and non-agricultural pesticides in the different parts of the country.

At present time, the most recent results were obtained with the second version of the model (version 1.1) which was developed in 1996 and which is an upgrade of the first version (1.0) created in 1995. The reference year for the model is 1993. That means that, for this year, we were able to make estimations of pesticide emissions to surface and groundwater in the 36 hydrographic basins of the country, taking into account all the relevant uses of pesticides as well as the specific pedo-climatic conditions.

In brief, it can be said that the model is pragmatic because it considers all types of applications and all relevant sources of pollution including some point source emissions at the farm level. The model works on a macroscopic scale (whole country or large hydrographic basin), is functional (the different entry routes to water are described in a scientific way) and analytical (equilibrium is assumed to be reached for each time span considered, i.e. 15 days, and the losses are calculated accordingly). Finally, the model is deterministic and not probabilistic : it works with a finite value of the input parameters (DT50, Koc, rainfall, etc ...).

SHORT DESCRIPTION OF THE SEPTWA MODEL

The working principles of the model can be summarised as follows:

- 1) Estimation of pesticide applications in the different parts of the country and in the different sectors of uses.
This is done by using specific data-base on soil occupation (acreage for the different crops, density of the railway network, housing,) and using the results of specific surveys on pesticide uses.
- 2) Calculation of the emissions to surface waters.
Four different entry routes are considered (Pussemier and Beernaerts, 1997a) with, for each of them, a specific emission factor (see Table 1).

Table 1: Emission factors considered for surface waters

Entry route	Agriculture uses	Other uses
Direct losses	0.05 - 0.25 %	-
Drift	0 % seed/granules 0.01 % field 0.03 % orchard	-
Runoff and erosion	0.08 % seed/granules 0.4 % spray	0.4 % soil application 2 % impermeable surface application
Drainage and hypodermic flow	0.01 % if GUS < 3 0.1 % if 3 < GUS < 4 1 % if 4 < GUS < 4.5 10 % if GUS > 4.5	

Direct losses (due to rinsing and cleaning of the spraying equipment, spillages at the farm site, ...) are generally estimated as equal to 0.25 % of the total amount applied. Drift, when relevant, is estimated as 0.01 % of pesticide applied in field crops, which corresponds to the combination of a drift factor of 1% and a water/land ratio of 1 %. The losses by runoff and erosion are supposed to be independent on the nature of the chemical and are taken into account whatever the region of interest. Higher emission factors are considered for herbicides applied on impermeable surfaces. Drainage and hypodermic flow are also taken into account and their importance is linked to the GUS index of the chemical of interest.

- 3) Calculation of emissions to groundwater.
These losses are estimated using a relationship existing between the GUS index and the leaching predicted with the PESTLA model (version 3.1; standard dutch scenario; Beernaerts and Pussemier, 1997b).
- 4) Distribution of the losses with time, degradation and crop interception.
Some of the losses will appear at the moment of application whilst others will occur later depending on weather conditions in this case, the degradation of the product in the soil is taken into account. In addition, losses can be reduced if the

pesticide is applied on a developed crop (interception and reduction of the amount reaching the soil). It is important to note that the model does not consider dissipation of pesticides in the streams due to degradation in water or adsorption on sediments.

5) Calculation of PEC

Knowing the pesticide emissions (g/ha), it is possible to estimate the concentrations in surface water (SW) using the following relationship:

$$PEC_{sw} = [\text{amount emitted} / (\text{rainfall} * \text{SPR})] * (1 - \text{BFI})$$

where,

SPR = Standard Percentage Runoff
= fraction of rain water flowing to the stream via runoff or interflow (drainage, ...)

BFI = Base Flow Index
= fraction of stream flow that is not directly linked to rainfall (water coming from springs, decharge of aquifer)

For the groundwater (GW), the concentration in recharge water is estimated roughly using:

$$PEC_{gw} = \text{amount emitted} / \text{recharge water} \\ = \text{amount emitted} / (\text{annual rainfall}/3)$$

EXAMPLE OF RESULTS OBTAINED FOR BELGIUM (reference year 1993)

As far as surface waters are considered, the model indicates that lenacil, bentazone, isoproturon, chloridazon, prosulfocarbe, metamitron, diuron and atrazine will give the highest concentrations in surface waters with annual averages exceeding 0.33 µg/l in the most polluted basins (see Table 2).

For groundwater, the highest concentrations will be found with bentazone, atrazine, lenacil and simazine (estimated yearly average exceeding 0.1 µg/l in recharge water) (see Table 3). However, it must be said that the model is very sensitive to the values of K_{oc} and DT₅₀ that are taken as input, and that questions can be raised about the relevance of the values found in the literature.

Table 2: Predicted concentrations in surface waters (PEC_{sw}) in Belgium (SEPTWA, version 1.1; reference year for pesticide applications and rainfall = 1993)

Herbicides	PEC _{sw} (µg/l)		
	Yearly average (most polluted basin)	Monthly average (most polluted basin)	Period of highest emissions*
Bentazone	1.02	13.29	June-1
Lenacil	1.16	15.09	May-2
Glyphosate	0.32	2.01	August-1
Diuron	0.33	6.81	March-2
Atrazine	0.33	2.65	May-1
Isoproturon	0.48	19.29	March-2
Chloridazon	0.47	8.58	April-2
Prosulfocarbe	0.45	4.02	October-2
Metamitron	0.44	5.28	April-2
Chlormequat	0.33	8.61	March-2
Amitrol	0.33	1.77	November-1-2
Simazine	0.15	0.68	August-2
Dichlorprop-(p)	0.14	4.49	April-2
Pyridate	0.15	2.50	June-1
MCPA	0.14	3.61	April-2
Metolachlore	0.18	1.83	April-2
Ethofumesate	0.13	0.63	April-2
Chlortoluron	0.15	1.31	October-2

* -1 : first two weeks and -2 : last two weeks of the month.

Table 3: Predicted concentrations in groundwaters (PEC_{gw}) in Belgium (SEPTWA, version 1.1; reference year for pesticide applications and rainfall = 1993).

Pesticide	Emissions below 1 meter (g/ha)	PEC _{gw} (µg/l)
Bentazone	1.82	0.70
Atrazine	0.34	0.13
Lenacil	0.38	0.15
Simazine	0.26	0.10
Metolachlore	0.15	0.06
Isoproturon	0.12	0.05
Pendimethalin	0.10	0.04
Dichlobenil	0.03	0.01
Clopyralide	0.02	0.01
Metribuzine	0.02	0.01
Carbofuran	0.02	0.01
Imidacloprid	0.01	0.00
Fluroxypyr	0.004	0.00
Lindane	0.009	0.00
Bromoxynil	0.004	0.00
Chlortoluron	0.003	0.00
Sulcotrione	0.001	0.00
Dimethoate	0.001	0.00
Linuron	0.001	0.00

VALIDATION OF THE MODEL: MONITORING OF BELGIAN RIVERS

A validation programme including monitoring of the Dyle river in central Belgium has been initiated in 1997. This river, indeed, can be considered as representative of the Belgian situation (see Table 4). Most of the pesticides for which high PEC_{sw} are predicted using the model are monitored on a monthly basis (i.e. atrazine, simazine, diuron, isoproturon, chlortoluron, lenacil, bentazone, metolachlor).

Some typical results obtained with isoproturon and diuron are shown in Figure 1 for 6 sampling points distributed along the course of the river. As can be observed, isoproturon has been detected, in April 1998, in high concentrations, mostly in the upper part of the basin (rural area) whilst diuron is present during the same month mostly in the lower part, which is dominated by large urbanized areas. Two months later, in June 1998, one can see from the graph that isoproturon is nearly completely absent whilst diuron is still present at high concentrations. As a quick glance, it appears that such values are well in line with the predictions given by SEPTWA.

Table 4: Some characteristics of the Dyle basin (with sub-basins).

	Basin	% of Belgium	Pesticides to be considered
Total Surface (ha)	602 874	20	
Non agricultural uses			
Inhabitants (thousands)	2 656	27	simazine, diuron, dichlobenil bromacil, oxadiazon
Agricultural uses			
Agricultural surface (ha)	194 584	14	
cereals (ha)	64 080	27	isoproturon, chlortoluron prosulfocarbe
sugar beets (ha)	28 471	26	metamitron, lenacil chloridazon
maize (ha)	17 043	11	atrazine, bentazone EPTC, metolachlor
spinach (ha)	45	3	lenacil
chicory (ha)	2 271	23	benfluraline
cabbages (ha)	125	5	propachlore
leek (ha)	153	8	propachlore
beans (ha)	393	7	metobromuron
peas (ha)	843	10	aclonifen
fruit crops (ha)	8 658	56	simazine, amitrol diuron, propyzamide

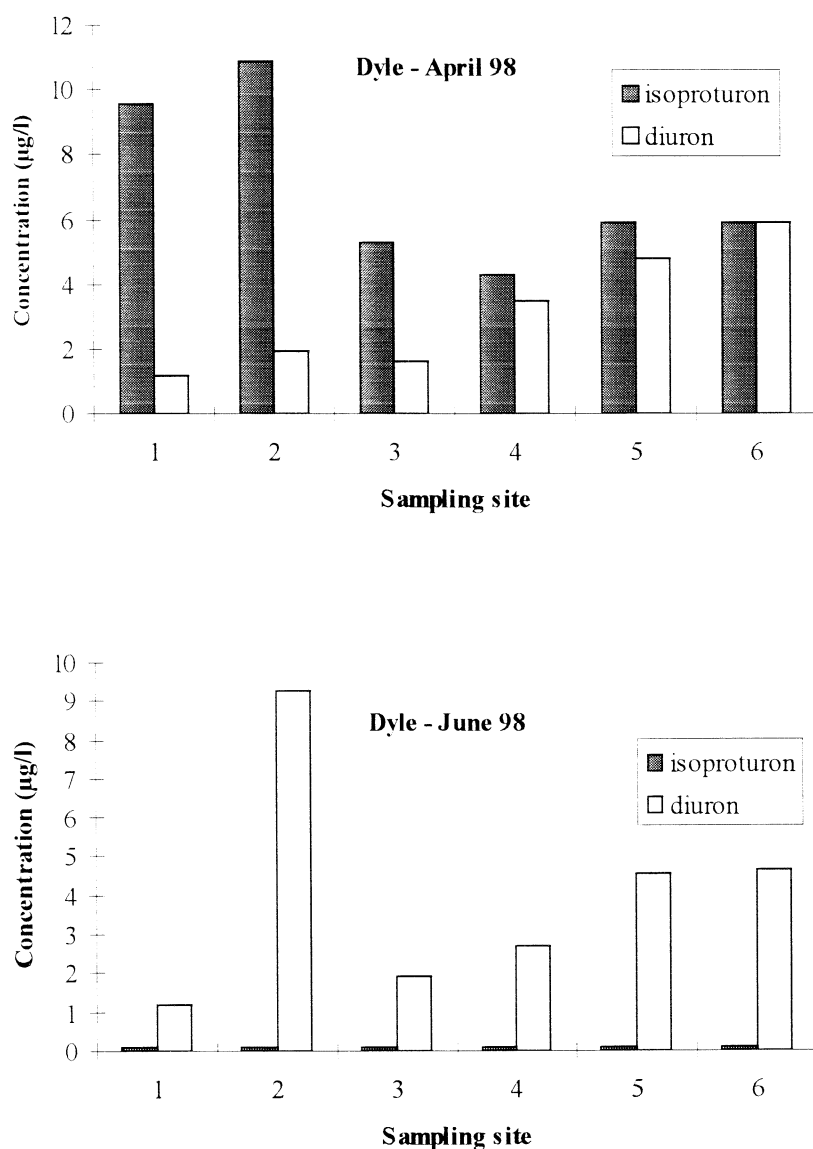


Figure 1 : Evolution of the concentration of isoproturon and diuron along the course of the Dyle river in Belgium in April and June 1998.

Besides this monitoring programme on a relatively large river basin, a more thorough monitoring of a small stream has been undertaken in order to assess, in a more accurate way, the importance of some specific emission factors. Special care has been drawn on the so-called “direct losses” because it seems that such emissions could be relatively important under Belgian conditions (point sources emissions at the farm level, mostly on the place where sprayers are filled and cleaned).

The stream selected (Nil) is located within the basin of the river Dyle. The total surface of the Nil basin is 31.99 km² and the stream network is 14.1 km long. The soil is predominantly occupied by rotational crops (73% of the total surface) and only 7 % is kept for housing. Pasture and forest occupy 15 and 5 % of the land surface, respectively. The rotational crops are distributed as follows: cereals (winter wheat and winter barley): 64 %, sugar beets: 24%; maize: 6%, potatoes 2%; various (flax, field vegetables, chicory, ...): 14 %.

An example of practical results obtained with isoproturon on the Nil stream is given in Figure 2 together with some information on the periods of isoproturon treatment and daily rainfall. The data show that large concentrations of isoproturon can be found when the pesticide is applied, despite the fact that only few fields are adjacent to the river. After conversion of these values in loads (amounts transported by the stream-figure 3), it appears that the highest losses through river water occurs during the period of application of the herbicide and with the very first rains following a treatment. Noteworthy, these rains were not sufficient to produce field runoff so that it can be concluded that the losses are linked to inappropriate handling and application (no respect of the good agricultural practices) and/or to the runoff of farmyards (where the cleaning and handling of product occurs) which, in turn, are associated to direct losses or (semi)-punctual pollution sources. These losses represents, in our case, about 70 % of the total load. Fischer *et al.* (1996) working on a small basin (690 ha with ca 400 ha of cereals) in Germany observed that about 95 % of the total load (for the 5 pesticides analysed) came from point sources. The importance of these sources has also been stressed by Kreuger (1998) who attributed extreme concentration peak, monitored in a agricultural catchment in Southern Sweden, to incautions actions during handling and application.

When rains were sufficient to produce field runoff (7 April and 25 April) the losses recorded were relatively low and are estimated to less than 25 % of the total losses.

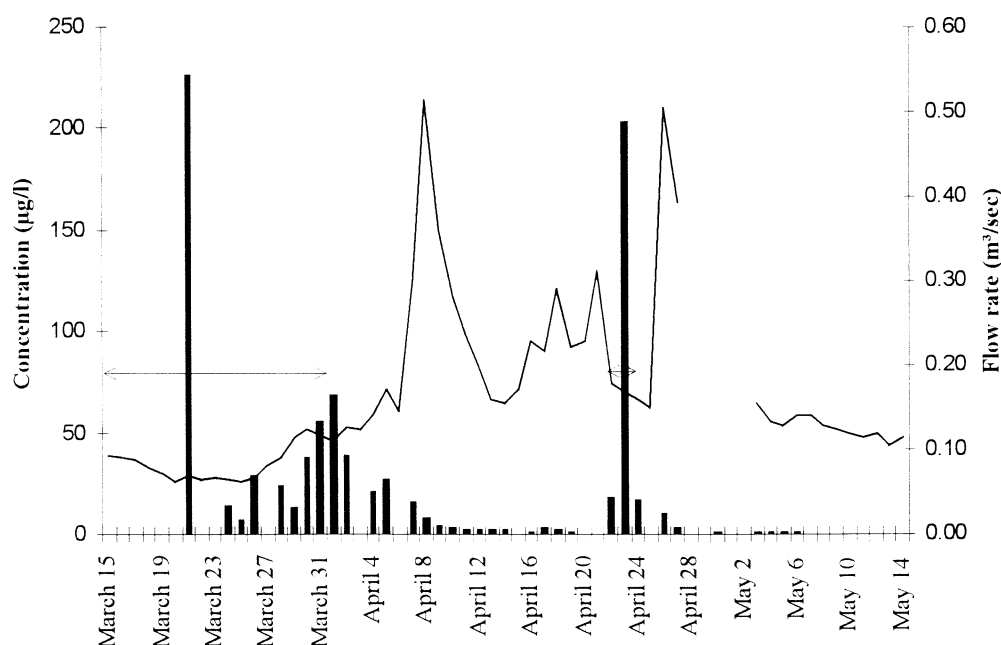


Figure 2 : Isoproturon concentration (column) and flow (solid line) measured in the Nil stream between mid-March and mid-May. (↔ shows the treatments periods). The monitoring has continued until mid-June but no further significant concentration of isoproturon was found.

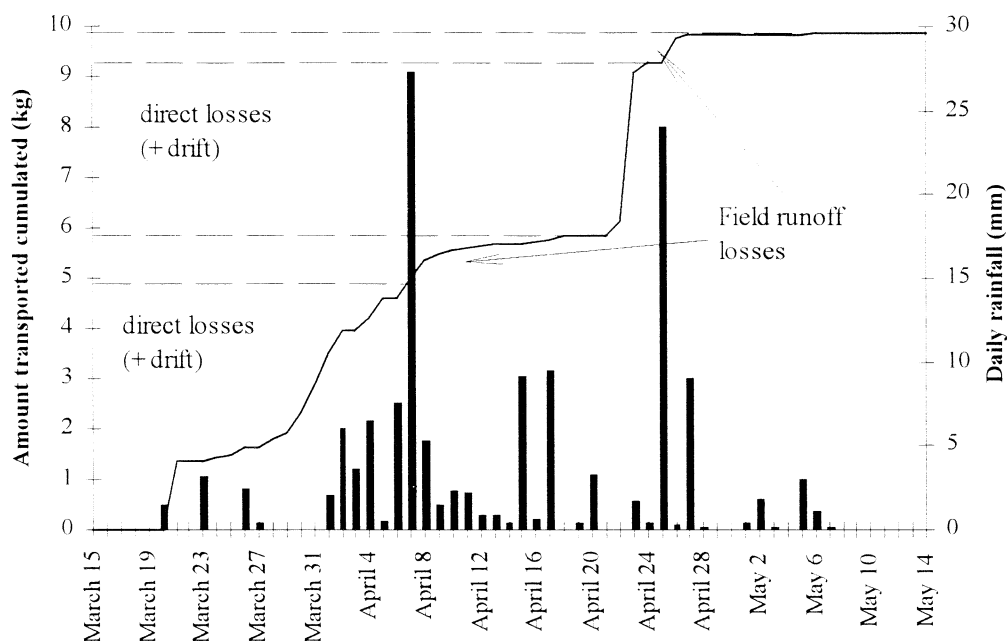


Figure 3 : Cumulated isoproturon loads (solid line) in the Nil stream and rainfall values (column).
The monitoring has continued until mid-June but no further significant concentration of isoproturon was found.

