

**Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt
für Land- und Forstwirtschaft
Berlin-Dahlem**



**Nachhaltige Landwirtschaft –
Pflanzenschutz und Gewässerschutz**

Wissenschaftliche Fachtagung in Berlin, 6. und 7. September 2000

Herausgegeben von

**Bernd Rodemann
Gerhard Bartels
Wilfried Pestemer
Hans Becker**

Heft 381

Berlin 2001

Herausgegeben von der
Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Berlin und Braunschweig

Parey Buchverlag Berlin
Kurfürstendamm 57, D-10707 Berlin

ISSN 0067-5849

ISBN 3-8263-3357-8

Dr. Bernd Rodemann

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Institut für Pflanzenschutz in Ackerbau und Grünland
Messeweg 11/12
38104 Braunschweig, Germany
E-Mail: B.Rodemann@bba.de

Prof. Dr. Wilfried Pestemer

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Institut für Ökologische Chemie
Königin-Luise-Str. 19
14195 Berlin, Germany
E-Mail: W.Pestemer@bba.de

Dr. Gerhard Bartels

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Institut für Pflanzenschutz in Ackerbau und Grünland
Messeweg 11/12
38104 Braunschweig, Germany
E-Mail: G.Bartels@bba.de

Dr. Hans Becker

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Institut für Ökotoxikologie im Pflanzenschutz
Königin-Luise-Str. 19
14195 Berlin, Germany
E-Mail: H.Becker@bba.de

Die Deutsche Bibliothek - CIP-Einheitsaufnahme

**Nachhaltige Landwirtschaft - Pflanzenschutz und Gewässerschutz :
wissenschaftliche Fachtagung in Berlin, 6. und 7. September 2000 /**
hrsg. von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Berlin und Braunschweig. Hrsg. von Bernd Rodemann - Berlin :
Parey, 2001

(Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und
Forstwirtschaft Berlin-Dahlem ; H. 381)

ISBN 3-8263-3357-8

© Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, 2001

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, des Vortrages, der Entnahme von Abbildungen, der Funksendung, der Wiedergabe auf photo-mechanischem oder ähnlichem Wege und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben bei auch nur auszugsweiser Verwertung vorbehalten. Eine Vervielfältigung dieses Werkes oder von Teilen dieses Werkes ist auch im Einzelfall nur in den Grenzen der gesetzlichen Bestimmungen des Urheberrechtsgesetzes der Bundesrepublik Deutschland vom 9. September 1965 in der Fassung vom 24. Juni 1985 zulässig. Sie ist grundsätzlich vergütungspflichtig. Zuwiderhandlungen unterliegen den Strafbestimmungen des Urheberrechtsgesetzes.

Kommissionsverlag Parey Buchverlag Berlin, Kurfürstendamm 57, 10707 Berlin,

Printed in Germany by Arno Brynda, Berlin.

Inhaltsverzeichnis

I. Eröffnung und Grussansprache

| | |
|------------------|---|
| Begrüßung | |
| Klingauf, F. | 5 |
| Grußworte | |
| Thalheim, G. | 6 |

II. Pflanzenschutz und Oberflächengewässer

| | |
|---|----|
| Risk mitigation measures to protect aquatic life in the Netherland | |
| Vliet, P.J.M. van | 9 |
| Situation und Schutzstrategien in der Schweiz | |
| Arx, R. von | 12 |
| Pesticides and water - some experiences from the Swedish Pesticide Program | |
| Emmerman, A. | 15 |

III. Aktuelle Situation, rechtlicher Rahmen und Lösungsmöglichkeit

| | |
|-----------------------|----|
| Gewässerschutz | |
| Lübbe, E. | 18 |
| Pflanzenschutz | |
| Petzold, R. | 20 |

IV. Vorstellung der Ergebnisse des F- und E-Vorhabens

"Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abtrift und Abschwemmung"

| | |
|--|----|
| Einführung in das Versuchsvorhaben | |
| Reschke, M. | 25 |
| Verfahrenstechnische Strategien zur Minderung von Oberflächenabfluss und Bodenerosion | |
| Brunotte, J. | 26 |
| Pflanzenschutzmanagement bei pflugloser und reduzierter Bodenbearbeitung | |
| Bartels, G. | 27 |
| Vermeidung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abtriftminderung | |
| Ripke, F.-O. | 29 |
| Rückstände von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässern | |
| Pestemer, W., Rodemann, B., Reese-Stähler, G. | 31 |
| Ökotoxikologisches Monitoring mit Algen und Zoobenthos | |
| Becker, H. | 35 |
| Zusammenfassung der Ergebnisse des Vorhabens | |
| Reschke, M. | 37 |
| Anforderungen an den Pflanzenschutz unter besonderer Berücksichtigung des Schutzes der Oberflächengewässer aus Sicht der Wasserwirtschaft | |
| Rodeck, O. | 43 |

| | |
|---|----|
| Anforderungen an den Pflanzenschutz unter besonderer Berücksichtigung des Schutzes der Oberflächengewässer aus Sicht der Pflanzenschutzmittelindustrie | |
| Dechet, F. | 49 |
| Anforderungen an den Pflanzenschutz unter besonderer Berücksichtigung des Schutzes der Oberflächengewässer aus Sicht der Umweltschutzorganisationen (NABU) | |
| Weins, C. | 50 |
| Anforderungen an den Pflanzenschutz unter besonderer Berücksichtigung des Schutzes der Oberflächengewässer aus Sicht der Landwirtschaft | |
| Pingen, S. | 52 |

V. Abschlussbericht für das F- und E-Vorhaben "Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässer durch Abtrift und Abschwemmung"

| | |
|---|-----|
| Einleitung, Zielsetzung und Durchführung | |
| Rodemann, B., Kreye, H., Reschke, M., Bartels, G. | 54 |
| Verfahrenstechnische Strategien zur Minderung von Oberflächenabfluss und Bodenerosion | |
| Brunotte, J., Duttmann, R. | 67 |
| Technische Lösungsansätze zur Minimierung des Eintrags von Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässer durch Abtrift | |
| Ripke, F.-O., Warnecke-Busch, G., Garrelts, J. | 82 |
| Rückstände im Oberflächenwasser | |
| Reese-Stähler, G., Kreye, H., Rodemann, B., Pestemer, W. | 97 |
| Ökotoxikologische Untersuchungen | |
| Buhr, L., Stähler, M., Süß, A., Schmidt, H., Mueller, A.C.W., Becker, H. | 116 |
| Phytopathologische Untersuchungen | |
| Rodemann, B., Bartels, G., Reschke, M. | 147 |
| Rückhaltevermögen von Pufferstreifen für pflanzenschutzmittelbelasteten Oberflächenabfluss | |
| Spatz, R., Hurle, K. | 154 |
| Gesamtdiskussion und Bewertung | |
| Rodemann, B., Kreye, H., Reschke, M., Bartels, G. | 161 |

| | |
|------------------------|-----|
| Zusammenfassung | 171 |
|------------------------|-----|

| | |
|------------------------|-----|
| Autorenregister | 176 |
|------------------------|-----|

I. Eröffnung und Grussansprache

Begrüßung

Klingauf, F.

Ich begrüße Sie, meine sehr geehrten Damen und Herren, sehr herzlich zu der vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten als Träger des FuE-Vorhabens angeregten Tagung.