CONCLUSIONS

- SEPTWA is a pragmatic model for the estimation of pesticides losses at the macro-scale
- Attempts have been made to take all relevant kinds of pesticide applications into consideration
- Priority lists have been obtained for surface and groundwater
- A validation programme has started on a major river representative of the Belgian situation (the Dyle river in Central Belgium).
- Additional studies are undertaken on specific sites in order to have a better insight in the entry routes to surface waters (daily monitoring of the Nil stream).
- Preliminary results tend to show that “direct losses” are an important entry route under Belgian conditions

ACKNOWLEDGEMENTS

This study has been carried out in the framework of a research programme intitled “Prévision de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires en Belgique et remédiation par traitement sur charbons actifs”. This programme is carried out in collaboration with the “Unité de chimie analytique et phytopharmacie” (director: prof. A Copin) from the “Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques, Gembloux). The study is sponsored by the DG6 (Recherche Subventionnée) and the DG4 (Fonds budgétaire des matières premières et produits tranformés) from the “Ministère des Classes Moyennes et de l’Agriculture”, Brussels.

REFERENCES

- Beernaerts S. and Pussemier L. (1997b) Estimation des pertes en produits phytosanitaires vers les eaux souterraines dans les différents bassins hydrographiques belges. *Actes du XXVII Congrès du Groupe Français des Pesticides, Editions BRGM*, Document du BRGM 281, pp. 445-450
- Beernaerts S. (1999) Pesticides transport into surface water from a small basin in Belgium, *Mededelingen Faculteit Landbouwwetenschappen, Universiteit Gent* (in preparation).
- Fisher P., Bach M., Burhenne J., Spiteller M. und Frede H.-G. (1996) Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern-Teil 3 : Anteil diffuser und punktueller Einträge in einem kleinen Vorfluter. *Dtsch. Gewässerkundl. Mitt.*, **40**, pp. 68-173.
- Kreuger J. (1998) Pesticides in stream water within a agricultural catchment in southern Sweden, 1990-1996. *The Science of the Total Environment*, **216**, pp. 227-251.
- Pussemier L. and Beernaerts S. (1997a) Estimation of pesticide emissions to surface and groundwater in Belgium using the SEPTWA95 model. *Mededelingen Faculteit Landbouwwetenschappen, Universiteit Gent*, **62/2a**, pp.157-170.

Sources, inputs and concentrations of diuron in the Maas

Quellen, Einträge und Konzentration von Diuron in der Maas

Ir. Govert G. C. Verstappen, Inst. f. Inland Water Management and Waste Water Treatment, RIZA, P.O.Box 17, NL – 8200 AA Lelystad, The Netherlands

Tel.: +31 (0)320 298768, Fax: +31 (0)320 298373, Email: g.g.c.verstappen@riza.rws.minvenw.nl

Introduction

In the years 1992 and 1993 high concentrations of diuron, above 1 µg/l, were measured in the river Meuse. A water supply company had to stop the intake of water for several weeks. Especially in 1993 the drinking water supply for the South-west of the Netherlands was in danger because of the long period of high concentrations. A programme was started to monitor the concentrations of diuron not only in the river Meuse but also in its tributaries. In this presentations I focus on the measured loads of diuron in the river Meuse and its tributaries and the use and the inputs of diuron in the Dutch part of the catchment area of the river Meuse. The estimated inputs and the measured loads of diuron are compared with each other.

The loads of diuron in the river Meuse and its tributaries

For the period 1993 to 1997 concentrations of diuron are frequently measured in the period May-July. With these concentrations the cumulative loads of diuron in the catchment area of the river Meuse are calculated. In table 1 the loads in 1995 are presented. The load at the intake point is comparable to the total of the loads at the Dutch-Belgium border and the tributaries.

Table 1: The cumulative loads of diuron in 1995 in the Meuse by the Dutch-Belgium border, the intake point for the water supply and the tributaries (Dits, 1998).

Locations	cumulative load of diuron (kg)	
Meuse, Dutch-Belgium border	434	
Tributaries	400	
<i>Tributaries, excl. border crossing loads</i>		271
Total Meuse Belgium border and tributaries	834	
Intake point water supply	753	

Sources and use of diuron

Diuron is used in agriculture to kill weeds, especially in fruit growing and grass seed growing. The main emission pathways of agricultural use of diuron are spraying drift, runoff and cleaning of spraying equipment. Local and national governments, public services, enterprises and private individuals use diuron to keep pavements, parking places and other public and non-public areas free from weeds. The runoff of diuron used on paved areas is the most important emission pathway. Also the indirect input of diuron by atmospheric deposition to surface water is relevant. There are no industrial discharges of diuron known.

In 1993 about 90 tons of diuron were sold in the Netherlands. In table 2 the use of diuron, based on surveys, is specified for the Netherlands and the catchment area of the Meuse in the Netherlands. The use of diuron by public services, enterprises and private individuals is not known precise.

Table 2: The use of diuron in the Netherlands and the Dutch part of the catchment area of the Meuse specified in categories of users (LEI, 1995 and CBS, 1995, ? = unknown).

Use of diuron in 1993 (tons)	Netherlands	Catchment area Meuse
Agriculture	29	7.9
Governments	18	3.9
Railroads	3	?

To make a comparison with the measured loads in 1995 it is necessary to know used amounts in 1995. The agricultural use in 1995 is about 14 tons (Draaijers et al, 1997). Using the relation between agricultural use in the Netherlands and the Meuse catchment area in 1993, the agricultural use in the catchment area in 1995 will be about 3.8 tons. The regional and national governments used in 1995 amounts to 13 tons diuron of which 11 tons were used on paved

areas. In the period 1993-1995 the use of diuron in 8 major towns in the Dutch part of the Meuse catchment area is reduced with 97%. Most of the towns switched to another herbicide. Assuming that this reduction goes for the total of the Dutch part of the catchment area, the governments used in 1995 0.1 ton of diuron. The railroads have stopped using diuron in 1994.

Inputs of diuron to surface waters

Kraaij et al (1996) describes a method to estimate the inputs of agriculture use of pesticides. Using this method the surface water load of diuron is about 0,2% of the agricultural use. The inputs due to the use of diuron on pavements can be estimated with a method of Kraaij et al (1996) or Kamps (1998). Kraaij suggests an emission factor of 2.1% and Kamps proposes an emission factor of 10%. In table 3 an overview of the inputs of diuron in the catchment area of the river Meuse in the Netherlands is presented. The inputs are the result of multiplying the use of diuron with the emission factor per kind of use. The atmospheric deposition is calculated with a deposition factor of 1.09 g diuron per ha surface water (Baart, 1995; Commissie van Deskundigen Emissie-evaluatie MJP-G, 1996).

Table 3: The inputs of diuron in the Dutch part of the catchment area of the river Meuse in 1995.

Source	Input (kg/year)
agriculture	8
paved areas (government)	2-10
atmospheric deposition	20
TOTAL	30-38

Loads compared to inputs

The loads of diuron (table 1) in the Dutch part of the Meuse catchment area, excluding the border crossing loads, are far more larger than the estimated inputs of diuron (table 3).

Main cause for this large difference is the unknown input of diuron due to use by public services, enterprises and private individuals. Boer (1996) gives a very rough estimation of the use of herbicides used on paved areas. He suggests that the use by public services, enterprises and private individuals is about twice the governmental use. If we apply these rough estimations on diuron, the investigated use of diuron meets the sold amount of 90 tons in 1993. This gives also a better explanation for the loads in the river and tributaries.

For a further improvement of the water quality of the Meuse it is necessary to invest the use of diuron by the public services, enterprises and private individuals and implement measures to reduce this use. Also the estimation of the inputs of diuron used on paved areas, especially run-off, has to be improved.

References

- Baart, A. (1995) *Calculation of atmospheric deposition of contaminants on the North Sea*, TNO Institute of Environmental Sciences, Delft, TNO-MW - R 95/138.
- Boer, T.W. de (1996) *Het gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen op verhardingen door particuliere instellingen en huishoudens in Eindhoven*, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen (in Dutch).
- CBS (1995) *Gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen door overheidsinstellingen 1992*, Centraal bureau voor de Statistiek, 's-Gravenhage (in Dutch).
- Commissie van Deskundigen Emissie-evaluatie MJP-G (1996) *MJP-G emissie-evaluatie 1995, Achtergronddocument*, Ede (in Dutch).
- Dits, J.S. (1998) *Diuron in de Nederlandse Maas en haar zijrivieren 1996 en 1997*, RIZA, Lelystad (in Dutch) RIZA rapport 98.024.
- Draaijers, G.P.J. et al (1997) *Emissies in Nederland, Trends, thema's en doelgroepen 1995 en ramingen 1996*, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, afdeling Emissieregistratie en Informatiemanagement, 's-Gravenhage (in Dutch)
- Kamps, J.E.J. (1998) *Emissies uit de openbaar groen sector*, RIZA, Lelystad (in Dutch, draft).
- Kraaij, R, G.G.C. Verstappen and F.H. Wagemaker (1996) *PESCO Beschrijving van een screeningsmodel voor emissies van bestrijdingsmiddelen naar oppervlaktewater*, RIZA, Lelystad (in Dutch with English summary), werkdocument 96.102X.
- LEI (1995) Data file with the amounts of pesticides used in the Dutch agriculture in 1993, LEI-DLO Agricultural Economics Research Institute, 's-Gravenhage.

POPPIE - A national scale system for prediction of pollution of surface and groundwater by pesticides

POPPIE – Ein Vorhersagesystem zur Schätzung der Pestizidbelastung von Oberflächengewässern und Grundwasser im Landesmaßstab

Dr. Antony Williamson, Environment Agency, National Centre for Ecotoxicology and Hazardous Substances, Evenlode House, Howbery Park, Wallingford, Oxfordshire, OX10 8BD, UK

Tel. +44 (0)1491 828533, Fax +44 (0)1491 828533, Email: antony.williamson@environment-agency.gov.uk

The Environment Agency is required to monitor and improve the quality of environmental waters in England and Wales for a wide range of pollutants including pesticides. Agency monitoring of the aquatic environment has found low concentrations of a wide range of pesticides. In most cases these concentrations are not sufficiently toxic to have an adverse effect on aquatic life, however, their occurrence should be minimised, particularly in waters used for drinking water supply. Targeted monitoring is important to ensure that the extent of pollution is known and that control measures, pollution strategies and advice to government can be focused on the chemicals and use areas that cause most concern.

Samples are taken for both statutory and non-statutory (permissive) purposes. For the permissive programme decisions on which pesticides to monitor for and at which sites is largely taken at a local level with local pesticide issues in mind. This combination of reasons for monitoring means that the pesticides monitored and the frequency with which they are monitored varies between sites and between years. Each year the Agency monitors for around 167 specific pesticides. Samples are taken from up to 3183 sites and over 350,000 separate analyses of pesticides in water are recorded. The water sources sampled included freshwaters, groundwaters, marinewaters, trade effluents and sewage treatment final effluents. The monitoring data are reported annually by the Agency (Environment Agency, 1998) drawing out any trends and gauging the success of any pollution control campaigns or effects of changes in the pesticides used.

Table 1: Some pesticides most frequently exceeding 0.1 µg/l in freshwaters in England and Wales (1997)

Pesticide	Number of Samples Taken	Number of Samples >0.1 µg/l	% of Samples > 0.1 µg/l
Isoproturon	3571	622	17.4
Mecoprop	3526	443	12.6
Diuron	3759	446	11.9
MCPA	2120	121	5.7

Many of the sites failing environmental quality standards (EQSs) for pesticides are those affected by point source contamination, industrial discharges or illegal disposal of pesticide chemicals. The pesticides generally causing the most environmental damage are highly toxic insecticides, many of which are used as veterinary medicines. Both sheep dipping and industrial processes are likely to be responsible for many of the exceedences of EQSs for these compounds. Arable use of cypermethrin may be the source for some of the failures. The Agency is working closely both with the textile manufacturers and the Veterinary Medicines Directorate to address the problems associated with these pesticides.

The most frequently occurring pesticides in freshwaters are widely used agricultural herbicides such as isoproturon and mecoprop. These are mainly applied to crops in autumn and are therefore likely to degrade slowly and be leached into drainage waters. Diuron, which is mainly used as an amenity herbicide also occurs widely. Herbicides such as diuron are applied to 'hard surfaces' like roads and railways from which they may readily run off. The Agency is part funding a collaborative study into pesticide transport from hard surfaces which is looking at ways to minimise contamination of waters (Heather and Carter, 1996). The Agency is working with Rail-track Limited to identify stretches of railways where alternatives to diuron should be used to

protect drinking water abstraction sites. Both diuron and isoproturon are the subjects of stewardship campaigns by their manufacturers, which aim to promote best practice amongst the users of their products. It is difficult to judge the success of these campaigns as their effects may be masked by other factors, for example, the increased usage of isoproturon over the last few years (MAFF, 1996). It is notable, however, that diuron occurrence has decreased in 1996 and this may be in part due to improved product stewardship and weather effects.

Point source pollution from pesticides is generally the most environmentally damaging, especially in the short term. In many cases point sources can be controlled successfully by promoting good pesticide handling and storage practice, correct disposal methods and by limiting industrial discharges. It is generally more difficult to control diffuse pollution and this is tackled in several ways including liaison with users and manufacturers and the provision of advice and guidance. The Agency provides advice to Government through the Advisory Committee on Pesticides (ACP). Pesticides consistently occurring in environmental waters can be highlighted through this process, enabling pressure to be applied for restricted use, modification of use or revocation of approval. A good example of this is the sharp decline in atrazine occurrences in the years following the ban on non-agricultural use of the chemical (Environment Agency, 1998).

Targeting pesticide monitoring with POPPIE

One of the main tools used to better target the pesticide monitoring programme is the POPPIE (Prediction of Pesticide Pollution In the Environment) system. POPPIE predicts the likely occurrence of pesticides from diffuse pollution from agricultural and horticultural sources. POPPIE is a combined database, model and Geographical Information System (GIS) for investigation and prediction of contamination of controlled waters by pesticides and covers England and Wales. Data on pesticide usage, cropping patterns, weather and catchment characteristics are included in the system along with the physico-chemical properties of the pesticides themselves. POPPIE can be used to highlight areas where certain pesticides have a usage above a threshold value or where they are predicted to occur in water above a certain concentration. Graphs and reports can be produced for pesticide usage and predicted concentrations ranked in order of concentration or kg used. The Agency monitoring database can be interrogated by sampling point to show the sampled concentrations at a point for a particular year. In this way model predictions can be validated and occurrences of pesticides in previous years viewed easily. By using information on pesticide usage, predicted concentrations in water and monitoring data, POPPIE is being used to better define suites of pesticides to be monitored in different parts of the country. While POPPIE currently covers diffuse sources of pesticides from agriculture and horticulture, it will be a challenge in the future to include models in the system designed to predict occurrences of amenity pesticides, veterinary medicines and industrially used pesticides.

It is necessary to ensure that the monitoring programme is picking up current pesticide problems in water, takes account of new pesticides as they are approved and does not cover pesticides that are unlikely to be found, so that resources are best utilised. POPPIE is one of the main tools for targeting of monitoring, and use of this system in conjunction with a review of monitoring requirements under EC directives should make significant changes to the monitoring programme in the future.

References

- Environment Agency (1998) Pesticides in the aquatic environment 1996. Environment Agency National Centre for Ecotoxicology and Hazardous Substances (in press).
- Heather A. I. J. and Carter A. D. (1996). Herbicide losses from hard surfaces and the effect on ground and surface water quality. *As. App. Biol.*, **44**, 157-164.
- MAFF (1996) Arable farm crops in Great Britain 1996. Pesticide Usage Survey Report 141. MAFF publications.

A CD-ROM containing all the Environment Agency's monitoring data for pesticides for the years 1992-97 is available on request: antony.williamson@environment-agency.gov.uk. POPPIE is available commercially from the same contact.

Grundwassereintrag von Pflanzenschutzmitteln im Einzugsgebiet des Wasserwerks Mönchengladbach-Gatzweiler

Pesticide input via groundwater in the watershed of the Mönchengladbach-Gatzweiler Waterworks

Detlev Schuhmacher, Niederrheinische Versorgungs- und Verkehrsbetriebe AG

Voltastr. 2, D – 41061 Mönchengladbach

Tel. +49 (0)2161/277-0, Fax +49 (0)2161/277-713

Im Rahmen eines in den Jahren 1989 bis 1993 durchgeführten Forschungsvorhabens, gefördert vom MURL NRW, wurden von der NVV AG (vormals Stadtwerke Mönchengladbach GmbH) und dem IWW Mülheim Untersuchungen zum Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser durchgeführt. Das Hauptaugenmerk richtete sich dabei auf die zeitlichen und quantitativen Beziehungen zwischen der Applikation der Stoffe auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen und ihrem Auftreten an der Grundwasseroberfläche. Als Untersuchungsgebiet wurde die Schutzzone III A des Wassereinzugsgebietes des Wasserwerks Mönchengladbach - Gatzweiler, ein für den Niederrhein typischer Standort mit sandigen Lößlehmböden, ausgewählt.

Zur Erfassung der Ausgangssituation erfolgte eine Erhebung der Landnutzung über mehrere Jahre inkl. Des Untersuchungszeitraums. Durch Befragung der Landwirte und der Landwirtschaftskammer konnten die üblicherweise im Untersuchungsgebiet eingesetzten PSM festgestellt werden. Anschließend wurden die Konzentrationen verschiedener PSM im Grundwasser an der Grundwasseroberfläche flächendeckend sowie die im tieferen Grundwasser stichprobenartig bestimmt. Daneben wurden wegen eventueller Korrelationen zur Landnutzung auch die Nitratgehalte der Proben gemessen. Durch die Untersuchungen sollten gleichermaßen Problembereiche der Landnutzung und der Auswaschungsquellen erkannt werden, damit ggf. gezielte Maßnahmen zur Reduzierung des Schadstoffeintrags ergriffen werden können. Ferner sollten grundsätzliche Zusammenhänge und Faktoren ermittelt werden, die den PSM - Transport durch die Sickerwasserzone steuern bzw. beeinflussen.

Durch diese Untersuchungen (Erhebungen über die Landnutzung und PSM - Messungen) waren aber nur einige linienförmige und punktuelle Kontaminationen des Grundwassers eindeutig einem Eintragsort zuzuordnen. Die zumeist diffus auftretenden PSM - Einträge konnten hingegen nicht sicher mit der landwirtschaftlichen Nutzung an der Geländeoberfläche korreliert werden. Um dies jedoch zu erreichen, wurden in der zweiten Phase des Projektes PSM - Verlagerungsmodelle eingesetzt. Mit den Modellen konnte der Weg der Wirkstoffe durch die etwa 5 m mächtige Sickerwasserzone modellhaft beschrieben und dabei zeitliche und quantitative Beziehungen zwischen der Applikation eines Wirkstoffs und seinem Eintrag in das Grundwasser aufgestellt werden. Weiterhin wurde der Sickerwassertransport berechnet.

Alle für die Modelle benötigten Daten wurden gebietsspezifisch und vorwiegend experimentell ermittelt. Anhand von horizontal entnommenen Boden- und Sedimentproben aus drei Trockenkern - Bohrprofilen wurde ein umfangreicher Satz von Kenndaten als Grundlage für die modellhafte Beschreibung der Verlagerung von Atrazin, Metribuzin, Isoproturon und Metamitron durch die Sickerwasserzone erstellt. Im Vordergrund stand dabei die experimentelle Ermittlung von K_d -Werten in Batch-Versuchen. Daneben standen genaue Klimadaten aus dem Untersuchungsgebiet auf der Basis von Tageswerten zur Verfügung. Mit Ausnahme der FREUNDLICH- Expo-

nenten zur Beschreibung der Sorptionsthermen und der Daten über den Bioabbau der Wirkstoffe wurden alle für die Modelle erforderlichen Parameter experimentell ermittelt.

Die **Ergebnisse** der Untersuchungen können folgendermaßen zusammengefaßt werden:

- Im oberflächennahen Grundwasser wurden im ganzen Gebiet sehr oft und ohne erkennbare Herkunft Atrazin, Atrazin - Derivate und Simazin gefunden. Diverse andere Wirkstoffe traten zeitweise und lokal begrenzt auf. Dazu zählen insbesondere Metribuzin, Bromacil, Diuron und Isoproturon.
- Meistens muß der Eintrag der Wirkstoffe als diffus bezeichnet werden. Vereinzelt wurden aber auch starke punkt- bzw. linienförmige Kontaminationen mit bekannten Quellen festgestellt.
- Im tieferen Grundwasser zeigte sich vom Wirkstoffspektrum her ein sehr ähnliches Bild. Es traten jedoch deutlich niedrigere Gehalte auf. Im Rohwasser aus den Förderbrunnen des Wasserwerkes wurden keine PSM nachgewiesen.
- Es konnte mit Hilfe der PELMO - Simulationen festgestellt werden, daß Atrazin erst ungefähr 5 1/2 Jahre nach der Applikation in das Grundwasser eingetragen wird.
- Die anderen untersuchten Wirkstoffe zeigten ein ähnliches Verlagerungsverhalten. Es wurde hauptsächlich durch den jeweiligen k_d - Wert und den biologischen Abbau des Wirkstoffes bestimmt.
- Die Simulationsrechnungen zeigten auch gut den Einfluß des ungewöhnlich trockenen Klimas während des Untersuchungszeitraums auf die Verlagerung der PSM in das Grundwasser.
- Für die Wirkstoffe - insbesondere für Metribuzin und Metamitron - wurden deutliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Grundwassergefährdung festgestellt. Die Unterschiede ergeben sich vor allem durch die stoffspezifische Kombination der Einflußfaktoren k_d - Wert und Bioabbau. (Metribuzin: niedriger k_d - Wert, langsamer Bioabbau / Metamitron: hoher k_d - Wert, schnellerer Bioabbau).
- Trotz der insgesamt guten Ergebnisse beim Einsatz der Modelle für das Wassereinzugsgebiet Mönchengladbach - Gatzweiler ist die Kosten/Nutzen - Relation derartiger Modellrechnungen für jede neue Anwendung kritisch zu prüfen.

Literatur

Beermann, W.: Das Stadtklima von Mönchengladbach mit besonderer Berücksichtigung der Niederschlagsverhältnisse als Grundlage der Grundwasserneubildung, Ruhr - Universität Bochum, Bochum, 1983

Hellekes, R.: Analyse des Bodenwasserhaushaltes eines Lößstandortes im Bereich Mönchengladbach bei Anwendung verschiedener Methoden, Bes. Mitt. Dt. Gewässerkdl. Jb., **47**, 1985

Hellekes, R. u. a.: Flächenhafter Eintrag von Pflanzenschutzmittel in das Grundwasser – Abschlußbericht -. Materialien des Landesumweltamts NRW Nr. 39, Essen, 1997

Janzen, M., Peters, B.: Untersuchungen zur Bewertung des Wassergefährdungspotentials von Wirkstoffen und Formulierungsmitteln von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln, Berichte aus dem Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie GmbH (IWW), Band 13, Mülheim an der Ruhr, 1995

Leuchs, W. u. a.: Vorkommen von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln in Grundwässern Nordrhein - Westfalens und Folgerungen für Sanierungskonzepte, Wasser und Boden, **3** (1990), S. 131 - 137

Auswirkungen des Herbizideinsatzes im Gleisbereich der Deutschen Bahn AG – Ergebnisse einer Langzeitstudie (1993 – 1998)

Impact of herbicide useage on railroad tracks – results of a longterm study (1993 – 1998)

*Dr. Harald Ehse, Institut Fresenius GmbH, Im Maisel 14, D – 65232 Taunusstein
Tel. +49 (0)6128/744-429 Fax –777, Email: bauer@rud.fresenius.com*

Im Rahmen dieser Studie wurden die zwischen 1993 und 1998 durchgeführten Untersuchungen über die Auswirkung der chemischen Vegetationskontrolle auf Gleisanlagen der DB AG hinsichtlich des möglichen Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser dokumentiert. Während dieser Zeit mußten die Beprobungsstrategie und die verwendeten Meßmethoden mehrfach den vorliegenden Erkenntnissen angepaßt und modifiziert werden. Dies geschah grundsätzlich in Absprache mit der eigens für diese Studie eingerichteten Expertenrunde, bestehend aus Vertretern der DB AG, der agrochemischen Industrie, der Genehmigungsbehörden, dem Umweltbundesamt (UBA) und der Biologischen Bundesanstalt (BBA) sowie dem Institut Fresenius.

Der teilweise geringe wissenschaftliche Kenntnisstand, insbesondere hinsichtlich der baulichen, pedologisch/geologischen und hydrogeologischen Besonderheiten im Gleiskörper, in Wechselwirkung mit den unterschiedlichen Standortgegebenheiten, erforderte eine der Grundlagenforschung vergleichbare Vorgehensweise.

Die Deutsche Bahn AG betreibt ein Streckennetz von ca. 74.000 Gleiskilometern. Die meisten Strecken - mit Ausnahme der Neubaustrecken - sind bereits vor oder um die Jahrhundertwende angelegt worden. Bedingt durch die damaligen, begrenzten bautechnischen Möglichkeiten wurden die Gleise meist auf einem quasi natürlichen Unterbau bzw. Untergrund verlegt.

Kernziele der unter den Regel der "Guten Laborpraxis" (GLP) durchgeführten Untersuchungen waren:

- die Grundwasserrelevanz der derzeitigen, chemischen Vegetationskontrolle möglichst vollständig zu erfassen,
- verallgemeinbare Aussagen über besondere Risikofaktoren abzuleiten,
- Empfehlungen zur Minimierung von Umweltbelastungen entwickeln zu können.
- Prognosen für den zukünftigen PSM-Einsatz zu erstellen.

Aus einer Vorauswahl verschieden möglicher Streckenabschnitte wurden nach einem speziellen Auswahlverfahren die Standorte Prenzlau, Celle, Kaiserslautern, Immenstadt und Türkenfeld ausgewählt. Hinsichtlich des Einsatzes und der Auswirkungen der Pflanzenschutzmittel wurden diese „empfindlichen“ Standorte ausgesucht, da dort unterschiedliche klimatische und geologische Bedingungen sowie geringe Grundwasserflurabstände (max. 2 m) vorliegen. Durch diese Auswahl sollte bewußt die Beurteilung einer möglichen Grundwassergefährdung durch die eingesetzten Wirkstoffe im Sinne einer „worst-case-Betrachtung“ vorgenommen werden. Zudem sollten kurze Beobachtungsintervalle für die Untersuchung einer Beeinflussung des Grundwassers durch den Einsatz der Pflanzenschutzmittel auf den Gleisstrecken gewährleistet sein. Aus diesem Grund bilden oberflächennahe Grundwasserleiter auf Lockergestein den Schwerpunkt der Untersuchungen. An jedem Standort wurden 12 Grundwassermeßstellen eingerichtet. Diese dienen der Entnahme von Grundwasserproben zur Analyse auf Diuron und Glyphosat sowie deren Hauptmetaboliten. Die Meßstellen wurden so installiert, daß sie in zwei parallelen Reihen vom Oberstrom über den Durchstrom des Gleiskörpers zum Abstrom hin angeordnet liegen. Das Grundwasser sollte den Gleiskörper idealerweise senkrecht zur Gleisachse unterströmen.

An den Grundwassermeßstellen wurden 12 - 14 Proben/Jahr zur Analyse des Wassers auf die PSM-Wirkstoffe entnommen. Jeder Standort wurde mindestens 3 Jahre untersucht. Grundsätzlich wiesen alle Standorte eine starke Korrelation der monatlich aufgezeichneten Niederschlagssummen mit den monatlich aufgezeichneten Grundwasserständen auf. Der Zufluß der Niederschläge zum oberflächennahen Grundwasserleiter der fünf Standorte erfolgte dabei ohne große Zeitverzögerung. An den Standorten Prenzlau, Immenstadt und Türkenfeld wurden zusätzliche Untersuchungen an jeweils drei Bodenhorizonten zur Ermittlung der realen Bodenadsorptionswerte und der spezifischen Halbwertszeit durchgeführt.

Nichtlandwirtschaftlicher Pflanzenschutzmittel-Einsatz und Gewässerbelastungen

Non-agricultural use of pesticides and the impact on the water bodies

*Dr. Christian Skark, Dortmunder Energie- und Wasserversorgung GmbH
Institut für Wasserforschung GmbH Dortmund, Zum Kellerbach 46, D-58239 Schwerte
Tel.: +49 (0)231-544-1300, Fax.: 49 (0)231-544-1220, e-mail: IFW@poboxes.com*

1 Einleitung

Die langjährige Anwendung von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM) in der Landwirtschaft sowie im nicht-landwirtschaftlichen Bereich, z.B. zur Entkrautung von Frei- und Verkehrsflächen, kann zu Beeinträchtigungen der Grund- und Oberflächenwasserqualität führen (Kötter & Schlett, 1994; Zullei-Seibert et al., 1995; Hein & Vogt, 1996; Isenbeck-Schröter et al., 1998; Fielding et al., 1998). Aufgrund der Art der Wasserförderung sowie geeigneter Aufbereitungsschritte wird in der Bundesrepublik Deutschland der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 0,1 µg/l in den meisten Fällen eingehalten (Zullei-Seibert, 1995). Damit dies auch für die Zukunft ohne eine weitere Ausdehnung technischer Maßnahmen sichergestellt werden kann, müssen PBSM-Einträge in Grund- und Oberflächenwässer weiter reduziert werden. Dies setzt jedoch die Kenntnis über regional dominante Eintragsquellen voraus.

Um insbesondere die Situation bei der nicht-landwirtschaftlichen Anwendung von PBSM weiter aufzuklären, sollte im Rahmen des hier vorgestellten Projektes versucht werden, die Herkunft der PBSM nach landwirtschaftlicher und nicht-landwirtschaftlicher Anwendung zu differenzieren. Hierbei stand die Betrachtung kleiner Oberflächengewässer mit definierten Einzugsgebieten im Wasserschutzgebiet der Dortmunder Energie- und Wasserversorgung GmbH (DEW) an der mittleren Ruhr im Mittelpunkt. Vergleichbare Verhältnisse findet man in vielen Mittelgebirgsregionen Deutschlands.

2 Untersuchungsgebiet und -methoden

Die Probenahmen erfolgten an insgesamt 14 Meßstellen in verschiedenen Zeiträumen, die unterschiedliche Situationen hinsichtlich der PBSM-Anwendung (Frühjahr, Herbst) und der hydrologischen Randbedingungen während der Jahre 1994 bis 1996 repräsentierten (Abbildung 1). Dabei wurden sowohl die Grundbelastung der beobachteten Gewässer mit PBSM an Trockentagen als auch Spitzenbelastungen nach Regenereignissen erfaßt. Die Beprobung erfolgte in der Regel einmal wöchentlich. Während kürzerer Untersuchungsphasen wurde die Beprobungsfrequenz auf eine tägliche bzw. tägliche mehrfache Entnahme gesteigert. Nach einer Festphasenanreicherung wurden die Proben

gas- und flüssigkeitschromatografisch untersucht, wobei immer mit einer EC-, NP- und DA-Detektion gearbeitet und auf insgesamt 69 PBSM-Wirkstoffe, Isomere und Metabolite geprüft wurde. Die Bestimmungsgrenzen lagen zwischen 8 ng/l und 50 ng/l. Das Untersuchungsspektrum war von Herbiziden dominiert und umfaßte u.a. die wichtigen Gruppen der Triazine und der Phenylharnstoffe. In untergeordneten Maße wurde Phenoxialkancarbonsäurederivate nach Derivatisierung, gaschromatografischer Auftrennung und massenselektiver Detektion bestimmt. Außerdem wurde in ausgewählten Proben der Gehalt des Herbizids Glyphosat und seines Metaboliten Aminomethylphosphonsäure (AMPA) bestimmt.