Die Veranstaltung hat zum Ziel, die von den Auftragnehmern des FuE-Projektes durchgeführten umfangreichen Untersuchungen über "Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abtrieb und Abschwemmung" vorzustellen und erstmals in einem größeren Kreis zu diskutieren.

Das FuE-Vorhaben wurde aus Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten finanziert. An dieser Stelle sei auch dem Projektträger, der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, für die administrative Begleitung gedankt. Die an dem Projekt beteiligten Arbeitsgruppen sind

- das Pflanzenschutzamt der Landwirtschaftskammer Hannover (Projektnehmer),
- die Institute für Pflanzenschutz in Ackerbau und Grünland, für ökologische Chemie und für Ökotoxikologie im Pflanzenschutz der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft,
- das Institut für Betriebstechnik und Bauforschung der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft,
- das Geographische Institut der Universität Hannover,
- das Institut für Pflanzenschutz und Phytopathologie der Universität Göttingen,
- das Institut für Phytomedizin der Universität Hohenheim und
- das Landespflanzenschutzamt Magdeburg sowie
- die Landesanstalt für Pflanzenschutz Stuttgart.

Die Versuche wurden unter praktischen Bedingungen auf sieben landwirtschaftlichen Betrieben in Baden-Württemberg, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt durchgeführt.

Die Oberflächengewässer sind ein hohes Schutzgut, welches durch das Pflanzenschutzgesetz ausdrücklich geregelt ist. Gleichwohl fehlt es an praxisnahen Untersuchungen über die Gefährdung von Oberflächengewässern durch die praxisübliche Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Die heute und morgen zur Diskussion gestellten Forschungsergebnisse sollen dazu beitragen, den gegenwärtigen Stand des Schutzniveaus der Oberflächengewässer aufzuzeigen und offene Fragen zu diskutieren.

Ich freue mich im Sinne der Veranstaltung über die rege Beteiligung und danke Ihnen sehr herzlich für Ihr Kommen und eine offene Aussprache.

Besonders herzlich begrüße ich Herrn Parlamentarischen Staatssekretär Dr. Thalheim, der anschließend ein Grußwort an uns richten wird.

Der erste Teil der Tagung wird sich mit der Situation und den Schutzstrategien in den Niederlanden, der Schweiz und in Schweden befassen sowie den rechtlichen Rahmen und die Lösungsmöglichkeiten vor dem Hintergrund des Gewässerschutzes und des Pflanzenschutzes aufzeigen. Ich begrüße unsere ausländischen Gäste sehr herzlich. Am Nachmittag werden die Ergebnisse des FuE-Vorhabens ausführlich vorgestellt. Der morgige Tag ist der vertieften Diskussion mit Wasserwirtschaft, Pflanzenschutzmittelindustrie, Umweltschutzorganisationen und der Landwirtschaft gewidmet.

Ich würde mich freuen, wenn wir abschließend Erreichtes und noch bestehende Defizite aufzeigen und den künftigen Handlungsbedarf formulieren könnten, um den Schutz unserer Gewässer zu sichern.

Ich danke schon jetzt allen Vortragenden und Diskussionsrednern für ihre Beiträge.

Ich möchte abschließend noch betonen, dass es nicht Ziel dieser Veranstaltung war, die für die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln verantwortlichen Behörden Rechenschaft geben zu lassen, sondern den Forschergruppen Gelegenheit zur Vorstellung und zur ersten Diskussion ihrer Ergebnisse zu geben. Dass die Landwirtschaftskammer Hannover als Projektnehmer nicht die Tagung ausrichtet, sondern die BBA, hat den profanen Grund, dass in das Projekt keine Mittel für eine öffentliche Diskussion eingestellt waren. Wir sind aber der Meinung - und deshalb haben wir den Vorschlag zu dieser Veranstaltung aufgegriffen - dass die Frage von Pflanzenschutz und Gewässerschutz mit allen Beteiligten weiter diskutiert werden muss.

Grußworte

Thalheim, G.

Sehr geehrter Herr Präsident Professor Klingauf, meine Damen und Herren!

Das Thema, das auf der BML-Fachtagung zur Diskussion steht, ist ein Kernthema im Pflanzenschutz.

In der Vergangenheit wurden Pflanzenschutz und Gewässerschutz als gegenläufige Pole betrachtet. Seit einigen Jahren hat sich die Erkenntnis durchgesetzt, dass sich die angestrebten Ziele nur gemeinsam erreichen lassen. Darüber bin ich sehr froh.

Wasser ist bekanntermaßen Lebenselixier. Sauberes Oberflächenwasser ist eine wichtige Grundlage für die Sicherung artenreicher Ökosysteme und auch Grundlage für unsere Trinkwasserversorgung.

Besondere Bedeutung hat das Grundwasser. Der überwiegende Teil wird unter land- und forstwirtschaftlichen Flächen neu gebildet und zur Trinkwassergewinnung genutzt. Somit wird der Land- und Forstwirtschaft verantwortungsbewusstes Handeln abverlangt.

Für eine nachhaltige Landwirtschaft spielt der Erhalt der natürlichen Ressourcen eine zentrale Rolle. Der Landwirt will seine Produktionsgrundlagen den nachfolgenden Generationen möglichst in verbessertem Zustand übergeben; deshalb ist er an ihrem Erhalt besonders interessiert.

Landwirtschaft und Wasserwirtschaft verfolgen damit ein gemeinsames Ziel: Nachhaltiger Erhalt und Schutz der natürlichen Ressourcen, die ebenso wichtig für sauberes Trinkwasser sind wie für eine prosperierende Landwirtschaft.

Heute werde ich gemeinsam mit meiner Kollegin aus dem Bundesumweltministerium, Frau Staatssekretärin Simone Probst, den Jahresbericht der Wasserwirtschaft 1999 vorstellen. Auch hier wird die gemeinsame Interessenlage dokumentiert.

Meine Damen und Herren,

Der Pflanzenschutz - besonders der chemische Pflanzenschutz - ist in den 80iger und 90iger Jahren immer wieder in der Diskussion gewesen, weil Rückstände von Pflanzenschutzmitteln im Oberflächengewässern Anlass zur Sorge gaben. Eine Reihe von Maßnahmen wurden eingeleitet:

Erweiterung des rechtlichen Rahmens, z. B.

- Verbot der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in oder unmittelbar an Gewässern;
- Verbot der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln mit bestimmten Wirkstoffen;
- Erhebliche Verschärfung bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln.

Verbesserung des Fachwissens, z. B.

- durch gezielte Forschung,
- Fachtagungen und gezielte Information der landwirtschaftlichen Praxis,
- sowie, das möchte ich besonders herausstellen,
- Kooperationsprojekte zwischen Land- und Wasserwirtschaft.

Verbesserung der Pflanzenschutztechnik, z. B.

- Entwicklung verlustmindernder Geräte,
- Einführung abtriftmindernder Düsen,
- Schaffung effektiver Verfahren zur Reinigung von Pflanzenschutzgeräten, die nicht auf dem Hof erfolgen sollte.

Leitbild des Pflanzenschutzes ist der „Integrierte Pflanzenschutz“.

Dieser Begriff ist seit 1987 im Pflanzenschutzgesetz verankert, wurde 1991 in die Richtlinie des Rates über das in Verkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln aufgenommen und ist Kernbestandteil der AGENDA 21.

Dadurch, dass nach dem Pflanzenschutzgesetz die Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes bei der Durchführung von Pflanzenschutzmaßnahmen nach guter fachlicher Praxis zu berücksichtigen sind, wurde eine unmittelbare Verknüpfung zwischen beiden Begrifflichkeiten hergestellt.

In den 1998 veröffentlichten Grundsätzen für die Durchführung der guten fachlichen Praxis im Pflanzenschutz findet sich mit Bezug auf die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Bereich von Gewässern folgender Hinweis: "Für die Behandlung der ersten Spritzbahn entlang von Gewässern ... sind neben den in der Zulassung erteilten Auflagen, Anwendungsbestimmungen und Hinweisen abtriftrduzierende Maßnahmen ... zu treffen."

Hieraus wird eines deutlich:

Der Staat und das Ordnungsrecht ersetzen nicht die Eigenverantwortlichkeit des Landwirts. Die Handlungsmöglichkeiten - auch im Rahmen der guten fachlichen Praxis - sind so vielfältig, dass ordnungsrechtliche Maßnahmen das Ziel nicht allein erreichen können, manchmal sogar kontraproduktiv sein können.

In einer nachhaltigen Landwirtschaft ist der Bauer weit mehr als Vollziehender von Ordnungsrecht. Er ist derjenige, der über die erforderlichen Maßnahmen bestimmt und auf seinen Flächen die Verantwortung für die Umwelt und nachfolgende Generationen trägt. Nachhaltigkeit bedeutet Gleichklang von Ökologie, Ökonomie und Sozialem. Diesen Verantwortungsbereichen muss auch der Landwirt gleichermaßen gerecht wird.

Integriert heißt in diesem Zusammenhang, Verfahren des Pflanzenschutzes wie z. B. ackerbauliche, pflanzenbauliche, biologische oder biotechnische Maßnahmen zu nutzen, um die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel auf das notwendige Maß zu beschränken.

Hier genau setzt das Projekt an, das Sie auf der Fachtagung ausgiebig diskutieren werden: Eine moderne und nach den Grundsätzen des integrierten Pflanzenschutzes arbeitende Landwirtschaft kann auf die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel nicht verzichten. Sie kann aber versuchen, alle verfügbaren und praktikablen pflanzenbaulichen Verfahren nutzen, um die Anwendung auf das notwendige Maß zu beschränken und mögliche Auswirkungen so weit wie möglich zu reduzieren.

Natürlich sind Pflanzenschutzmittel nicht irgendwelche chemischen Substanzen. Diese Mittel haben bereits umfangreiche Prüfungen durchlaufen, bevor sie in den Verkehr gelangen.

Nach § 11 des Pflanzenschutzgesetzes dürfen Pflanzenschutzmittel nur in den Verkehr gebracht oder eingeführt werden, wenn sie von der kurz BBA zugelassen sind. Die in § 15 des Gesetzes beschriebenen Zulassungsvoraussetzungen umfassen alle möglichen Wirkungsbereiche von der Gesundheit von Mensch und Tier über das Grundwasser, den Tierschutz bis hin zum Naturhaushalt.

Darauf lege ich besonderen Wert; bei aller Diskussion über den Naturhaushalt dürfen die anderen Bereiche wie z. B. Anwender- und Verbraucherschutz nicht vergessen werden.

Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, die das Konzept zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Gewässer vor gefährlichen Stoffen erarbeitet hat, hat festgestellt:

1. Die Zielvorgabe für Trinkwasser wird weitgehend eingehalten.
2. Die sehr anspruchsvollen Zielvorgaben für aquatische Lebensgemeinschaften werden dagegen bei einer Reihe der bisher untersuchten Stoffen regional und auch überregional überschritten.

Erfreulich ist die Tatsache, dass es durch ordnungsrechtliche Maßnahmen, Maßnahmen bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln und besonders auch durch Diskussionen mit der landwirtschaftlichen Praxis gelungen ist, wesentliche Fortschritte im Bereich des Gewässerschutzes zu erzielen.

Das heißt aber nicht, dass wir zufrieden sind. Im Rahmen des von der Bundesregierung geplanten Maßnahmenprogramms Umwelt und Gesundheit wird das BML ein Aktionsprogramm zum umweltverträglichen Pflanzenschutz erarbeiten und gemeinsam mit allen Beteiligten durchführen.

Ziel dieses Aktionsprogramms ist es, eine weitere Reduktion der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Praxis zu erreichen und damit Risiken, die durch die Anwendung entstehen können, weiter zu reduzieren. Dies entspricht damit auch der Koalitionsvereinbarung.

Das Aktionsprogramm betrifft auch den Gewässerschutz. Hierzu gehören die

- Einführung einer regelmäßigen Prüfpflicht für Pflanzenschutzgeräte in Raumkulturen,

- Forcierung der Einführung abtriftmindernder Düsen und
- die Identifizierung von "Hot Spots".

Besonders durch die Identifizierung von "Hot Spots" wollen wir versuchen, zielgerichtete Lösungen für besonders schwierige Problemfälle zu erarbeiten. Dies können bestimmte Regionen in Deutschland sein, ebenso auch bestimmte Kulturen.

Auch die Ergebnisse dieser Fachtagung werden in das geplante Aktionsprogramms einfließen.

Für wichtig halte ich, dass wir bei allen Maßnahmen, die wir national ergreifen und gegebenenfalls auch unsere Landwirte finanziell belasten, den Wettbewerbsvergleich mit unseren Nachbarländer im Auge behalten.

Weitere Verschiebungen zu ungunsten der deutschen Landwirtschaft gefährden Existenzen und widersprechen auch dem Nachhaltigkeitsgedanken.

Sicher werden die Ausführungen der Kollegen aus den Niederlanden, Schweden und der Schweiz auf dieser Tagung, die über ihre Erfahrungen mit Pflanzen- und Gewässerschutz berichten, von besonderem Interesse sein.

Interesse weckt auch die Vorstellung der Ergebnisse des vom BML unterstützten F- und E-Vorhabens, mit dem praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer in Praxisbetrieben erprobt und wissenschaftlich analysiert wurden.

Ein erster Blick in den Bericht, der mit der Tagungsmappe verteilt wurde, provoziert geradezu einige Fragen an die Projektbearbeiter.

Ich wünsche daher Ihnen, Herr Präsident Klingauf, und allen Rednern und Teilnehmern eine erfolgreiche Fachtagung mit vielen interessanten Diskussionen.

II. Pflanzenschutz und Oberflächengewässer

Risk mitigation measures to protect aquatic life in the Netherland

Vliet, P.J.M. van

Introduction

The risk assessment of pesticides in The Netherlands is based on the Pesticide Act 1962. In February 1995 new regulation with respect to environmental aspects came into force. In this regulation criteria for persistence, leaching to groundwater and aquatic organisms are established.

In August 1998 new drift deposition figures for surface water and risk mitigation measures to protect aquatic life has been implemented in the regulation mentioned above. These figures have been adjusted at the beginning of the year 2000.

Aquatic risk assessment

The criteria for the risk assessment for aquatic organisms are mostly identical to the decision making criteria of the Uniform Principles. There is one major difference; for algae the NOEC-value is used instead of the EC50-value. The criteria are as follows:

- acute toxicity: $PEC < 0.01 \times L(E)C_{50}$ for Daphnia and fish and $PEC < 0.1 \times NOEC$ for algae;
- chronic toxicity: $PEC < 0.1 \times NOEC$ for Daphnia and fish.