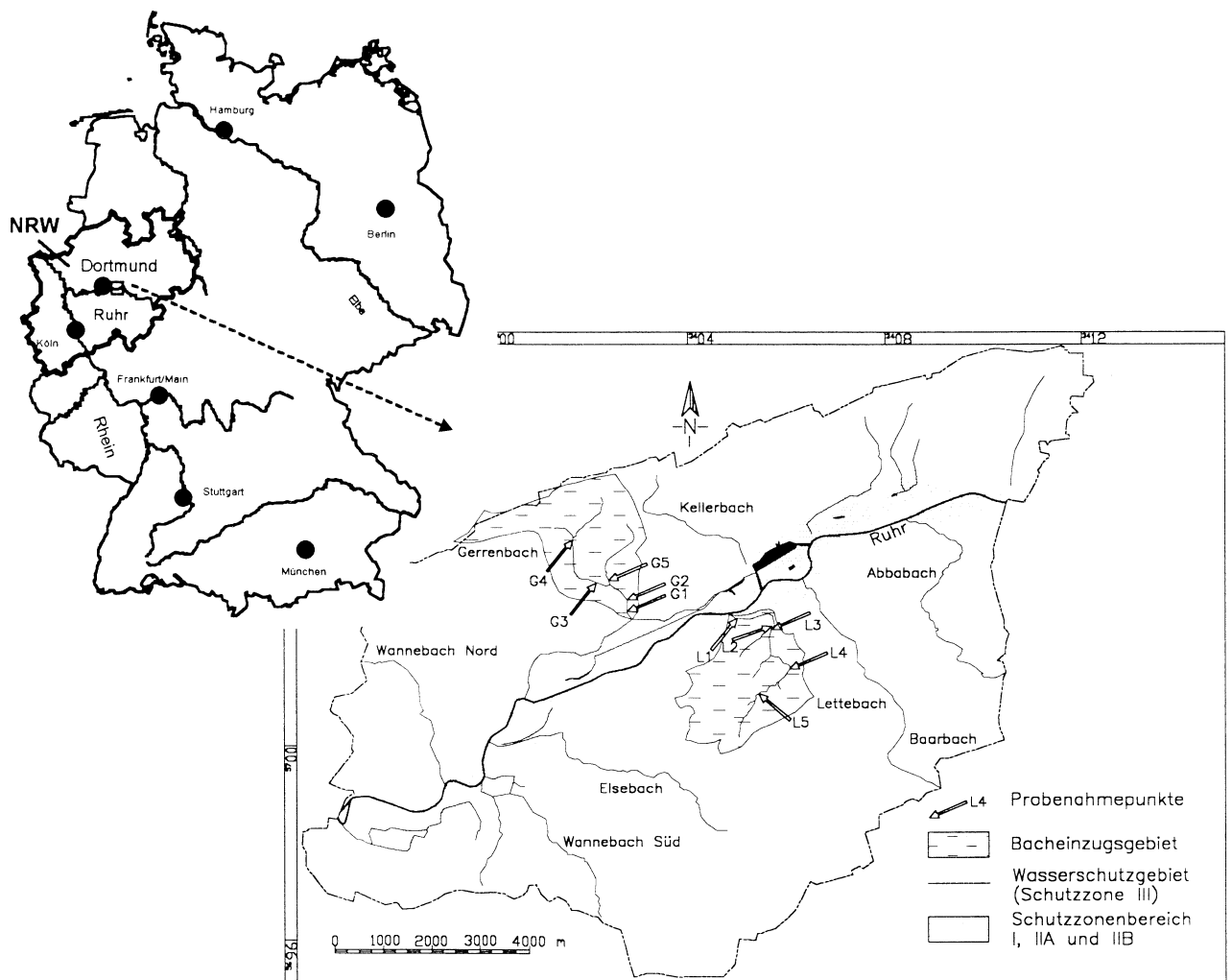


Abbildung 1: Das Untersuchungsgebiet im Wasserschutzgebiet der Dortmunder Energie- und Wasserversorgung GmbH im Ruhrtal bei Schwerte

Die oberirdischen Einzugsgebiete der Typgebiete (Gerrenbach und Lettebach) umfassen ca. 5 km². Der Anteil von Siedlungs-, Gewerbe- und Verkehrsflächen variiert zwischen 20 % und 36 % (Abbildung 2). In beiden Typgebieten haben Acker- und Grünlandflächen

einen Flächenanteil von ca. 40 %, wobei im Gerrenbachgebiet der Ackerbau gegenüber dem Grünland ein größeres Gewicht hat als im Lettebachgebiet. Niederschlagswasser wird aus der Trennkanalisation und Mischkanalüberläufen in die Vorflut eingeleitet. Kläranlagenabläufe gibt es in beiden Typgebieten nicht.

In den Typgebieten sind weder lateral noch vertikal ausgedehnte Porengrundwasserleiter anzutreffen. Deshalb fließt infiltrierendes Wasser trotz der mäßigen Durchlässigkeit des Untergrunds relativ schnell der Vorflut zu („natürliches Lysimeter“). In allen drei Untersuchungsjahren fiel weniger Niederschlag als im langjährigen Durchschnitt. Der grundwasserbürtige Abfluß entsprach in den hydrologischen Sommerhalbjahren zwischen 40 % (1995) und 70 % (1996) des mittleren Abflusses.

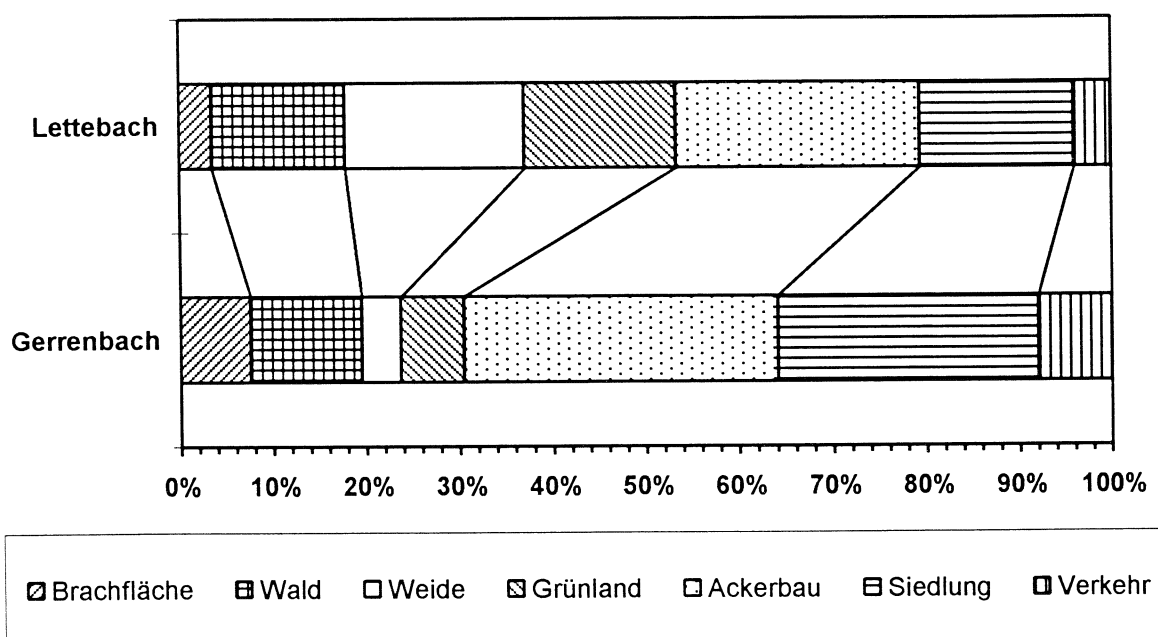


Abbildung 2: Vergleich der anteiligen Flächennutzung (in [%]) im Lette- und Gerrenbachgebiet

Die nicht-landwirtschaftliche PBSM-Anwendung beschränkte sich in beiden Gebieten weitgehend auf die Vegetationskontrolle an Bahngleisen und auf den Einsatz in Privathaushalten. Dies ergaben Umfragen bei potentiellen Anwendern. Die tatsächliche behandelte Fläche lag deutlich unter dem Flächenanteil der Siedlungs-, Gewerbe- und Verkehrsflächen. Als die regional relevanten Wirkstoffe im nicht-landwirtschaftlichen Bereich konnten aufgrund der Umfrageergebnisse Diuron und Glyphosat bezeichnet werden.

Im landwirtschaftlichen Bereich wurden im wesentlichen 64 Wirkstoffe (davon 44 Herbizide) eingesetzt. Einen Schwerpunkt bildete dabei die Anwendung der Phenylharnstoffherbizide Isoproturon und Chlortoluron in den dominierenden Getreidekulturen Gerste und Weizen.

3 Ergebnisse

Über den jeweiligen Bestimmungsgrenzen konnten in beiden Typgebieten häufig vor allem folgende Stoffe festgestellt werden: Atrazin, Chlortoluron, Desethylatrazin, Diuron, Isoproturon, Lindan, alpha-Hexachlorcyclohexan, Simazin und Terbutylazin. Phenoxycarbonsäurederivate, wie MCPA und Mecoprop, sowie Glyphosat wurden in untergeordnetem Maße detektiert.

Während das Auftreten von Chlortoluron, Isoproturon und Terbutylazin mit der Applikation dieser PBSM in den Getreide- und Maiskulturen der betrachteten Einzugsgebiete erklärt werden konnte, entsprachen die Diuron- und Glyphosateinträge der häufigen Anwendung dieser Stoffe auf Wege- und Platzflächen in Siedlungs- und Gewerbegebieten sowie zur chemischen Aufwuchsbekämpfung auf Bahngleisen. Auch das Vorkommen von Atrazin und Simazin war nicht-landwirtschaftlichen Anwendungen zuzuordnen, die zudem verbotswidrig erfolgten, da beide Wirkstoffe im Untersuchungszeitraum keine Zulassung hatten.

Die gemessenen Konzentrationen der einzelnen PBSM waren zumeist gering und lagen häufig unter 0,1 µg/l.

Insbesondere das Auftreten von Diuron war nach den bisherigen Funden im Ruhreinzugsgebiet zu erwarten (Klopp, 1993; Neitzel & Döhmen, 1996). Ebenso gab es bereits erste Hinweise auf das Vorkommen von Glyphosat im Oberflächenwasser der Region (Reupert & Schlett, 1997). Die zeitliche Konzentrationsentwicklung dieser beiden PBSM soll im Folgenden näher betrachtet werden.

In den Jahren 1994 und 1995 traten im Lettebach erhöhte Diuron-Gehalte ca. zwei bis drei Wochen nach der Behandlung der Bahngleise auf (Abbildung 3), während 1996 – als die Vegetationskontrolle auf Bahngleisen ausschließlich mit Glyphosat erfolgte – kaum noch Diuronfunde zu verzeichnen waren. Im Gegensatz zu dieser engen Kopplung des Diuron-Auftretens an die Aufwuchsbekämpfung auf Bahngleisen, konnten im Gerrenbach hohe Diurongehalte – z.T. über 1 µg/l - auch zu anderen Zeitpunkten festgestellt werden. Da zusätzlich auch 1996 noch Diuron im Gerrenbach gefunden wurde, mußten in diesem Einzugsgebiet auch Anwendungen im Siedlungs- und Gewerbebereich in starkem Maße zur Vorflutbelastung beigetragen haben.

Eine Korrelation zwischen den gefundenen Diurongehalten in der Vorflut und der Höhe des Niederschlags, der Größe des Abflusses oder dem Gehalt an gelösten organischem Kohlenstoff im Oberflächenwasser ließ sich nicht feststellen.

In den kleinen Einzugsgebieten fließen Niederschläge als Direktabfluß in weniger als 24 Stunden ab. Geringe Tagesniederschläge ($\leq 2 \text{ mm/d}$) führen nicht zu Direktabflüssen. Auch an solchen Tagen ohne oder mit geringen Niederschlägen wurde Diuron in der Vorflut beobachtet. Die Bäche wurden an diesen Tagen aus dem Basisabfluß gespeist und der Diuron-Eintrag erfolgte nach einer Untergrundpassage mit dem grundwasserbürtigen Abfluß (vgl. Abschnitt 2). Ein Vergleich der Tagesfrachten ergab, daß sowohl im Lettebach als auch im Gerrenbach ca. 30 % der aufsummierten Tagesfrachten an Tagen mit Niederschlägen unter 2 mm/d in die Vorflut gelangten (Abbildung 4). Für andere Wirkstoffe, wie z.B. Atrazin, hatte der Eintrag mit dem Basisabfluß eine noch größere Bedeutung und erreichte 50 %. Diese Ergebnisse bestätigen die Untersuchungen von Ng & Clegg (1997).

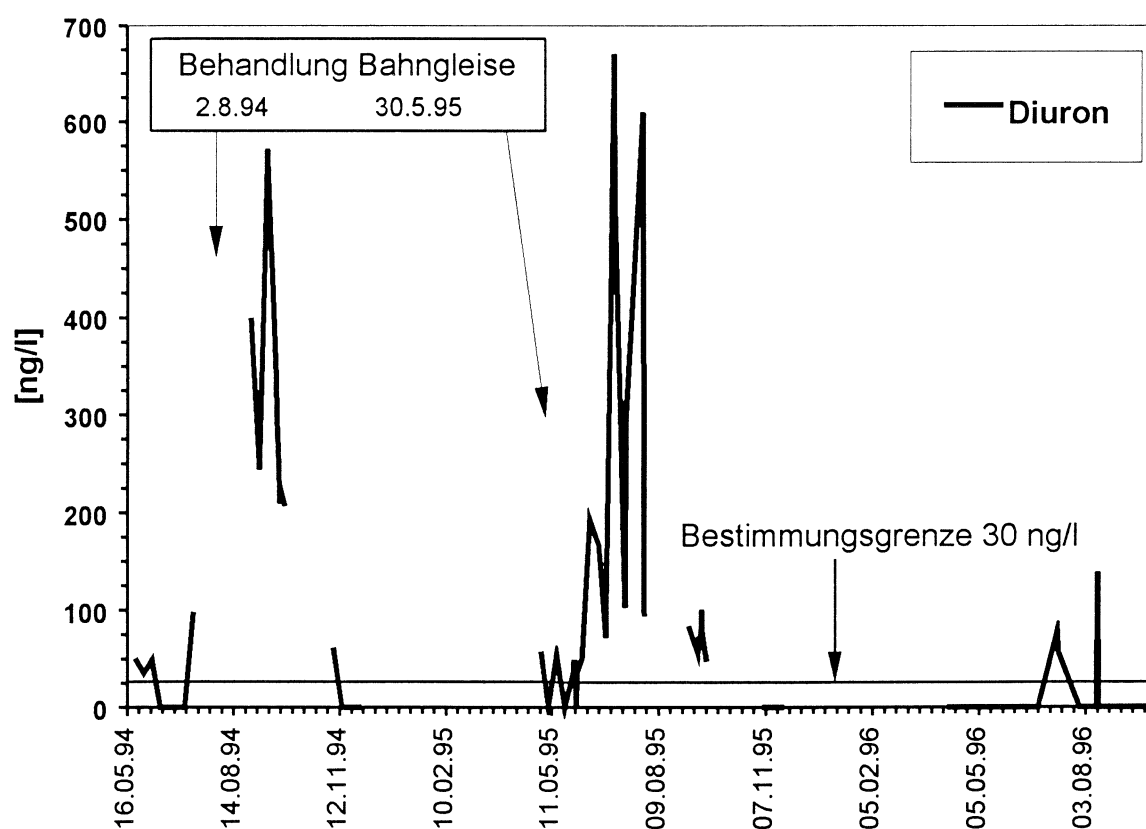


Abbildung 3: Zeitlicher Konzentrationsverlauf von Diuron im Lettebach in den Jahren 1994-1996 (Probenahmepunkt L4)

Für Diuron ließ sich annehmen, daß die wesentlichen Einträge während der Beprobungsperioden erfolgten. Auf dieser Grundlage ergaben konservative Schätzungen der Jahresfrachten, daß über den Lettebach zwischen 1 g/a und 14 g/a der Ruhr zugeführt wurden (vgl. Preston et al., 1989). Für den Gerrenbach ließen sich Frachtwerte zwischen 40 g/a und 180 g/a ermitteln. Im Durchschnitt der Untersuchungsjahre trug Diuron zwischen 30 % und 50 % der gesamten festgestellten PBSM-Fracht in den beiden untersuchten

Ruhrzuläufen bei. Damit lieferten die Diuron-Einträge die bedeutendsten Beiträge zur PBSM-Belastung der Vorflut.

Aus den Umfrageergebnisse zur Anwendung von Diuron in den beiden Typgebieten ließ sich die Größenordnung der auf den Bahngleisen und im Siedlungs- und Gewerbebereich ausgebrachten Diuronmengen abschätzen. Im Jahr 1995 betrugen sie im Gerrenbachgebiet ca. 20 kg/a und im Lettebachgebiet ca. 8 kg/a. Ein Vergleich zwischen diesen Ausbringungsmengen und den Austrägen über die Oberflächengewässer zeigte, daß im Durchschnitt der drei Untersuchungsjahre zwischen 0,2 % und 0,9 % der Diuron-Ausbringungsmenge wiedergefunden wurde. Im Gegensatz dazu fiel die Wiederfindung der landwirtschaftlich eingesetzten Herbizide Isoproturon und Chlortoluron in der Vorflut mit weniger als 0,05 % der geschätzten Ausbringung sehr viel geringer aus.