The PEC calculation for surface water is at this moment only based on drift. Run-off and drainage are not taken into account, but there are activities going on to implement these routes of exposure in the exposure model for surface water (model is TOXSWA).

Drift deposition figures

There has been quite a lot of drift research in the last seven years in The Netherlands. This research has been done by the IMAG (Institute of Agricultural and Environmental Engineering). As a result a rather large database with measured data on drift is available. Measurements have been done in apples, lawn trees, bulbs, potatoes, cereals, sugarbeets (row sprayer) and corn (row sprayer) (Huijsmans et al, 1997 and 1999; van der Zande, 1995; van der Zande and Holterman, 1996 and Porskamp et al., 1995). Within this research a comparison between different application techniques have been made.

Based on the research mentioned above standard drift deposition figures for surface water were determined. These figures are mentioned in table 1.

Tab. 1 Standard drift deposition figures currently used in NL

| application | drift deposition on surface water |
|---------------------------------|-----------------------------------|
| Orchards | 17% before May 1 (no leaves) |
| | 7% from May 1 on (leaves) |
| Lawn trees | 17% before May 1 (no leaves) |
| | 7% from May 1 on (leaves) |
| Field crops (incl. small fruit) | 5% |
| Green house | 0.1% |
| Aerial spraying | 100% |

One of the goals of policy with regard to pesticides in NL is to reduce the drift of pesticides to surface water. Hereafter possible risk mitigation measures with regard to surface water will be discussed.

Risk mitigation measures

Because the calculation of the PEC for surface water is only based on drift deposition at this moment, risk mitigation relates to reduction of drift deposition on surface waters. With regard to drift reduction measures the following conditions are valid:

- the drift deposition must be preferably measured in the field or, if that is not possible be estimated in a reliable way, using a computer-model. The IMAG has developed such a computer-model, called IDEFIX, which is in the process of validation now;
- the drift deposition data must be relevant to Dutch agriculture and the equipment used;
- the drift reduction measures have to be reasonable in a way that enforcement must be possible in a normal way.

In The Netherlands the following drift reduction measures are fulfilling the above mentioned conditions. They relate to application techniques, buffer-zones and label restrictions.

Application techniques

Orchards

- tunnel sprayer: 85% drift reduction;
- windbreak of trees: before May 1: 70% drift reduction and from May 1 on: 90% drift reduction.

Field crops

- air assistance: 50% drift reduction.
- shielded bed sprayers: 99% drift reduction.
- drift reducing nozzles: 18% drift reduction. This figure depends very much on the type of nozzles.

This figure is chosen at the lower end of the range.

- edge nozzles: 14% drift reduction.
- row sprayers: 50% drift reduction.

This is a temporary value, because more research has to be done with regard to this technique.

- exclusion of aerial spraying. Buffer-zones

In The Netherlands buffer-zones till about 4-5 m are realistic, because of the relatively small pieces of arable land. The following conditions are valid for these buffer-zones:

- Buffer-zones are not grown with the crop which is grown in the centre of the field;
- another crop is allowed on the buffer-zone as long as it is not sprayed by the plant protection product for which the buffer-zone is installed.

The amount of the drift reduction depends on the size of the buffer zone. A 1 m buffer-zone gives 52% drift reduction, 2 m buffer-zone 67% and 6 m about 90% reduction.

Label restrictions

Also label restrictions will reduce the drift deposition. The following restrictions are possible:

- restrictions with respect to maximum application rate;
- restrictions with respect to maximum application frequency;
- restriction with respect to application time (e.g. orchards).

Generic rules with regard to drift reduction measures have been implemented recently in regulation. These rules consist of packages of drift reduction measures and were set up by arrangements between the government and farmer organisations. The rules have mostly to do with field crops. The packages of drift reduction measures consist of a combination of techniques and buffer-zones.

Bases on these packages of drift reduction measures for different crops the currently used standard drift deposition figures in the NL for these crops are now as follows:

- Field crops (incl. small fruit): 1%
- Horticulture (small): 1%
- Lawn Trees: 2.8%
- Bulb Culture: 1%

The drift deposition figures for the other crops are the same as mentioned in Table 1.

There is now new regulation in development with regard to pesticides which are not fulfilling the environmental criteria and therefore should be banned, but for which there are no alternatives for all or certain applications. These are the so-called essential applications.

These pesticides do not have to meet the regular environmental criteria but are assessed against criteria which are about a factor of 10 less strict.

These pesticides can be used only for a maximum period of 4 years and will be banned afterwards, also in the case that no alternatives are available.

In this way the government wants to keep a sufficient wide package of pesticides on the Dutch market to meet the demands of the farmers.

Situation und Schutzstrategien in der Schweiz

Arx, R. von

Belastungssituation

In der Schweiz wurde bisher die Belastung der Oberflächengewässer mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) nur vereinzelt systematisch erfasst. Dabei zeigte sich verschiedentlich, z.B. bei Erhebungen der CIPEL (Commission International pour la protection des Eaux du Léman) im Einzugsgebiet des Genfersees und bei Messungen des Amtes für Gewässerschutz des Kantons Bern, dass vor allem kleinere Fließgewässer in typischen Ackerbaugebieten während den Anwendungsperioden hohen Spitzenbelastungen durch PSM ausgesetzt sind.

Die Erhebungen der CIPEL zwischen 1995 und 1997 haben zu folgenden Ergebnissen geführt:

- Die drei Triazin-Herbizide (Atrazin, Simazin und Terbutylazin) wurden in allen Fließgewässern und während fast der ganzen Untersuchungsperiode nachgewiesen (Konzentration $>0.1 \mu\text{g/l}$). Vereinzelt wurden auch Chlortoluron, Diuron, das für Fische relativ toxische Insektizid Chlorpyrifos und das Herbizid Metoxuron festgestellt.
- Die Periode mit den höchsten PSM-Belastungen der Fließgewässer stimmt, abgesehen von einer gelegentlich leichten Verzögerung, mit der Periode der intensivsten PSM-Anwendung in der Landwirtschaft überein.

Das Amt für Gewässerschutz des Kantons Bern untersuchte 1992-94 total 26 Fließgewässer auf 22 Pestizide. Dabei fand es die Herbizide Atrazin, Simazin, Terbutylazin, Metolachlor, Metamitron und Pendimethalin sowie das Atrazin-Abbauprodukt (Desethylatrazin) und das Insektizid Carbofuran. Die gemessenen Maximalkonzentrationen überschritten die Qualitätsanforderungen von $0.1 \mu\text{g/l}$ für Fließgewässer und lagen teilweise im Effektbereich der empfindlichsten Arten (meistens Algen). Die PSM-Belastung der Fließgewässer korrelierte deutlich mit der landwirtschaftlichen Nutzung in den Einzugsgebieten.

Mit einem aufwendigen Messprogramm wird der Rhein im Rahmen des Warn- und Alarmdienstes der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) seit 1995 bei Weil in der Nähe von Basel täglich auf 72 PSM untersucht. Die Jahresfrachten liegen für die beiden Triazine Atrazin und Simazin und für das Ersatzprodukt Metolachlor zwischen 100 und 800 kg. Eine Abnahme der Belastung ist seit Messbeginn nicht feststellbar. Die Messungen bestätigen, dass bei Hochwasserspitzen PSM in größerem Ausmaß abgeschwemmt werden.

Im Rahmen des Evaluationskonzepts für die ökologischen Direktzahlungen nach Landwirtschaftsgesetz werden die Auswirkungen der Ökomaßnahmen auf die Einträge von PSM in den Einzugsgebieten von drei Mittellandseen seit 1998 untersucht. Dabei werden landwirtschaftliche und nichtlandwirtschaftliche PSM-Anwendungen sowie die Belastung der Fließgewässer und die Konzentrationen in den Seen erfasst.

Anwendungsverbote

Die Gefährdung der Oberflächengewässer durch PSM kann mit dem Einhalten von Mindestabständen zu den Gewässern stark verringert werden. Grundsätzlich untersagt das Gewässerschutzgesetz (Art. 6 Abs. 2) vom 24. Januar 1991 das Ausbringen von Stoffen in und außerhalb von Gewässern, sofern dabei die konkrete Gefahr für eine Verunreinigung besteht. Die Stoffverordnung vom 9. Juni 1986 (Anh. 4.3 Ziff. 3 Abs. 1) verbietet zudem die Anwendung von PSM in Riedgebieten, Mooren und oberirdischen Gewässern und in einem Streifen von drei Metern Breite entlang von Oberflächengewässern, Hecken und Feldgehölzen vollständig. Auch das Verbot der Herbizidanwendung auf Strassen, Wegen und Plätzen trägt zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen mit PSM bei.

Fachbewilligung

Besonders der unsachgemäße Einsatz von PSM gefährdet erwiesenermaßen die Gewässer. Wer PSM beruflich verwenden will, braucht daher in der Schweiz eine Fachbewilligung oder darf diese nur unter Anleitung eines Fachbewilligungsinhabers verwenden (Art. 45 Stoffverordnung). Diese entspricht in etwa

dem Sachkundenachweis in Deutschland. In einer Prüfung müssen Fachkenntnisse in folgenden Bereichen nachgewiesen werden:

Grundlagen der Ökologie:

- Umwelt- und Gewässerschutzgesetzgebung sowie allgemeine Vorsichtsmassnahmen
- Umweltschonender Pflanzenschutz
- PSM-Wirksamkeit, Umweltverträglichkeit und fachgerechte Anwendung
- Sachgerechter Umgang mit Geräten

Die Kurse dienen auch der Sensibilisierung der Anwenderinnen und Anwender

Sprühflugbewilligung

Anwendungen von PSM aus der Luft unterliegen sehr großen Einschränkungen und bedürfen einer speziellen Bewilligung (Art. 46 Stoffverordnung). Eine Fachperson muss die Anwendungen begleiten und bei Bedarf die Abtrift messen. Gegenüber privaten Grundstücken, Hecken, Wäldern und Gewässern gilt ein minimaler Abstand von 60 m. Dieser kann in der Regel auf 20 m reduziert werden, wenn ausschließlich besonders umweltschonende Produkte zum Einsatz gelangen.

Auswirkungen der neuen Agrarpolitik (AP 2002)

Gegenwärtig fließen jährlich 2.3 Mia. Franken Direktzahlungen in die schweizerische Landwirtschaft. Pro Betrieb sind dies im Durchschnitt etwa 40'000 Franken. Um Direktzahlungen zu erhalten müssen die Landwirte u.a. einen ökologischen Leistungsnachweis erbringen und die Bestimmungen zum Umwelt-, Natur- und Gewässerschutz einhalten. Der ökologische Leistungsnachweis (ÖLN) beinhaltet u.a.:

- eine geregelte Fruchtfolge
- einen geeigneten Bodenschutz
- eine Auswahl und einen gezielten Einsatz von PSM
- einen angemessenen Anteil an ökologischen Ausgleichsflächen

Auf ökologischen Ausgleichsflächen dürfen keine PSM ausgebracht werden. Diese leisten daher einen wichtigen Beitrag, um die Belastung der Oberflächengewässer zu vermeiden. Für den ÖLN müssen die Landwirte mindestens 7 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche als ökologische Ausgleichsfläche ausweisen. Die gegenwärtige Zunahme der Flächen lässt hoffen, dass das quantitative Ziel für das Tal-Gebiet von 65'000 ha bis 2005 erreicht werden kann. Von den in der Landwirtschafts- und Umweltpolitik gemeinsam festgelegten qualitativen Zielen für die ökologischen Ausgleichsflächen ist man noch weiter entfernt. Gemäss diesen sollen die Flächen auch gewisse qualitative Mindestanforderungen erfüllen und in ökologischen Vorranggebieten konzentriert vorkommen, d. h. heißt besonders auch entlang von Oberflächengewässern.

Sogenannten „ökologische“ Direktzahlungen in der Größenordnung von 400 Mio. Franken stehen speziell für besondere ökologische Leistungen zur Verfügung. Beiträge sind u.a. für die folgenden Programme vorgesehen:

- den ökologischen Ausgleich
- die extensive Produktion (ohne Fungizide und Insektizide) von Getreide und Raps
- den Biologischen Landbau
- spezielle Maßnahmen zur Verhinderung der Abschwemmung und Auswaschung von Stoffen in Gewässer (Art. 62a Gewässerschutzgesetz)

Dabei ist der Kredit von 60 Mio. Franken nach Artikel 62a Gewässerschutzgesetz besonders zu erwähnen. Im Rahmen dieser Kredite übernimmt der Bund höchstens 80 % der anrechenbaren Kosten für Maßnahmen, die:

- a) zur Erfüllung der Anforderungen an die Wasserqualität der ober- und unterirdischen Gewässer erforderlich sind und wenn

- b) die Kantone die Maßnahmegebiete bezeichnet und die vorgesehenen Massnahmen aufeinander abgestimmt haben und
- c) die Maßnahmen wirtschaftlich nicht tragbar sind.

Dieses Programm ermöglicht seit 1999 mit gezielten Maßnahmen wie Extensivierungen, Ausdehnung der Grünlandflächen oder verbesserter Bodenbedeckung die Einträge von PSM in die Gewässer zu verringern.

Applikationstechnik

Zum ökologischen Leistungsnachweis gehört auch der gezielte Einsatz der PSM. Daher müssen Pflanzenschutzgeräte mindestens alle vier Jahre von einer berechtigten Stelle auf ihre Funktionstüchtigkeit getestet werden. Im Obst- und Weinbau ist die Abtrift beim Einsatz von Gebläsespritzen besonders groß. Der Bund unterstützt deshalb Forschungsprojekte zur Anpassung der PSM-Menge an das Baumvolumen und zur Verbesserung der Applikationstechnik. Die Ergebnisse fließen schließlich in die Ausbildung und die Beratung der PSM-Anwender ein und helfen so mit, PSM einzusparen und gezielter auszubringen.

Im Wallis, einem Kanton mit besonders viel Reb- und Obstkulturen, haben sich zudem Sammelstellen für die nach der Anwendung verbleibenden Restmengen und das mit PSM verunreinigte Spülwasser und eine mobile Reinigungseinheit, das sogenannte EPU-Mobil, bewährt.

Pesticides and water - some experiences from the Swedish Pesticide Program

Emmerman, A.

An important part of the Swedish pesticide program is to decrease the risks associated with the use of pesticides to the environment including the occurrence of residues of them in water. The demands regarding residues in water are high, for example in groundwater, residues of pesticides should not exist at all.