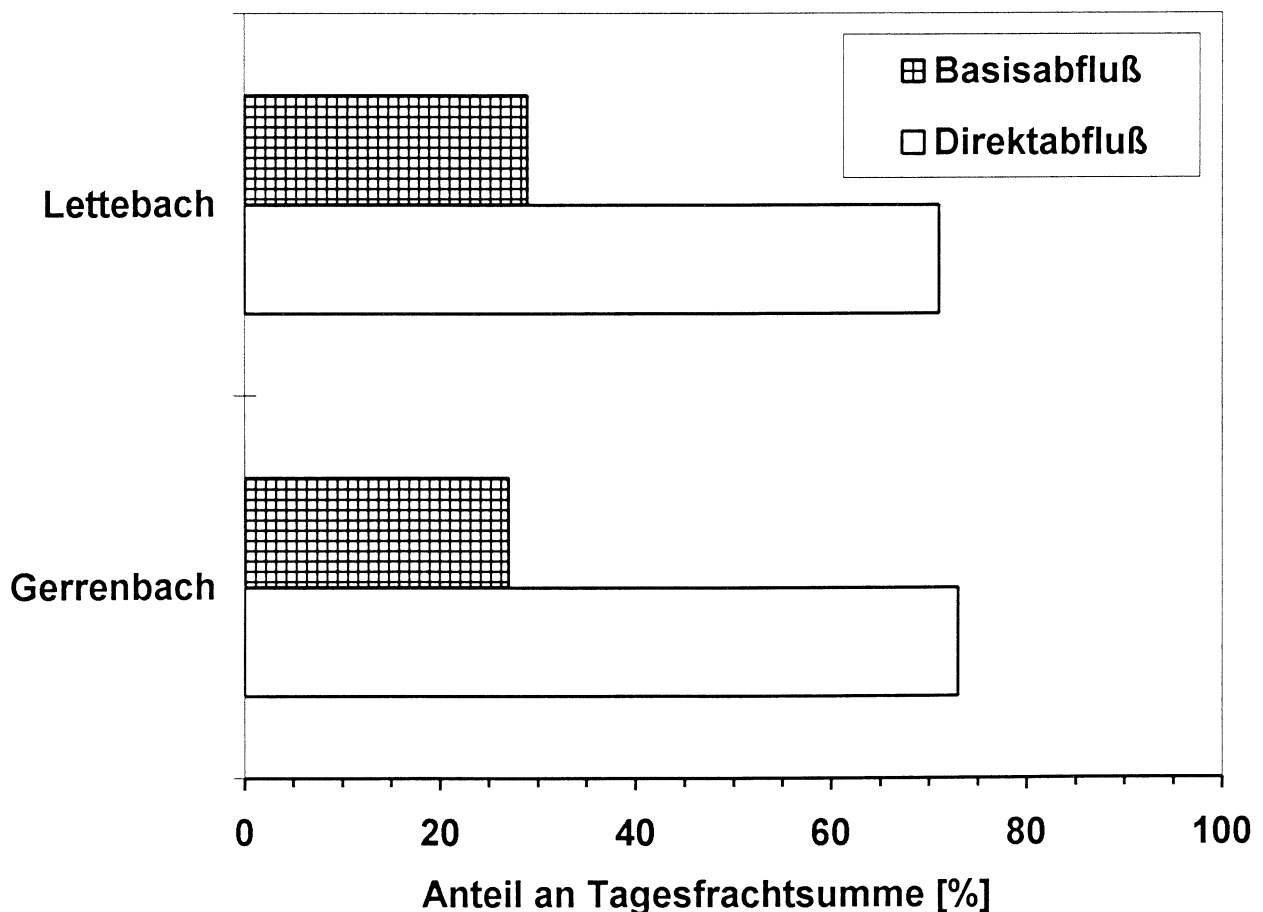


Abbildung 4: Eintrag von Diuron-Tagesfrachten – Prozentuale Anteile der Tagesfrachtsummen
Bilanzzeitraum 1994 – 1996; Direktabfluß an Tagen mit Niederschlägen > 2 mm/d;
Basisabfluß an Tagen mit Niederschlägen < 2 mm/d

Der Wirkstoff Glyphosat fand sich im Jahr 1996 in beiden Typgebieten im Zusammenhang mit der Gleisentkrautung mit Spitzenkonzentrationen von 590 ng/l (Abbildung 5). Begleitend zum Wirkstoffvorkommen wurde der Metabolit Aminomethylphosphonsäure

(AMPA) mit Maximalkonzentrationen von 120 ng/l festgestellt. Da die Glyphosatkonzentration in der Vorflut bereits 20 Tage nach Behandlung der Bahngleise erstmalig unter die Bestimmungsgrenze fiel, war das Auftreten von Glyphosat im Vergleich zu Diuron weniger beständig. Diese geringere Beständigkeit des Glyphosatauftretens kann als bessere Verträglichkeit dieses Wirkstoffs für die aquatische Umwelt bewertet werden (Skark et al., 1998).

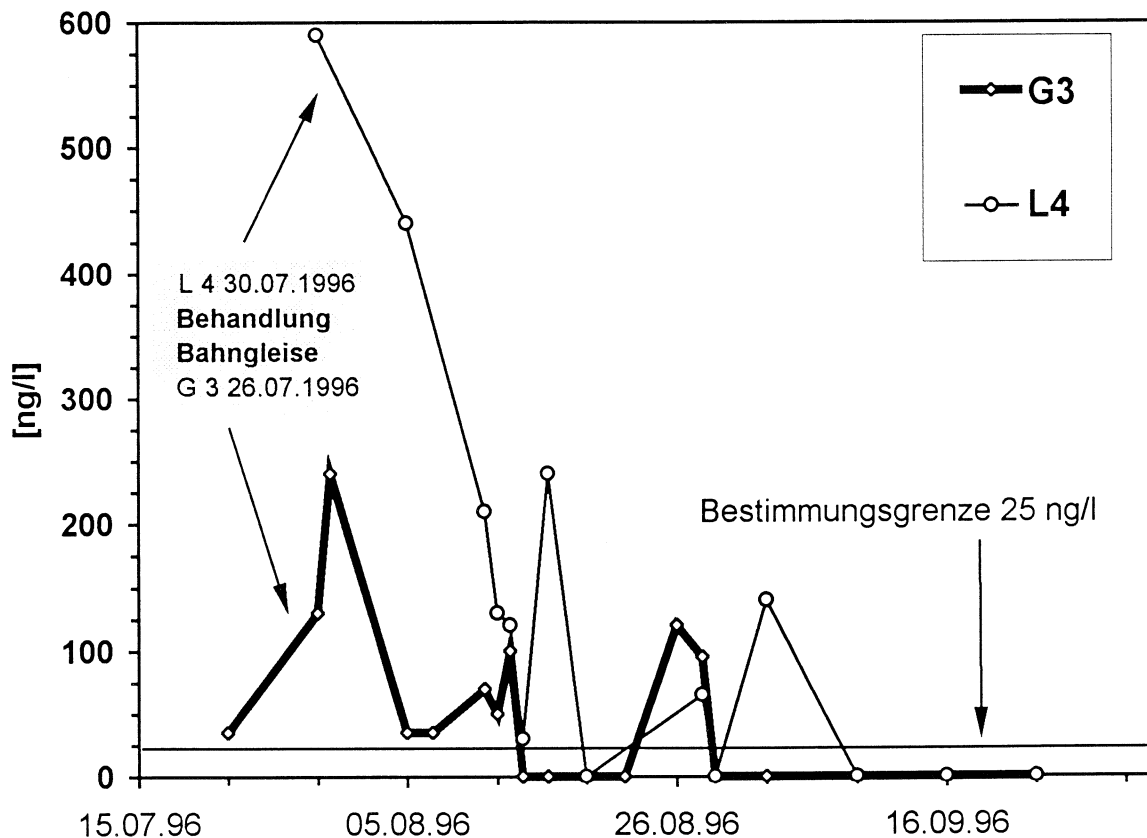


Abbildung 5: Zeitlicher Konzentrationsverlauf von Glyphosat im Gerrenbach (Probenahmepunkt G3) und im Lettebach (Probenahmepunkt L4) im Jahr 1996

4 Schlußfolgerungen

Die Untersuchungen an Ruhrzuflüssen zeigten, daß Wirkstoffe aus dem nicht-landwirtschaftlichen Anwendungsspektrum in relevantem Maße zur PBSM-Belastung der Vorflut beitrugen.

Während des dreijährigen Untersuchungszeitraums, der durch trockene Witterung gekennzeichnet war, konnte das Belastungsgeschehen in der Vorflut nur teilweise auf Direktabflüsse zurückgeführt werden. Vielmehr waren bedeutende Anteile der Einträge an

den Basisabfluß gekoppelt und erfolgten somit nach einer Untergrundpassage, also durch zuströmendes Grundwasser.

Aus den Untersuchungsergebnissen in den beiden Typgebieten läßt sich auf die Situation in anderen, ähnlich strukturierten Einzugsgebieten schließen. Als wesentliches Strukturmerkmal dieser Einzugsgebiete in Mittelgebirgslagen kann das Fehlen ausgedehnter Porengrundwasserleiter angesehen werden, die einen schnellen Zustrom infiltrierenden Wassers zur Vorflut ermöglichen („natürliches Lysimeter“). Grundsätzlich sollte bei der Bewertung des PBSM-Eintrags in Oberflächengewässer vergleichbarer Regionen neben den bisher als wichtig erkannten Eintragspfaden, wie z.B. mit dem Direktabfluß und aus Punktquellen, der Pfad über die Untergrundpassage in die Systemanalyse einbezogen werden.

Für zukünftige Untersuchungen zur Quantifizierung des PBSM-Eintrags nach einer Untergrundpassage gilt es dabei auch die Komponenten des versickernden Wassers zu berücksichtigen, die nach einem schnellen Verlagerungsprozeß auf bevorzugten Fließwegen in die Vorflut bzw. das Grundwasser gelangen, da diese *by pass*-Flüsse ein hohes Potential zum Stofftransport haben.

Für die Verminderung von PBSM-Einträgen aus nicht-landwirtschaftlicher Anwendung in die Vorflut kann vor allem die Minimierung des Mitteleinsatzes zur Vegetationskontrolle auf Bahngleisen empfohlen werden. Darüber hinaus kann eine Beratung privater, gewerblicher und kommunaler PBSM-Anwender zur Minderung von Gewässerbelastungen beitragen.

5 Zusammenfassung

Im Wasserschutzgebiet der Dortmunder Energie- und Wasserversorgung GmbH (DEW) wurde in den Einzugsgebieten zweier kleiner Ruhrzuläufe der Eintrag von PBSM in die Vorflut untersucht. In beiden Typgebieten wurden relevante Anteile der PBSM-Belastungen im Oberflächengewässer als Folge nicht-landwirtschaftlicher Anwendungen gefunden, deren relative Bedeutung im stärker siedlungsdominierten Typgebiet erwartungsgemäß größer war. Diuronfunde konnten sowohl der Vegetationskontrolle auf Bahngleisen als auch Anwendungen im gewerblichen und privaten Bereich zugeordnet werden. Während Spitzenfrachten im Zusammenhang mit Niederschlagsereignissen festgestellt wurden, erfolgten ca. 30 % aller Diuroneinträge an Tagen mit Niederschlägen unter 2 mm/d und waren an den Basisabfluß gekoppelt. Im Umfeld von Behandlungen auf Bahngleisen konnte Glyphosat in der Vorflut nachgewiesen werden.

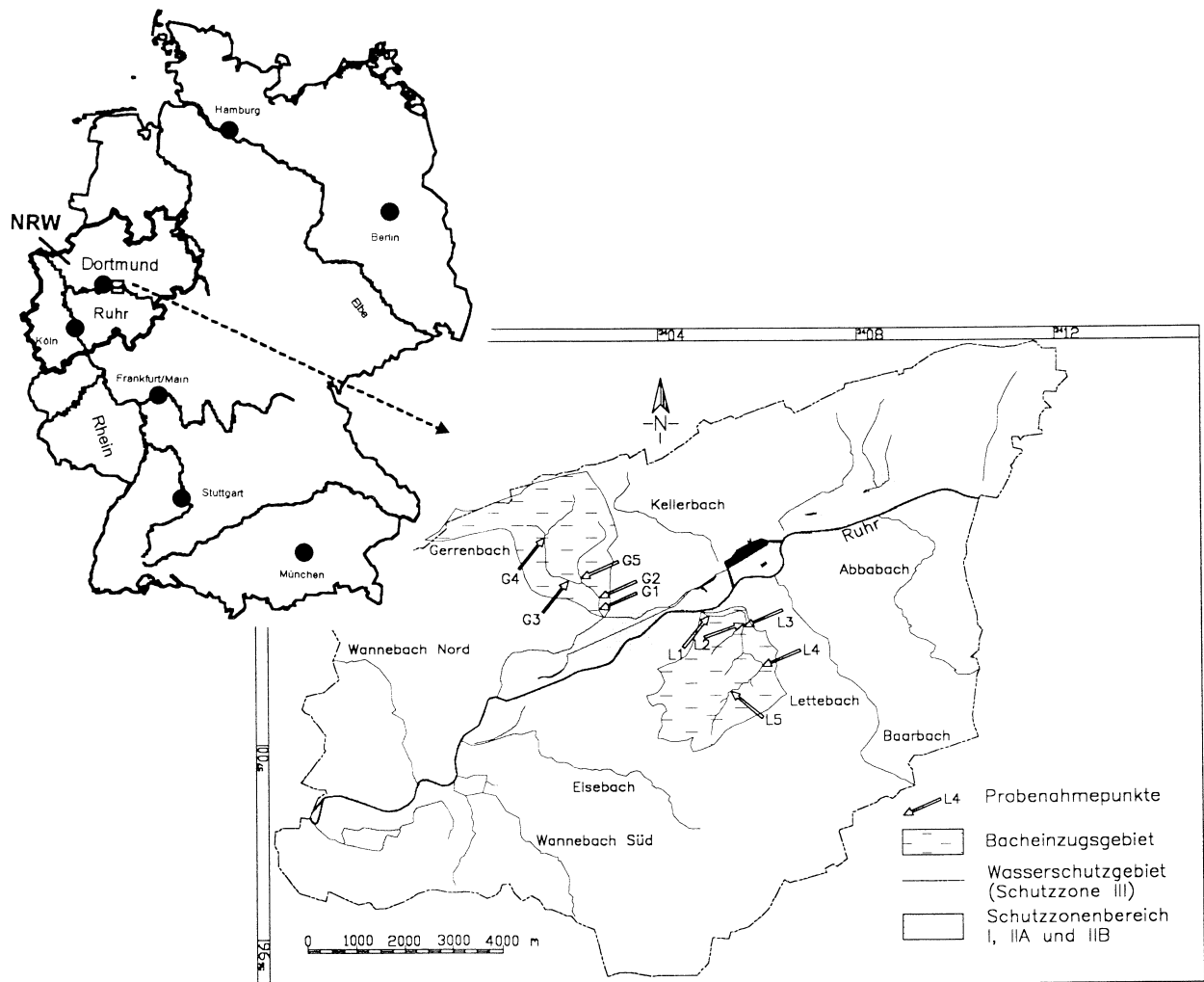
Während die Diuronfrachten in den Ruhrzuläufen durchschnittlich zwischen 0,2 % und 0,9 % der geschätzten ausgebrachten Wirkstoffmengen betrugen, blieben die Frachten von Isoproturon und Chlortoluron unter 0,1 % der ausgebrachten Mengen.