From some examples I attempt to outline some of our experiences on the Swedish Pesticide Program and to describe the strategies we use.

There has been a great deal of monitoring of pesticide residues in both surface and ground water. A database was set up last year covering the analysis of pesticides in surface and groundwater during the period January 1985 to June 1999.

Data was obtained from more than 4000 water samples collected primarily by Swedish municipalities. Often these samples were taken because either, problem was expected or, pesticides had been detected earlier. There has been a decrease in the monitoring over the last five years. (Barbro Ulén, Jenny Kreuger Swedish University of Agricultural Sciences).

There is a lot of valuable data, which has mostly been used locally. The most important information is probably the indication that the concentrations of pesticides in surface water, as an average, have decreased during the period.

This data has great value, but to follow the effects of different measures used in the Swedish Pesticide Program there is also a need for more systematic collection of data. Today there is a lack of consistent long-term studies. Studies which make it possible to follow trends in concentrations of pesticides between the years and which can explain the differences.

In Sweden there is one project or, pesticide study, which is done in a very systematic way. This study will be used here to explain a little bit about our protection strategies. Dr Jenny Kreuger at the Department of Soil Sciences at the University of Agriculture in Uppsala is responsible for this project. The study was begun in 1990 to examine losses of pesticides in stream water from an agricultural catchment area in southern Sweden under normal management practices. Some data: The area in question is 900 hectares and 95 % is agricultural land. It is an extensive drainage system collecting runoff and drainage. Information on on-going activities including pesticide usage was collected annually through interviews with the 35 farmers in the area. Water sampling was made from 1990, mainly during the summer months. (Data from Jenny Kreuger, Swedish University of Agricultural Sciences).

Before presenting the results just some principle words about how we are working with agri-environmental programs as the pesticide program. There are a lot of administrative bodies and other organisations involved. The Swedish Board of Agriculture co-ordinates the work. It has entailed considerable co-operation. Integration of environmental concerns into the sector has also been stimulated and been given its natural place. This co-operation and integration includes both the preparation before a program is decided and the day-to-day work.

The sector's environmental responsibility in Sweden has developed gradually. In an instruction to the Board of Agriculture, the Government has stated that the Board has a sector responsibility for the environment. It means for example, that we in our work day-to-day, should integrate environmental aspects. When using the expression sector integration of environmental concerns, one often refers to the relationship between different authorities, and the distribution of responsibility between them. It is of course important that such matters are made clear. However, we believe that the sector's responsibilities are not fully integrated until the producers, i.e. the farmers, adopt environmental objectives. In Sweden the Federation of Swedish Farmers (LRF) has taken considerable initiatives in order to make its members take more care of the environment in their daily work.

When we are working with agri-environmental programs we use a combination of measures including research and development work, information, training and education, legislation and control and finally subsidies and taxes.

The Vemmenhög project can illustrate how different measures have been used in order to influence on the use and handling of pesticides.

Some examples areas follows:

1995 - meeting with the farmers - advice on the safe use of pesticides, one-third of the farmers also had individual meetings,

1996 - letter to the farmers with practical information on safe use and application,

1997 - new legislation introduced, e.g. protection zones, equipment for measurements of wind and temperature,

1997 - information campaign - "Safe Pesticide Use" - Federation of Swedish Farmers,

1998 - meeting with the farmers - how to prevent pollution, some individual,

1999 - Danisco (sugar beet company) - conditions for safe pesticide use.

(From Jenny Kreuger, Swedish University of Agricultural Sciences)

It is important to create an understanding of why different measures are needed and to give examples of "positive" solutions through information, education etc. Examples could be to introduce new technique when fulfilling spray equipment to reduce losses from the farmyards. One example of this is the use of bio-beds. New technology, which reduces the wind drift, is an another example. It could be information about the possibilities of improving existing spray equipment for example the importance of testing them. A lot of the information is focused on how to improve the handling of pesticides including the use of protection zones, fulfilling and cleaning of spray equipment, storing of pesticides etc. Information is also important to minimise the use including dosage keys and use of forecasting and warning systems.

To create acceptance of different measures among the producers it is very valuable if the sector also takes its responsibility. As an important example the Federation of Swedish Farmers initiated a voluntary campaign "Safe Pesticide Use" 1997. The purpose of the campaign was to raise awareness amongst farmers, of the environmental and health risks connected with the use of pesticides, to introduce new legislation and to transfer know-how.

By mandatory training it is possible to reach everyone using pesticides in agriculture. We have a system including a four-day course, which is followed by a test. How to protect health and environment and to minimise the usage are major parts of the courses.

New legislation regarding the handling of pesticides was introduced in 1997. It includes compulsory bookkeeping, buffer zones, demand on wind-gauges e.t.c. It is possible to calculate the necessary buffer zones to minimise the wind drift with the help of a model using data on wind and temperature, the sensitivity of surroundings, boom height and drop size and dose size.

One example of an effective financial incentive is the "Environmental management system for beet growing in Sweden" introduced by Danisco (sugar company). It is compulsory for all beet growers. They have to take part in a one-day course and there are some requirements which have to be fulfilled including plant nourishment, plant protection and common plant cultivation. If the producer doesn't comply with the contract there are economic sanctions.

The pesticide application in the Vemmenhög catchment area can be summarised as follows:

- Ca 1300 kg active substance (a.s.) per year: 75% during spring/early summer, 25% during autumn
- 58 different a.s. during 9 years, average 31 a.s. per year, 10 of these accounted for about 85% of the total weight
- average rate 1,5 kg /hectare.

In total 38 different pesticides were found, 31 were herbicides, 4 fungicides and 3 insecticides. There was a 50% detection frequency for Atrazin, Isoproturon, MCPA, Mecoprop, Metazachlor, Terbutylazine. During the period there has been a decrease both in the concentration of pesticides in the water and of the total transport, about 2,5 kg 1990 and 0,5 kg 1999, from the catchment area. The total transport from the area in 1999 corresponds to about 0,04% of the total amount used. (From Jenny Kreuger, Swedish University of Agricultural Sciences)

Wind drift had little influence in this area. It was demonstrated that quantity of pesticides used in the catchment area was the most important estimator of the level and amount of pesticides occurring in the water. Intrinsic pesticide properties had only marginal effects. A substantial contribution of pesticide load to stream water was from farmyard application. High concentrations were found without preceding rainfall and

were presumably related to mismanagement. They were also found in run-off water from farmyards. (From Jenny Kreuger, Swedish University of Agricultural Sciences)

It is no longer possible to find the very high concentrations, which were found several times in the early 1990. This was probably a result of spillage during filling and cleaning of spray equipment, non-agricultural applications for example on farmyards or mismanagement. (From Jenny Kreuger, Swedish University of Agricultural Sciences)

This project gives a very valuable input to the evaluation process of used measures. The results show that by educating and informing those using pesticides with the aim of minimising the quantities applied and avoiding unintentional misuse and spillage it is possible to achieve good results.

III. Aktuelle Situation, rechtlicher Rahmen und Lösungsmöglichkeit

Gewässerschutz

Lübbe, E.