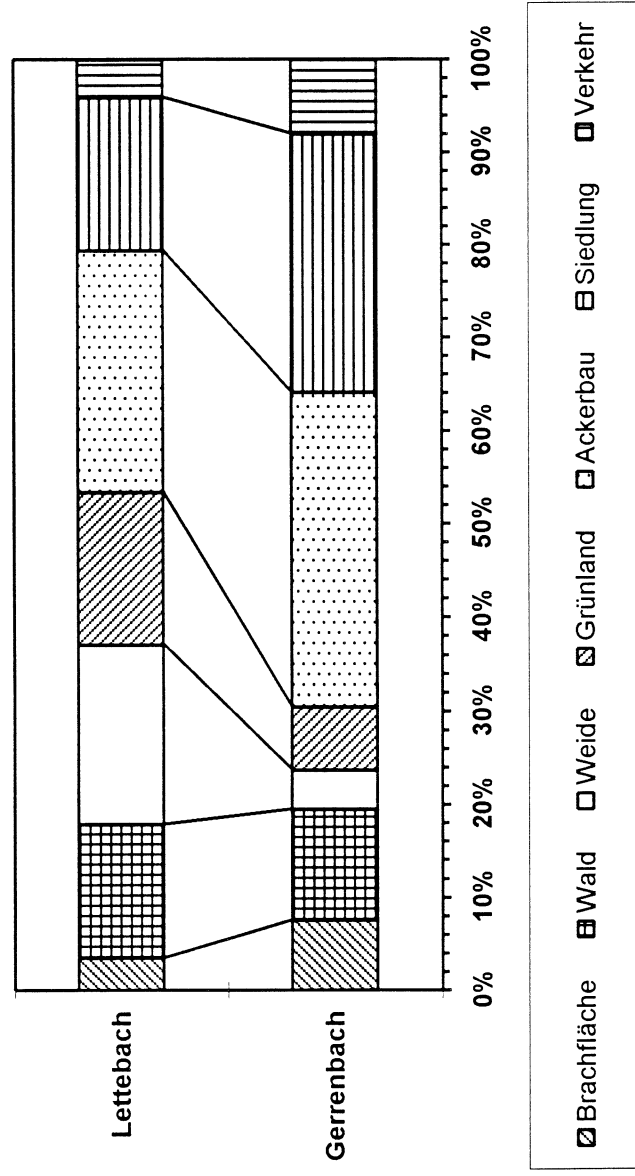
6 Literatur

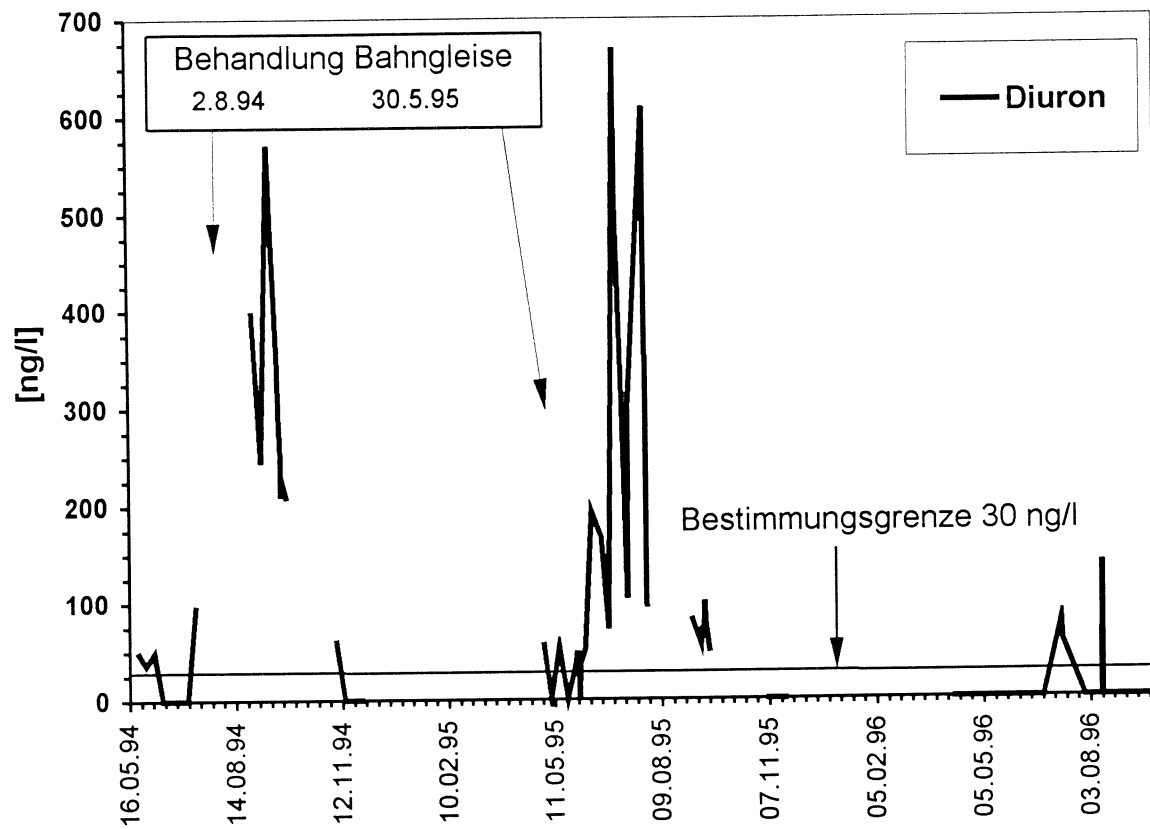
- Fielding, M.; Mole, N.; Horth, H.; Gendebien, A. & Van Dijk, P. (1998): Pesticides in groundwater: A critical assessment of residues in selected european countries - Final report.- Medmenham, 173 S..
- Hein, D. & Vogt, K. (1996): Zielvorgaben für den Gewässerschutz - Ergebnisse der Erprobung in NRW.- Korrespondenz Abwasser, 43, 292-296.
- Isenbeck-Schröter, M.; Kofod, M.; König, B.; Schramm, T.; Bedbur, E. & Matthess, G. (1998): Auftreten von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässern und im Grundwasser.- Grundwasser, 3, (2), 57-66.
- Klopp, R. (1993): Vorkommen und Herkunft des Totalherbizids Diuron im Ruhrwasser.- Forum Städte-Hygiene, 44, 71-74.
- Kötter, K. & Schlett, C. (1994): Gefährdung von Rohwässern für die Trinkwassergewinnung durch die Anwendung von Totalherbiziden.- gwf Wasser-Abwasser, 135, 265-272.
- Neitzel, V. & Döhmen, K. (1996): Analysenergebnisse des Ausschusses Wassergüte.- in : AWWR & Ruhrverband (Hrsg.): Ruhrwassergüte 1995, Essen, 121-160.
- Ng, H.Y.F. & Clegg, S.B. (1997): Atrazine and Metolachlor losses in runoff events from an agricultural watershed: the importance of runoff components.- The Science of the Total Environment, 193, 215-228.
- Preston, S.D.; Bierman, V.J. & Silliman, S.E. (1989): An evaluation of methods for the estimation of tributary mass loads.- Water Resources Research, 25, 1379-1389.
- Skark, C. & Zullei-Seibert, N. (1997): Differenzierung des Auftretens und der Herkunft von Pflanzenschutzmittelbelastungen in einem Flußgebiet im Hinblick auf die Trinkwasserversorgung.- Umweltbundesamt FB 102 02 230, 236 S..
- Skark, C.; Zullei-Seibert, N., Schöttler, U. & Schlett, C. (1998): The occurrence of Glyphosate in surface water.- International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 70, 93-104.
- Zullei-Seibert, N. (1995): Grundlagen und Kriterien für die Durchführung von Sanierungsplänen bei Überschreitung der Grenzwerte für Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PSM).- UBA-Texte 37/95, Berlin, 133 S..
- Zullei-Seibert, N.; Kuhlmann, B. & Schulte-Ebbert, E. (1995): Pesticide pollution of water resources.- in: Economic efficiency calculations in conjunction with the drinking water directive (Directive 80/778/EEC); Part III: The parameter for pesticides and related products.- Dortmund, 44-78.

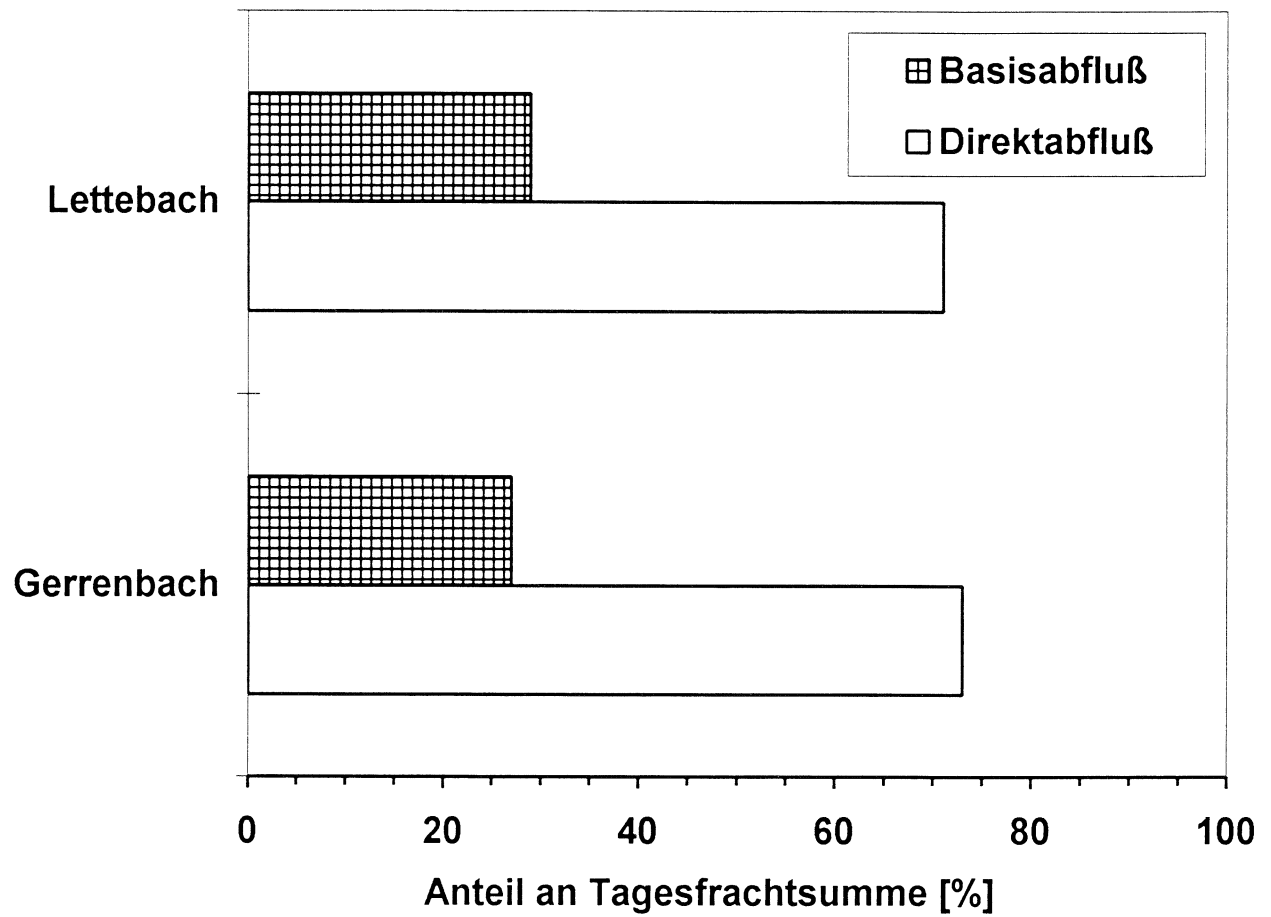
Danksagung

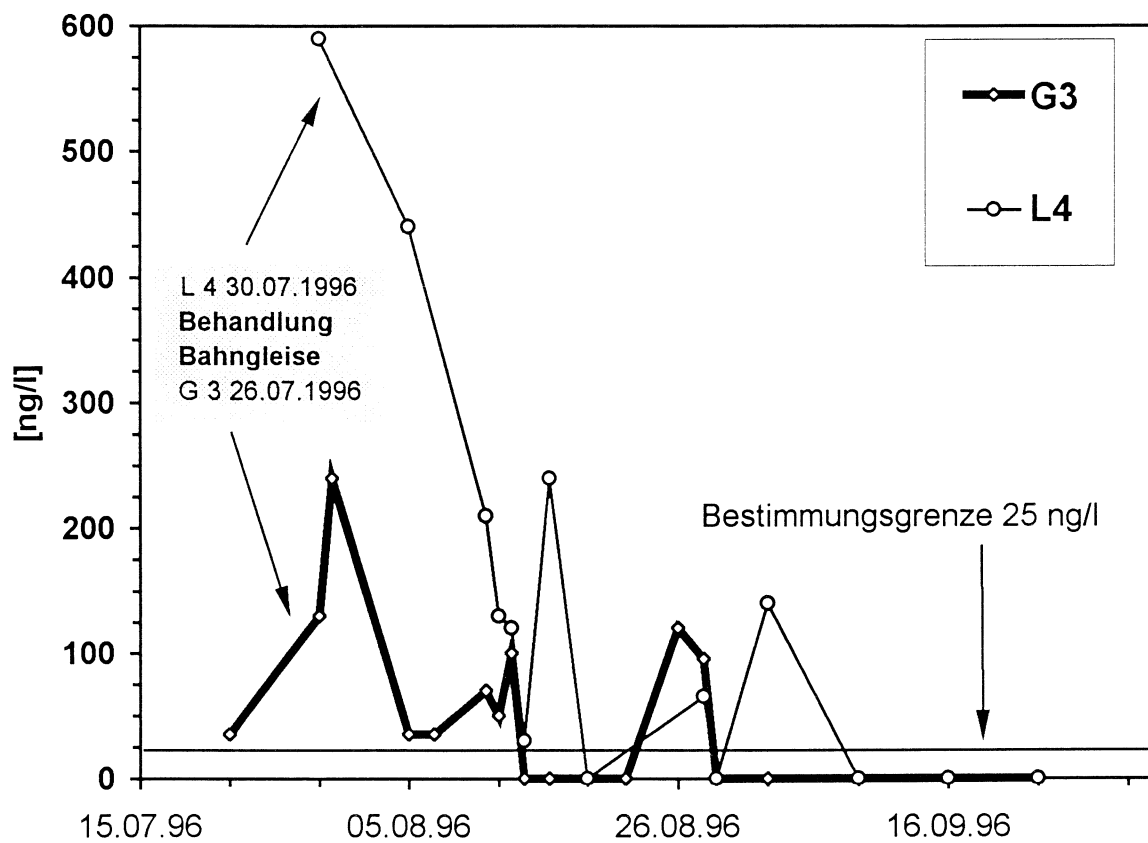
Wir bedanken uns für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungsarbeiten durch das Umweltbundesamt, Berlin (UBA F&E 102 02 230) und die Dortmunder Energie- und Wasserversorgung GmbH, bei der auch der Hauptteil der PBSM-Analysen durchgeführt wurde. Für weitere analytische und sonstige Unterstützung bedanken wir uns darüber hinaus bei der Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe (Kreistellen Unna und Lüdenscheid) und der Gelsenwasser AG, Gelsenkirchen.











Minimierung von Pflanzenschutzmittel-Einträgen im Einzugsgebiet des Dammbachs

Reduction of pesticide emissions in the Dammbach watershed

*Dr. Elmar Gatzweiler, Rhone-Poulenc Agro GmbH, Emil-Hoffmann-Str. 1A, D – 50996 Köln
Tel. 02236/3995-22, Fax -50, Email: elmar.gatzweiler@paris.rhone-poulenc.com*

Das Projekt Dammbach, das im Rahmen der Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre mit der Beteiligung der Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, der Gelsenwasser AG, der Hoechst Schering AgrEvo GmbH und der Rhône-Poulenc Agro GmbH durchgeführt wird, befaßt sich mit der Frage, ob sich eine deutlich meßbare Verminderung der Pflanzenschutzmittel-Einträge (besonders Isoproturon und Chlortoluron) ins Oberflächenwasser über Maßnahmen zur Ausschaltung von Punktquellen, Abtrift und Oberflächen-Abfluß erzielen läßt.

Der Dammbach ist ein ca. 3 km langer Vorfluter der Stever, die wiederum in den Halterner Stausee mündet. Ein automatischer Abflußmesser und Probenehmer erlaubt die Erfassung der Fracht an Harnstoffherbiziden am unteren Lauf des Dammbach. Das Einzugsgebiet umfaßt ca. 600 ha, wovon etwa 450 ha ackerbaulich vorwiegend für Wintergetreide- und Maisanbau genutzt werden. In den Dammbach mündet neben dem Schemmbach eine Vielzahl von Gräben, die das gesamte Gebiet durchziehen. Es herrschen schwere Böden (Pseudogleye) vor, die zu einem großen Teil drainiert sind.

Konzentrationsmessungen liegen für das Dammbach-Gebiet seit einigen Jahren und Frachtbestimmungen seit Herbst 1996 vor. Diese Messungen legten als Ursache für die Belastungen punktuelle Einträge in dem Gebiet nahe. Seit Sommer 1997 läuft das Projekt Dammbach mit der hauptsächlichen Zielsetzung, durch die strikte Einhaltung der 'guten fachlichen Praxis' punktuelle Einträge zu vermeiden.

Zur Verhinderung von Punktquellen beim Umgang mit Pflanzenschutzmitteln gehört u.a. das Fernbleiben von Oberflächengewässern und deren Zuflüssen. Dies betrifft besonders die Innen- und Außenreinigung sowie die Restmengenentsorgung, die auf dem Feld erfolgen sollen, wenn nicht befestigte Waschplätze mit Entwässerung in den Güllebehälter vorhanden sind. Auch das Befüllen von Pflanzenschutzgeräten aus Oberflächengewässern soll unterbleiben. Eine Umrüstung von vorhandenen Pflanzenschutz-Geräten (z.B. Einspülvorrichtungen) wurde durchgeführt. Eine möglichst abtriftarme Ausbringung wurde durch den Einsatz von ID-Düsen erreicht. Um den Oberflächen-Abfluß zu minimieren, wurden Uferrandstreifen entlang des Dammbachs angelegt.

Die Ergebnisse für den Herbst 1997 lassen eine deutliche Verminderung der Frachten von Harnstoffherbiziden im Vergleich zur Vorjahressituation von ca. 70 % bei vergleichbaren Niederschlagsmengen erkennen. Dies konnte im Vergleich der Frühjahrsperioden - bedingt durch extrem hohe Niederschlagsmengen vor und nach der Applikationszeit - nicht beobachtet werden. Im Vergleich der beiden Jahre 1996/97 und 1997/98 wurde eine Reduktion des Eintrags von Harnstoff-Herbiziden in den Dammbach um 30 % festgestellt. Die Ergebnisse des ersten Projektjahres sind sehr positiv zu bewerten, weil trotz der heterogenen Struktur des Dammbach-Gebiets und der Niederschlagssituation 1997/98 eine deutliche Reduktion erreicht wurde. Weitere Konzentrations-, Abfluß- und Witterungsdaten sind erforderlich, um gesicherte Aussagen über die Wirksamkeit der eingeleiteten Maßnahmen machen zu können.

Möglichkeiten der Wirkstoff-Substitution - Beispiel Ralon-Projekt

Possibilities of substitution of active ingredients - the Ralon project

*Dr. Johann Frahm, Institut f. Pflanzenschutz, Saatgutuntersuchung und Bienenkunde (IPSAB), Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, Nevinghoff 40, D – 48135 Münster
Tel. +49 (0)251/2376-626*

Das Stevergebiet im westlichen Münsterland umfaßt ca. 80000 ha, wovon 50000 ha intensiv landwirtschaftlich genutzt werden. Auf den größtenteils schweren, tonigen Böden werden zu etwa je 50 % Getreide und Mais angebaut. Das aus der Region abfließende Oberflächenwasser wird im Halteener Stausee aufgefangen und nach Filtration in Sandbecken als Trinkwasser genutzt. Nutzung, Bodenbearbeitung und erforderliche Aussaattermine begünstigen in diesem Gebiet als Leitungsgras den Ackerfuchsschwanz (*Alopecurus myosuroides*), der auf den schweren Böden dominiert und mit Besatzdichten von bis zu 1000 Pflanzen/m² und mehr vorkommt. Bis vor kurzem wurden als Herbizide Isoproturon in verschiedenen Kombinationen und in geringem Maße Chlortoluron eingesetzt. Zur Erzielung ausreichender Wirkungsgrade sind Aufwandmengen von 1500 g a.i./ha Isoproturon bzw. 2000 g a.i./ha Chlortoluron unter günstigen Anwendungsbedingungen (feuchte, feinkrümmelige Böden und kleine Gräser) erforderlich. Nach den Hauptanwendungszeiten (Mitte Oktober und Mitte März) kam es in der Vergangenheit immer wieder zu stärkeren Einträgen ins Oberflächenwasser, die durch Aktivkohle aufwendig herausgereinigt werden mußten. Bereits von Müller-Wegener et al (1994) wurde herausgestellt, daß in Teilgebieten mit Drainagen ein weitgehender Verzicht auf Isoproturon notwendig sein würde, um zu vertretbaren Gesamteinträgen ins Oberflächenwasser zu gelangen.