Aktuelle Situation

Deutschland gehört in Europa vergleichsweise zu den Ländern mit einer sehr hohen Gewässernetzdichte von über 10 m je ha. Die Gesamtlänge der klassifizierten Oberflächengewässer beträgt ca. 400.000 km. Bei einem Pflanzenschutzmittel (PSM) Absatz von ca. 30.000 t/d an Wirkstoffen verwundert es nicht, dass ein geringer Anteil davon auch in die Oberflächengewässer gelangt, auch wenn sie dort nicht hineingehören. Als Eintragspfade in die Gewässer lassen sich produktionsbedingte und anwendungsbedingte Ursachen feststellen, die zu punktuellen und diffusen Einleitungen führen. Im Bereich der Landwirtschaft treten vornehmlich diffuse Einträge aus der bestimmungsgemäßen flächenhaften Anwendung der PSM in einer Größenordnung von geschätzten 14 t (1993/1994) auf. Hinzu kommen noch etwa 10 t/a aus Hofabläufen. Dies entspricht 0,09% der Gesamtmenge.

Die Einträge aus der Produktion und Formulierung von PSM sowie der außerlandwirtschaftlichen Anwendung sind erheblich, lassen sich aber nicht abschätzen.

Seit 1991 werden PSM-Wirkstoffe verstärkt in Oberflächengewässern analysiert. Flächendeckende Langzeituntersuchungen aller relevanten Wirkstoffe gibt es nicht, doch lassen sich aus den Länderuntersuchungen einige Tendenzen für bestimmte PSM-Wirkstoffe aufzeigen.

Nach [1, 2, 4, 5] wurden 38 Wirkstoffe identifiziert, die 1994-1998 untersucht wurden und für die sich folgende Aussagen ableiten lassen:

Von diesen 38 Stoffen dürfen heute nur noch 17 in zugelassenen Mitteln angewendet werden, wovon

- 4 Wirkstoffe unter der Zielvorgabe „Aquatische Lebensgemeinschaften“ liegen (Def. s.[4]),
- 7 Wirkstoffe vorrangig über punktuelle Einleitungen in die Gewässer gelangen,
- 6 Wirkstoffe gewässerrelevant sind:
- 2,4-D; Dimethoat; Isoproturon; Metolachlor; Parathion-ethyl und Terbutylazin.

Hinzu kommen sicherlich einige „neue“ Wirkstoffe, die bislang nicht untersucht wurden wie Diflufenican, Glyphosat oder α -Cypermethrin. Außerdem ist davon auszugehen, dass zeitlich begrenzt gerade in kleinen Fließgewässern hohe Spitzenbelastungen auftreten können, die bisher wegen mangelnder Ressourcen kaum gemessen worden sind. Insgesamt lässt sich aber in den letzten 10 Jahren ein abnehmender Trend der Gewässerbelastungen fest stellen.

Rechtlicher Rahmen - Wasserhaushaltsgesetz

Nach dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und den Landeswassergesetzen der Länder sind die oberirdischen Gewässer als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern. Der Grundsatz des WHG sieht weiterhin das Bewirtschaftungserfordernis vor und sagt aus, dass vermeidbare Beeinträchtigungen der ökologischen Funktionen zu unterlassen und nachteilige Gewässerunreinigungen zu verhüten sind. Hieran hat sich auch die Landwirtschaft zu halten.

Die Bewirtschaftung der Gewässer im vorgenannten Sinn kann in Reinhalteordnungen (§ 27 WHG) und Bewirtschaftungsplänen (§ 36 b WHG) geregelt werden, ist bundesweit jedoch nur in wenigen Ländern und nur teilweise durchgeführt worden.

Richtlinie zur Ableitung gefährlicher Stoffe (76/464/EWG)

Diese Stoffrichtlinie ist in Deutschland bis heute nicht umgesetzt worden. Mit EuGH-Urteil vom 11.11.1999 ist Deutschland nunmehr verpflichtet, so schnell wie möglich Programme und Qualitätsziele für 99 Stoffe aufzustellen, um Verschmutzungen in den Gewässern dergestalt zu beseitigen, dass die menschliche Gesundheit nicht mehr gefährdet und die Schädigung der Gewässerökosysteme beendet wird, falls sie denn bestehen. In der 99er Liste sind 26 PSM-Wirkstoffe aufgeführt, wovon

- 3 Wirkstoffe verboten,
- 5 nicht zugelassen und
- 13 zugelassen sind.

Von den Wirkstoffen in zugelassenen Mitteln sind 2 Herbizide und 3 Insektizide noch gar nicht in Gewässern untersucht worden. Für weitere 5 Wirkstoffe dürften dann größere Probleme auftreten, wenn diese Stoffe (2,4-D; Dimethoat; Dichlorprop-P; Mecoprop-P; Bentazon) das derzeit diskutierte pauschale Qualitätsziel von 0,1 µg/l einhalten müssten. Hier soll die Zielvorgabe „Trinkwasserversorgung“ als rechtsverbindliches Qualitätsziel für alle Oberflächengewässer eingeführt werden. Die „Zielvorgabe“ oder das „Qualitätsziel“ für „Aquatische Lebensgemeinschaften“ liegt zum Teil wesentlich höher. Die Umsetzung erfolgt durch Länderverordnungen.

Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Da man sich bis zur Verabschiedung der WRRL nicht über eine Stoffliste einigen konnte, soll sie jetzt als Tochterrichtlinie mit Zustimmung des Rates und des Europäischen Parlaments den Anhang X der WRRL ausfüllen. Ein erster Entwurf liegt vor [7]. Der Vorschlag sieht z. Z. 32 Stoffe vor, deren Einleitung in die Gewässer vermindert oder bis 2020 ganz verboten werden soll. In dieser Liste sind 12 PSM-Wirkstoffe aufgeführt, wovon

- 3 verboten,
- 5 nicht zugelassen,
- 4 zugelassen sind.

Letzteres betrifft die Wirkstoffe Chlorfenvinphos, Diuron, Isoproturon und Trifluralin. Der erstgenannte Wirkstoff ist bisher kaum untersucht worden, die übrigen sind „alte Bekannte“, für die künftig Handlungsbedarf bestehen kann.

Lösungsmöglichkeiten

Zur Einschränkung der diffusen Gewässerkontaminationen aus der Landwirtschaft werden vielfältige Minderungsmaßnahmen vorgeschlagen [2, 3, 4, 5]; von denen hier einige wesentliche aufgeführt werden:

- Kooperation Landwirtschaft/Wasserwirtschaft stärken
- Ökolandbau in sensiblen Gebieten fördern
- Grünlandnutzung in Überschwemmungsgebieten ausweiten
- Gewässerausbau zur Stärkung der Selbstreinigungskraft der Gewässer verstärken
- Dränungen zurückbauen, wo möglich
- Entwicklung von Ersatzstoffen mit günstigeren Eigenschaften vorantreiben
- Hofabläufe beseitigen
- Qualitätsziele sachgerecht festlegen.

Ausblick

Das Thema „Qualitätsziele“ für PSM-Wirkstoffe muss noch intensiv diskutiert werden, denn von ihnen hängt es ab, ob und welche Maßnahmen in den künftigen Bewirtschaftungsplänen zur Umsetzung der WRRL festgelegt werden, die künftig auch Einfluss auf die Landwirtschaft und den chemischen Pflanzenschutz haben werden.

Nach der WRRL sind Qualitätsziele einerseits an chemische Normen gebunden, die den deutschen Zielvorgaben vergleichbar sind, andererseits hängt der angestrebte „gute Zustand“ der Oberflächengewässer von deren ökologischen bzw. biologischen Qualitätskomponenten ab. Ein guter Zustand ist dann erreicht, wenn die Biologie des jeweiligen Gewässertyps nur geringe anthropogene Verzerrungen gegenüber einem Referenzzustand aufweist.