Von dieser Problemlage ausgehend wurde das Ralon-Projekt ins Leben gerufen mit dem Ziel, Isoproturon in einem Teilgebiet – dem Gebiet des Karthäuser Mühlenbaches - durch Ralon (Wirkstoff Fenoxaprop-ethyl) zu ersetzen, da von diesem lediglich eine Aufwandmenge an a.i. von 90 - 120 g/ha benötigt wurden. Der Einsatz erfolgt im Nachauflauf bis Ende Bestockung, so daß zusätzlich ein großer Teil der ausgebrachten Wirkstoffmenge an den Blättern haften bleibt und nicht auf die Erde gelangt.

Projektfinanzierung

Getragen wurde das Projekt von den örtlich ansässigen Wasserversorgungsunternehmen sowie den Firmen Agrevo und Rhone Poulenc. Die Kosten für Beratungsleistungen sowie Probenahmen wurden durch die Kooperation Wasserwirtschaft/Landwirtschaft im Stevereinzugsgebiet bestritten, die durch in der Region ansässigen Wasserversorgungsunternehmen GELSENWASSER AG, Stadtwerke Coesfeld GmbH, den Stadtwerken Dülmen GmbH und dem Wasserwerk der Gemeinde Nottuln finanziert wird. Die Finanzierung der Präparatekosten übernahm in der ersten Vorbereitungsphase (Frühjahr 1994) der Ralon-Hersteller AgrEvo als Projektbeteiligter. Parallel hierzu übernahm die GELSENWASSER AG die Kosten der Analytik. Ab Herbst 1994 teilten sich GELSENWASSER AG, Rhone Poulenc und AgrEvo die Kosten für Präparate und Analytik zu gleichen Teilen.

Folgende **Fragestellung** war Grundlage des Großversuchs:

- Gelingt es durch gemeinsame Aktivitäten der Kooperation, die Landwirte davon zu überzeugen, ein Pflanzenschutzmittel durch ein anderes zu ersetzen ?
- Wird der Wirkstoff Fenoxaprop-ethyl bzw. Abbauprodukte davon bei einem flächendeckenden Einsatz in kritischen Konzentrationen im Gewässer analysiert ?

- Gelingt es durch intensive Beratung der Kooperation auch nach Abschluß des Projektes ein verändertes Umweltverhalten bei den Landwirten zu hinterlassen ?

Die gestellten Fragen können folgendermaßen **beantwortet** werden:

- Durch Alternativprodukte und Wirkstoffmanagement lassen sich Einträge von Pflanzenschutzmitteln signifikant reduzieren.
- Ralon hat durch intensive Beratung, Umstellungszuschüsse von 40 DM/ha und letztendlich durch gute Wirksamkeiten eine hohe Akzeptanz bei Landwirten erreicht, was sich in den hohen Substitutionsgraden von 70 % zeigt.
- Punktquellen stellen einen nicht unwesentlichen Faktor bei der Gewässerbelastung dar und fallen bei Substitution automatisch weg.
- Das Alternativprodukt konnte aufgrund der günstigen Faktoren Wirkstoffmenge und Eigenschaften zu keiner Zeit nachgewiesen werden.
- Nach Abschluß des Projektes besteht bei Landwirten die Tendenz, zur einfachsten und billigsten Bewirtschaftungsweise zurückzukehren.

Grundsätzlich zeigt das Projekt, daß eine Substitution von Isoproturon und Chlortoluron durch Ralon bzw. Fenoxaprop möglich ist und das die Einträge entsprechend dem Substitutionsgrad zurückgehen. Die analysierten Gesamtfrachten lassen sich deutlich senken, ebenso die durchschnittlichen Konzentrationen von IPU/CTU. Spitzenkonzentrationen treten weniger häufig auf. Allerdings läßt sich nicht verhindern, daß Werte oberhalb des Trinkwassergrenzwertes auftreten. Verschiebungen im Unkrautspektrum und der aufwendigere Umgang mit Ralon (Mischbarkeit mit anderen Pflanzenschutzmitteln, Wirkungsspektrum und Resistenzgefährdung) erfordern einen breiteren Ansatz, da für Landwirte nach längerem Einsatz Folgeprobleme auftreten.

Mittlerweile stehen allerdings weitere Präparate aus unterschiedlichen Wirkstoffgruppen als Alternativen zum IPU zur Verfügung. Diese sind in einem anderen Großprojekt – dem Funne-Projekt – im letzten Jahr erstmals breiter eingesetzt worden. Aufgrund der positiven Erfahrungen soll versucht werden, Isoproturon und Chlortoluron in Zukunft im Stevergebiet komplett zu substituieren.

Der komplette Abschlußbericht über das Ralon-Projekt kann an der Kreisstelle Coesfeld, Am Fredesteen 17, 48653 Coesfeld angefordert werden.

Literatur

- Fischer, P., Bach, M., Frede, H.-G. 1998. Beratung von landwirtschaftlichen Betrieben zur Verringerung der punktuellen Pflanzenschutzmitteleinträge in Fließgewässer. Mitt. BBA, 357, 393-394
- Frahm, J. (1992): Der Einsatz von PRO_PLANT in Beratung und Praxis. 44. Hochschultagung der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn. Landwirtschaftsverlag Hiltrup
- Frahm, J. & Gebel, D. (1996): Herbizidstrategien in wassersensiblen Gebieten. Gesunde Pflanzen, 48, 266-271
- Frahm, J., Gebel, D., Klingenhausen, G., Hanhart, H. (1998): Langfristige Herbizidstrategien in wassersensiblen Gebieten. Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer, 51, 159-173
- Hein, D., Vogt, K. (1995): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen. LUA Nordrhein-Westfalen Materialien, Nr. 19, 150 S.
- Müller-Wegener, U. et al. (1994): Pflanzenschutzmittelauswirkungen auf Trinkwassertalsperren am Beispiel des Halteener Stausees. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Bd. 92, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- Schlett, C., (1995): Tendenzen der Nitrat- und PBSM-Gehalte im Einzugsgebiet der Talsperre Haltern. Kooperationsbericht Land- und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre
- Seel, P. (1994): Einträge von Pflanzenschutzmitteln in ein Fließgewässer - Versuch einer Bilanzierung. Vom Wasser 83, 357-372

Modellierung der Pestizid-Einträge in Gewässer - Konsequenzen für das Zulassungsverfahren

Modelling of pesticide emissions into water bodies – consequences for the registration procedure

Dr. Reinhard Winkler, Umweltbundesamt - Einvernehmensstelle Pflanzenschutzgesetz -, Bismarckplatz 1, D - 14191 Berlin

1. Einleitung

Im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel - nachfolgend PSM genannt - müssen die Mitgliedstaaten der Europäischen Union gemäß Anhang VI der Richtlinie 91/414/EWG des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von PSM beurteilen, ob diese unter den angegebenen Anwendungsbedingungen in **Grund- und Oberflächenwasser** gelangen können. Besteht diese Möglichkeit, so bewerten sie die Konzentrationen der Wirkstoffe, Metaboliten sowie Abbau- und Reaktionsprodukte, die unter den vorgeschlagenen Anwendungsbedingungen bei der PSM-Nutzung im Grund- bzw. Oberflächenwasser der vorgesehenen Anwendungsregion - auch unter Berücksichtigung des realistisch ungünstigsten Falles (gem. Anhang III) - zu erwarten sind.

Hierzu sollen sie sich geeigneter und auf Gemeinschaftsebene anerkannter Berechnungsmodelle bedienen. Allgemein anerkannte Modelle stehen gegenwärtig aber noch nicht zur Verfügung, obwohl eine nicht unerhebliche Anzahl von mathematischen Simulationsmodellen zur Berechnung der PSM-Einträge in Grund- und Oberflächenwasser über unterschiedliche Eintragspfade vorhanden und den EU-Staaten in Gebrauch ist.

Simulationsmodelle haben seit Jahren auch in Deutschland einen festen Platz in der Prüf- und Bewertungsstrategie zur Erfassung des von PSM ausgehenden Kontaminationspotentials für aquatische Ressourcen gefunden und werden im Rahmen des Zulassungsverfahrens zur Abschätzung einer möglichen Gefährdung des Grund- und Oberflächenwassers eingesetzt. Mit Inkrafttreten der neuen Pflanzenschutzmittelverordnung vom 17. August 1998 nach der die einem Zulassungsantrag beizufügenden Unterlagen die Anforderungen der EU-Richtlinie 91/414/EWG erfüllen müssen, haben Modellnutzung und Bewertung der Simulationsergebnisse aber zweifellos noch an Bedeutung gewonnen

2. Anforderungen an Simulationsmodelle

Aufgrund der

- Komplexität und Variabilität der unter natürlichen Bedingungen ablaufenden Prozesse,
- teilweise nur unzureichenden Kenntnisse von den vielfältigen Umweltfaktoren und -einflüssen sowie ihren Interaktionen, die den Eintrag von PSM in Grund- bzw. Oberflächenwasser beeinflussen,
- mit zunehmender Anzahl an Systemparametern (Stoff- und Feldparameter) aufgrund ihrer Schwankungsbreite einhergehenden Unsicherheiten

weist letztlich jedes Modell eine gewisse "Unschärfe" auf. Es ist somit nicht zu vermeiden, daß durch Modelle - die kurz als *Abstraktionen komplexer Systeme mittels mathematisch beschreibbarer Zusammenhänge in Form von Computerprogrammen* definiert werden können - das Verhalten von PSM in den Umweltkompartimenten Boden, Grund- und Oberflächenwasser immer nur annähernd, vereinfachend unter den jeweils spezifischen Annahmen beschrieben werden kann, wobei die Güte der Ergebnisse von der Zuverlässigkeit dieser Annahmen und von der Qualität der Eingabeparameter abhängt.

Vor diesem Hintergrund werden an die

- Aussagefähigkeit und Verlässlichkeit von Modellrechnungen,
- nachvollziehbare und transparente Gestaltung der Modellanwendung und
- Interpretation der Ergebnisse

hohe Anforderungen gestellt.

Die für die Abschätzung der voraussichtlichen Umweltkonzentrationen in Grund- und Oberflächenwasser verwendeten Modelle müssen daher gem. Anhang III der Richtlinie 91/414/EWG

- eine möglichst genaue Abschätzung aller relevanten Prozesse unter Einbeziehung realistischer Parameter und Annahmen ermöglichen;
- zuverlässig mit Messungen validiert sein, die unter Bedingungen durchgeführt wurden, welche für die Anwendung des Modells geboten sind;
- für die im Anwendungsgebiet herrschenden Bedingungen wesentlich sein, d.h. daß die wichtigen umweltbedingten, landwirtschaftlichen und pflanzenschutztechnischen Gegebenheiten zu berücksichtigen sind.

3. Wissenschaftlich korrekte Modellanwendung

Eine wesentliche Schwierigkeit bei der praktischen Durchführung von Modellrechnungen liegt in der sorgfältigen Prüfung, Sichtung und Aufbereitung des vorliegenden Datenmaterials für die Eingabe. Aus diesem Grund wurden in Zusammenarbeit von Industrieverband Agrar, Biologischer Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft und Umweltbundesamt Empfehlungen zur Durchführung von Modellrechnungen zur Simulation des Umweltverhaltens von PSM für das Zulassungsverfahren am Beispiel von Modellen zum Versickerungsverhalten erarbeitet. Diese Grundsätze für die korrekte Durchführung von Modellrechnungen beschreiben schwerpunktmäßig die Anforderungen an die

- Qualität der Eingabedaten,
- Vorgehensweise bei der Datenauswahl und
- Durchführung der Rechnungen.

So ist bei der Prüfung der Eingabedaten darauf zu achten, daß diese exakt nach naturwissenschaftlich korrekten Methoden gemäß dem Stand der Technik und richtliniengerecht bestimmt wurden. Weiter muß die Eignung der Eingabeparameter gegeben sein, müssen die ausgewählten Meßgrößen das Substanzverhalten in der Umwelt korrekt beschreiben, wobei insge-

samt auf die Konsistenz aller Eingabedaten, implementierten Funktionen und Umwelt-bzw. Applikationsszenarien zu achten ist.

Es ist auch darauf hinzuweisen, daß nicht zuletzt einer aussagekräftigen Berichterstattung bzw. Dokumentation der durchgeführten Rechnungen, die Angaben zum Rechenprogramm, zu den Eingabeparameter wie Substanzdaten und Szenarien enthalten muß, eine große Bedeutung zukommt.

4. Ergebnisse von Modellrechnungen - Umsetzung im PSM-Zulassungsverfahren

Modelle zur Bewertung des Verhaltens von PSM in der Umwelt dienen allgemein der

- * Verifizierung vermuteter Gefährdungspotentiale, z.B. des Verdachts erhöhten Versickerungspotentials aufgrund von Labortestdaten
- * Wichtung des Kontaminationspotentials von PSM sowie der Sensibilität bzw. Verletzlichkeit von Standorten
- * Interpretation komplexer Testergebnisse und ihre Extrapolation auf unterschiedliche Umweltbedingungen (Klima-, Boden- und Anbaubedingungen) bzw. auf das eigentliche Schutzziel
- * Planung (Studiendesign) und Überwachung bzw. Einsparung von aufwendigen Freilandversuchen

In jedem Fall werden Modelle im Rahmen der Zulassung von PSM genutzt, um Konzentrationen der Aktivsubstanz sowie ihrer relevanten Ab- und Umbauprodukte in der Umwelt vorherzusagen. Die Ergebnisse der Simulationsrechnungen werden somit zur

- Empfehlung von weiterführenden Untersuchungen,
- Festlegung von Restriktionen hinsichtlich der Anwendung von PSM sowie auch
- Entscheidung über die prinzipielle Zulassung eines PSM

herangezogen.

In Übereinstimmung mit Anhang VI der Richtlinie 91/414/EWG ist die Zulassung eines PSM in Deutschland nur möglich, wenn - ausgehend von den im Wege von Modellrechnungen abgeschätzten Konzentrationen des Wirkstoffs oder seiner Metaboliten, Abbau- oder Reaktionsprodukte im Grund- und Oberflächenwasser nach Anwendung des PSM unter den vorgeschlagenen Bedingungen - schädliche Auswirkungen auf das Grundwasser i.S.d. § 15 Abs. 1 Nr. 3 d Pflanzenschutzgesetz (PflSchG) und sonstige nicht vertretbare Auswirkungen insbesondere auf den Naturhaushalt i.S.d. § 15 Abs. 1 Nr. 3 e PflSchG mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden können.

Können diese nach den Konzentrationsberechnungen (Grundwasser) bzw. nach der Korrelation von Konzentrations- und Toxizitätsdaten (Oberflächenwasser) nicht ausgeschlossen werden, ist die Zulassung zu versagen, wenn nicht der auf experimentellen Untersuchungen beruhende wissenschaftliche Nachweis geführt wurde, daß unter einschlägigen Feldbedingungen keine schädlichen Auswirkungen auf die aquatischen Ressourcen bzw. Biozönosen unter den vorgeschlagenen Anwendungsbedingungen zu besorgen sind.

5. Beispiel: Konzept zur Bewertung der Belastung von Oberflächen- und Grundwasser durch Pflanzenschutzmittel "EXPOSIT 1.0"

An einem Beispiel soll die Modellierung der Einträge von PSM in Gewässer mit den daraus erwachsenden Konsequenzen für das Zulassungsverfahren deutlich gemacht werden:

Isoproturon, Chlortoluron, Simazin und Terbutylazin gehören zu den Wirkstoffen, die aufgrund anwendungsbedingter Belastungsursachen bisher am häufigsten in Oberflächengewässern und Grundwasser nachgewiesen wurden. Da aufgrund der Ergebnisse von Lysimeter-Untersuchungen die direkte Versickerung dieser Wirkstoffe als Kontaminationspfad für das Grundwasser nicht von Bedeutung ist, muß als Ursache für ihr Auftreten im Grundwasser der Eintrag über oberirdische Fließgewässer angesehen werden, wenn ausschließlich auf die sachgerechte und bestimmungsgemäße Mittelanwendung abgestellt wird. Die bisher von den Antragstellern im Rahmen des Zulassungsverfahrens beigebrachten Unterlagen, die im wesentlichen allgemeine zusammenfassende Arbeiten unter Verzicht auf spezifische Versuchsanstellungen mit einzelnen Wirkstoffen zu Oberflächen- und Drainageabfluß sowie Uferfiltration beinhalten, bestätigen diese Aussage.

Alternativ zu langwierigen und aufwendigen wirkstoffspezifischen Versuchen zum Phänomen der Grundwasserbelastung über den Eintrittspfad Abdrift sowie Oberflächen- und Drainageabflüsse in Oberflächenwasser und weiter via Uferfiltration in das Grundwasser wurde deshalb in Anlehnung an das Verfahren zur Beurteilung des Versickerungsverhaltens ein mehrstufiger Ansatz für die komplexe Bewertung des Eintrags von PSM in Oberflächen- und Grundwasser im Rahmen des Zulassungsverfahrens konzipiert.

Auf der Grundlage wesentlicher stoffinhärenter Eigenschaften erfolgt in der ersten Stufe eine Klassifizierung der Wirkstoffe in Mobilitäts- bzw. Gefährdungsgruppen, die bereits eine allgemeine Abschätzung des Kontaminationsrisikos ermöglicht.

Unter Nutzung des Modells "EXPOSIT 1.0" auf Excel 5.0-Basis und Verwendung neuer "realistic worst-case"-Szenarien werden darauf aufbauend in der zweiten Stufe die Berechnungen der in Oberflächenwasser, d.h. in einem der Applikationsfläche anrainenden Graben sowie Fließgewässer mit Uferfiltratgewinnung, und Uferfiltrat bzw. Grundwasser zu erwartenden Konzentrationen an PSM-Wirkstoffen vorgenommen, wobei in jedem Fall darauf geachtet wurde, daß die Eingabeparameter, Aussagen und Resultate in Einklang mit experimentellen Befunden stehen, die Annahmen somit plausibilitätsbezogen überprüft wurden. Davon ausgehend werden von dem Modell Vorschläge für Restriktionen und Einvernehmens- bzw. Zulassungsentscheidungen ausgegeben. "EXPOSIT 1.0" ermöglicht somit neben der besseren Einschätzung des Risikos für Oberflächen- und Grundwasser die differenzierte Festsetzung von Regulierungsmaßnahmen zum Schutz aquatischer Ressourcen.

Im Einzelfall können in einer dritten Stufe experimentelle Untersuchungen des Wirkstoffverhaltens in aquatischen Lysimetern und/oder im Freiland erforderlich werden. Zur experimentellen Unterlegung und zum Nachweis der Hinlänglichkeit der im Rahmen der Einvernehmens- und

Zulassungsentscheidung getroffenen Maßnahmen kann aber auch ein Monitoring einschließlich der Aufklärung eventuell dennoch aufgetretener Wirkstoffnachweise (Ursachenforschung richtig-positiver Funde von Problemwirkstoffen in Oberflächen- und Grundwasser) notwendig sein.

Am Beispiel von Chlortoluron, Isoproturon und Terbutylazin wurde die Funktionalität des Konzepts im Rahmen des Zulassungsverfahrens für PSM bisher nachgewiesen. Nach deren bestimmungsgemäßer und sachgerechter Anwendung unter strikter Beachtung aller aufgegebenen Restriktionen - d.h. Maßnahmen des Risikomanagements, z.B. hinsichtlich der einzuhaltenen Abstände von Applikationsfläche zu Oberflächengewässern, der Anlage dauerhaft bewachsener Schutzstreifen sowie der zeitlichen Limitierung der Anwendungen - geht somit nach dem Stand des Wissens von dem dargestellten Kontaminationspfad keine Gefahr einer relevanten Kontamination der Ressource Grundwasser aus. Schädliche Auswirkungen auf das Grundwasser i.S.d. § 15 Abs. 1 Nr. 3 d PflSchG können derart mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden.

6. Zusammenfassung und Ausblick

Die bisherigen Erfahrungen mit Simulationsrechnungen im UBA haben gezeigt, daß Modelle eine sinnvolle Unterstützung der Entscheidungsfindung im Rahmen des PSM-Zulassungsverfahrens sein können. Hinsichtlich der Versickerung wurde z.B. noch kein Wirkstoff mit erhöhtem Grundwassergefährdungspotential als ungefährlich simuliert. In keinem Fall wurde ein Wirkstoff mit einem vernachlässigbaren Grundwassergefährdungspotentials falsch beurteilt. Gleichmaßen wurde kein Wirkstoff hinsichtlich seines Potentials zur Kontamination von Oberflächengewässern falsch bewertet. Insgesamt ergibt sich, daß die Benutzung der Computer-gestützten Simulationsmodelle eine wertvolle und unverzichtbare Methode für die

- Berechnung von PSM-Konzentrationen in Grund- und Oberflächenwasser unter Berücksichtigung des realistisch ungünstigsten Falles,
- Ableitung von weiterführenden wissenschaftlichen Untersuchungen (z.B. Lysimeterversuche),
- Bewertung des aus dem PSM-Einsatz resultierenden Risikos für aquatische Biozöosen,
- Festlegung von spezifischen Maßnahmen des Risikomanagements (Anwendungsbestimmungen) sowie
- Entscheidung über die prinzipielle Zulassung von PSM.

darstellt. Sie hilft somit bei der wirkstoffspezifischen Expertenbeurteilung Teilbereiche zu objektivieren und die letztendlich abgeleiteten Entscheidungen transparent zu machen.

Gestatten Sie mir abschließend noch eine Bemerkung zu der Berücksichtigung von Modellen, die eine **makroskalige Abschätzung** der Gewässerbelastung mit PSM ermöglichen, im Zulassungsverfahren. Nachteilig ist, daß diese Modelle nicht geeignet sind, hinreichend genaue Schätzwerte über Wirkstofffrachten in Gewässern zu liefern, so daß wesentliche Fragen offen bleiben, wie z.B.

Was kann aus einer jährlichen Wirkstofffracht geschlossen werden? Kann bei geringer Wirkstofffracht die Schädigung aquatischer Biozönosen ausgeschlossen werden? Ist bei einer höheren Fracht zwangsläufig von einer Gefährdung auszugehen? Wie ist der PSM-Eintrag vor allem in kleinere, stehende Oberflächengewässer im Gegensatz zu Fließgewässern zu bewerten?

Fazit: Solange aus bilanzierten Wirkstofffrachten keine Wirkstoffkonzentrationen sowohl bezüglich des Auftretens von Spitzenwerten als auch in ihrer zeitlichen Verteilung abgeschätzt werden können, die nach Korrelation mit aquatotoxikologischen Daten eine Bewertung schädlicher Auswirkungen auf aquatische Biozönosen i.S.d. § 15 Abs. 1 Nr. 3 e PflSchG ermöglichen, ist keine unmittelbare Verwendung im PSM-Zulassungsverfahren gegeben.

Ein **Nutzen** ist aber mittelbar vor allem darin zu sehen, daß

- Eintragspfade in unterschiedlichen Regionen besser quantifiziert bzw. gewichtet,
- "realistic worst-case"-Berechnungen hinsichtlich einer eventuellen Regionalisierung der Zulassung unterstützt,
- Ursachen für Gewässereinträge in konkreten Regionen somit entschiedener bekämpft und
- Felduntersuchungen / Monitoringprogramme besser auf die Eintragspfade, Wirkstoffspektren etc. einer Region abgestimmt

werden können.

Schlußwort / Conclusion

Werner Schenkel, Volker Mohaupt, Umweltbundesamt, Fachbereich II „Umweltqualität und -anforderungen, Bismarckplatz 1, D - 14191 Berlin

Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe und Gewässer - das ist ein politisch und wie wir gestern und heute gesehen haben, auch wissenschaftlich interessantes Umweltthema. Wenn ich im Folgenden den Oberbegriff Pestizide aus dem Englischen wieder benutze, werden einige von Ihnen eine Provokation vermuten. Das ist nicht der Fall. Aber ich finde das Wort trotzdem besser, weil der vollständigere Begriff "Kulturpflanzenschutz- und Kulturpflanzenbehandlungsmittel-Wirkstoffe sowie Biozide" doch ein wenig unhandlich ist.

Die Pestizide sind eine ziemlich große Stoffgruppe. In Deutschland sind ungefähr 250 Wirkstoffe in ungefähr 950 Präparaten auf dem Markt zugelassen. Früher waren es deutlich mehr. Von den 250 Wirkstoffen sind 100 häufiger gebräuchlich. Als wirklich bedenklich von den 40 wasserwirtschaftlich auffälligen Pestiziden hat die LAWA jeweils 10 Pestizide für das Grundwasser und für das Oberflächenwasser ermittelt. Die beiden entsprechenden LAWA-Berichte sind Ausdruck und Ergebnis einer endlich in Gang gekommenen Versachlichung der Diskussion. Zu dieser Versachlichung wollen wir auch mit dieser Tagung beitragen

Die Anforderungen des WHG bestimmen den absoluten Schutz des Grundwassers. Faktisch heißt das, daß 0,1 µg/l eines Einzelstoffes nicht überschritten werden dürfen. Für Oberflächengewässer wird dieser Wert als Qualitätsanforderung - also weniger verbindlich - übernommen, sollen sie der Trinkwassergewinnung dienen. Schließlich werden Zielvorgaben zum Schutz von Wasserorganismen abgeleitet, z.B. von der IKSr aber auch in der LAWA sind sie in Diskussion. Bereits bei der Zulassung von Pestiziden wird der Schutz von Trinkwasserressourcen und Wasserorganismen berücksichtigt, um ausschließen zu können, daß bei bestimmungsgemäßer und sachgerechter Anwendung schädliche Auswirkungen auf das Grundwasser oder den Naturhaushalt eintreten. Für diesen Teil der Zulassung ist das UBA Einvernehmensbehörde.

Ich will jetzt nicht darauf eingehen, was "bestimmungsgemäß und sachgerecht" heißt und was nicht - und wie die Auflagen und Anwendungsbestimmungen in der Praxis eingehalten und kontrolliert werden oder nicht. Bei der Durchsetzung und Kontrolle der sachgerechten und bestimmungsgemäßen PSM- Anwendung besteht aus unserer Sicht noch ein erheblicher Handlungsbedarf. Aber dann wären wir nicht mehr auf einer wissenschaftlichen Tagung, sondern auf einer politischen Veranstaltung. Ich möchte diesen Aspekt nicht vertiefen.

In die gestern vorgestellte Modellstudie zur Berechnung von Einträgen in die Oberflächengewässer Deutschlands wurden die 40 meistverwendeten Stoffe und einige besonders oft in Gewässern gefundene aufgenommen. Welchen Erkenntnisfortschritt hat uns diese Studie gebracht? Wenn Sie z.B. in die "Daten zur Umwelt schauen oder auch in viele andere Publikationen, so werden Sie feststellen, daß immer nur relativ grobe Angaben zu den möglichen Eintragsmengen aus Abschwemmung, Dränage und Deposition gemacht werden können. Nicht unerhebliche Einträge kommen vermutlich auch aus Hofabläufen, ohne daß wir diese genauer quantifizieren können.

Was sagen uns nun die Ergebnisse des Forschungsvorhabens, worin liegt der Erkenntnisfortschritt?

Für Dränage, Runoff und Abtrift ergeben sich erstmals relativ gut abgesicherte Schätzzahlen, für die drei genannten Eintragsarten zusammen zwischen 2 und 40 t/a, wahrscheinlich ungefähr 15 t/a betragen. Das entspräche etwa 0,5 Promille der Anwendungsmenge. Das Modellergebnis stimmt in kleineren Einzugsgebieten größenordnungsmäßig mit den Frachten überein. In einigen größeren Einzugsgebieten liegt es um 70% und mehr unter den gemessenen Frachten. Die verbleibenden Einträge stammen nach unserer Meinung vorwiegend aus Hofabläufen, Kläranlagen und Einleitungen der Industrie. Zusätzlich zeigen uns die Forschungsergebnisse die regionalen Schwerpunkte:

- Besonders gefährdet durch Abschwemmungen sind z.B. Weinbauflächen, Börde-, Löß- und Marschgebiete, in denen viele Zuckerrüben angebaut werden und . klimatisch ungünstige Mittelgebirgslagen.
- Kritisch im Hinblick auf die Versickerung sind Gebiete mit leichten Böden, z.B. die Region zwischen Aller und Elbe, das Emsland, die Schleswig-Holsteinische Geest, das Münsterland und das mittelfränkische Becken.
- Probleme durch Dränage ergeben sich in einigen Gebieten der Flußniederungen, z.B. im Münsterland, im Oberrheingraben und der Lausitz.
- Signifikant ist Abtrift zu erwarten in Obstbaugebieten in den Marschen mit ihren dichten Grabennetzen.
- Hofabläufe sind relevant im Süden und Westen Deutschlands, wo es viel mehr Spritzgeräte gibt, die zu reinigen sind, als anderswo.

Bei aller Unsicherheit der Zahlen - sie schwanken immer noch über eine Zehnerpotenz (und hier sind die Autoren m.E. viel ehrlicher als viele andere Modellierer) - sind die Ergebnisse für die Regionen plausibel und geben einen guten Überblick, in welchen Regionen wir in erhöhtem Maß mit Pestizideinträgen in die Gewässer rechnen müssen.

Die Berichte, die wir heute von den Kollegen aus unseren Nachbarländern Niederlande, Belgien und dem Vereinigten Königreich gehört haben, zeigen uns, daß es dort ähnliche Probleme gibt wie bei uns. Immer wieder werden zuerst die Herbizide als Problemstoffe genannt, darunter insbesondere Diuron und Isoproturon. Ferner befassen sich die Briten mit Tierarzneien und Entseuchungsmitteln, die z.B. in der Freilandhaltung von Schafen angewandt werden. Und schließlich wird in unseren Nachbarländern mit ähnlichen Modellansätzen wie bei uns versucht, Einzelinformationen zu bündeln und das wesentliche herauszustellen.

Interessantes hat uns der englische Kollege berichtet. Dort haben die Produzenten von Isoproturon und Diuron ein Betreuungsprogramm für die Nutzer aufgelegt - m.E. nachahmenswert! Daß die deutsche Industrie das auch kann, zeigten die Vorträge über zwei Beratungsgebiete. Für die Umweltberatung wurden vom Industrieverband Agrar außerdem Handlungsanleitungen für die Spritzenreinigung herausgegeben. Die Reinigung soll möglichst auf dem Feld erfolgen. Darin sind wir uns alle einig. Ich würde mir aber wünschen, daß die Produzenten ihre Umweltberatung flächendeckend weiter verbessern und damit die Verantwortung für ihr Produkt übernehmen.

Die gestern und heute früh vorgestellten Modelle bedürfen der Überprüfung an Hand von Daten aus Detailstudien. Daher waren wir sehr dankbar über die Vorträge von Studien im Einzugsgebiet der Ruhr, im Gebiet des Wasserwerkes Mönchengladbach und bei der Deutschen Bahn AG.

Wozu können wir die Ergebnisse der Modelle nun benutzen?

Erstens: Als Hinweise für die Gewässerüberwachung, d.h. wann und woher ist welcher Stoff im Gewässer zu erwarten. Kommt er

- a) aus der Anwendung oder wurden
- b) vielleicht gerade Spritzen gereinigt?

Eine Alternative diese Information zu erhalten, bestünde nur in einer Aufzeichnungs- und auch noch Mitteilungspflicht der Anwender. Hinweise konnten bisher nur aus den Empfehlungen der Pflanzenschutzdienste abgeleitet werden, sofern sich die Landwirte an diese halten.

Mit den Modellergebnissen können die Meßprogramme also gezielter und damit billiger werden.

Zweitens können uns die Modelle die empfindlichen Gebiete nennen, in denen dann besonders intensiv und gezielt beraten sowie gemessen werden sollte.

Drittens wollen wir prüfen, ob solche Modelle als Entscheidungsgrundlage in das Zulassungsverfahren einfließen können. Zur Zeit wird in der Zulassung der sogenannte „realistische worst case“ benutzt. Bezüglich Versickerung nimmt man dafür einen besonders auswaschunggefährdeten, leichten Sandboden und relativ feuchtes Klima an. Für den Transportweg Spraydrift, Runoff und Dränage (als Eintragswege vom Feld) -> Graben -> Fluß -> Uferfiltrat haben wir im UBA in dem Modell EXPOSIT die u.E. realistischen schlechtesten Bedingungen zusammengefaßt. Es ist zu prüfen, ob man zukünftig ein geographisch gestütztes Modell, wie hier vorgestellt benutzen kann, um für jeden Stoff und jeden Eintragsweg den realistischen worst case in Deutschland herauszuarbeiten.

Als Fazit bleibt festzustellen: In den letzten Jahren haben wir einen erheblichen Erkenntnisgewinn zur Abschätzung von Pestizideinträgen in die Gewässer und ihre Auswirkungen erzielt. Wichtiges Ziel ist es, diesen Erkenntnisgewinn auch für die Zulassung nutzbar zu machen sowie mit geeigneten Maßnahmen auch die unsachgemäßen Anwendungen einzuschränken. Zukünftige Arbeiten sind daher z.B. folgende:

- Die Modelle müssen so gut abgesichert werden, daß sie justifiabel sind.
- Über die ökotoxikologischen Wirkungen von Pestiziden wissen wir viel. In der Diskussion sind zur Zeit mögliche endokrine Wirkungen und da haben wir Klärungsbedarf.
- Die Überwachungsbehörden der Landwirtschaft sollten ihre Kontrollen der Anwender verbessern.
- Und schließlich: Alle Beteiligten, d.h. Landwirte, Berater, Produzenten, Umwelt- und Gewässerschützer haben in den letzten Jahren einen Dialog mit dem Ziel begonnen, gemeinsam die Gewässerbelastung mit Pestiziden zu vermindern. Diese Arbeiten müssen weiter fortgesetzt werden, um - im klassischen Sinn nachhaltig - die Gewässer zu schützen und ihren Zustand zu verbessern. Dabei viel Erfolg!