Pflanzenschutz

Petzold, R.

Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ist im Vergleich zu den meisten anderen Chemikalien vergleichsweise umfassend rechtlich geregelt. Dies gilt nicht nur für Europa, sondern auch für viele Staaten außerhalb Europas. Bevor auf die derzeit bestehenden rechtlichen Rahmenbedingungen in Europa und der Bundesrepublik Deutschland näher eingegangen wird, zunächst einige grundsätzliche Bemerkungen.

Die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel als Teil des Pflanzenschutzes ist auf absehbare Zeit fachlich nach wie vor erforderlich; auch ökologisch wirtschaftende Betriebe sind auf bestimmte Pflanzenschutzmittel angewiesen. Die Gründe sind einleuchtend:

- Immer wieder erfordert ein starker Befall mit Schadorganismen eine sofortige massive Abwehr, weil z. B. besondere Witterungsverhältnisse vorliegen, Resistenzen gebrochen wurden, Mutanten oder neue Pathotypen auftreten, Gebiete neu oder besonders stark befallen werden. Andere Verfahren des Pflanzenschutzes, wie z. B. ackerbauliche, pflanzenbauliche, biologische oder biotechnische Maßnahmen sind nicht immer ausreichend, um die Konkurrenz der Schadorganismen in erforderlichem Maß niederzuhalten. Die Bekämpfung von Schadorganismen muss auch zu einem Zeitpunkt möglich sein, wenn andere als chemische Maßnahmen durchgeführt sind.
- Trotz chemischem Pflanzenschutz besteht in Europa ein durchschnittlicher Ertragsverlust von ca. 30 % der potentiellen Ernte. Das heißt, dass zwar die Begrenzung der Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel auf das notwendige Maß im Sinne des integrierten Pflanzenschutzes eine richtige Maßnahme im Hinblick auf nachhaltiges Wirtschaften ist, eine darüber hinausgehende Verminderung (also eine Minimierung mit der Zielsetzung "Null") nicht zu vertreten ist.
- Wenn einerseits also die Anwendung biologisch wirksamer Substanzen erforderlich ist, so besteht andererseits nahezu weltweite Übereinstimmung, dass die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln nur zulässig sein sollte, wenn bei der Anwendung ein hohes Schutzniveau für Mensch, Tier und Umwelt praktiziert wird.

Maßstab ist die FAO (Code of Conduct) oder auch die Umweltkonferenz (1992 in Rio).

Ein solches hohes Schutzniveau für Mensch, Tier und Naturhaushalt bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ist rechtlich verankert in der Europäischen Union – soweit es die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln also produktbezogenen Vorschriften betrifft - und ergänzt in der Bundesrepublik Deutschland um horizontale und flächenbezogene Vorschriften (Folie 1) des Ordnungsrechts.

Grundpfeiler: Produktbezogene Vorschriften

1. Pflanzenschutzmittel sind nicht ohne weiteres verfügbar. Im Gegensatz zu den meisten Chemikalien besteht eine Marktzugangssperre. Nur amtlich zugelassene Pflanzenschutzmittel dürfen eingeführt oder in den Verkehr gebracht werden. Einfuhr bedeutet auch die Einfuhr aus anderen Mitgliedstaaten der Union; in Verkehrbringen umfasst auch jedes Abgeben an andere.
2. Die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln setzt zunächst bei der Wirksamkeit des Mittels an, um unnötige Befruchtungen des Naturhaushaltes von vornherein zu unterbinden. Ist hinreichende Wirksamkeit gegeben, so müssen die übrigen Zulassungsvoraussetzungen erfüllt sein, also im wesentlichen, keine schädlichen Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tier und auf das Grundwasser (Anmerkung: die explizite Nennung hat die Bundesregierung nach harten Verhandlungen durchgesetzt), keine sonstigen nicht vertretbaren Auswirkungen, insbesondere auf den Naturhaushalt, sowie auf den Hormonhaushalt von Mensch und Tier. Dieses Zulassungskriterium beinhaltet das Oberflächengewässer als Teil des Naturhaushaltes. Ferner darf das Pflanzenschutzmittel keine nicht vertretbaren Auswirkungen auf die zu schützenden Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse haben sowie keine vermeidbaren Leiden oder Schmerzen für Wirbeltiere, die bekämpft werden sollen, bewirken.
3. Die amtliche Prüfung, ob die Zulassungsvoraussetzungen erfüllt sind, erfolgt anhand der Unterlagen und Proben, die der Antragsteller vorzulegen hat. Es werden der Wirkstoff und das Mittel anhand von ca. 100 Einzelparametern bewertet.

4. Mit der Zulassung hat die zuständige Behörde, die Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, die erforderlichen Anwendungsbestimmungen und Auflagen festzusetzen, die für die bestimmungsgemäße und sachgerechte Anwendung des Mittels erforderlich sind.

Beispiele für Anwendungsbestimmungen, sie sind bußgeldbewehrt (Obergrenze: 100.000 DM), sind Aufwandmenge, Wartezeit, Abstände zu Gewässern oder die Eingrenzung auf bestimmte Personen, die ausschließlich zur Anwendung berechtigt sind. Derartige Vorgaben, die für den Anwender verbindlich sind, sowie sonstige Hinweise zur sachgerechten Anwendung finden sich in der Gebrauchsanleitung des Pflanzenschutzmittels.

Im Gegensatz zum Bewertungsansatz für Grundwasser, bei dem das out off Kriterium 0,1 Mikrogramm je Liter oder eine von der Kommission festgelegte Höchstkonzentration zur Bestimmung dient, ob schädliche Auswirkungen für das Grundwasser gegeben sind, wird die Vertretbarkeit im Hinblick auf Oberflächengewässer anhand einer Risikobewertung für Gewässerorganismen abgeschätzt.

Diese Risikobewertung für Gewässerorganismen beinhaltet den Vergleich der zu erwartenden Exposition mit derjenigen Konzentration, die für den empfindlichen Gewässerorganismus keine unannehmbaren Effekte erwarten lässt. Der Prüfumfang zur Ermittlung der Toxizitätsdaten ergibt sich aus den Anhängen II und III zur Richtlinie 91/414/EWG. Seit der Verabschiedung des Pflanzenschutzgesetzes ist dies geltendes Recht für Deutschland. Nach diesen Bewertungsprinzipien müssen bestimmte Werte, sogenannte Trigger-Werte überschritten sein, bevor ein Pflanzenschutzmittel zugelassen werden kann.

Ist der geforderte Sicherheitsabstand auf Grund der Berechnung des Risikos zu gering, kann dennoch eine Zulassung ausgesprochen werden, wenn durch eine Maßnahme zum Risikomanagement (z. B. eine Abstandsaufgabe als Anwendungsbestimmung) die Exposition der Gewässerorganismen auf ein annehmbares Maß vermindert wird. Der erforderliche Abstand wird dabei mit Hilfe sogenannter Abtrift-Eckwerte festgelegt. Für die meisten Pflanzenschutzmittel bestehen derartige Abstandsaufgaben.

Grundpfeiler: Horizontale Vorschriften

Begrenzung der Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel auf das notwendige Maß:

Artikel 3 Abs. 3 der Richtlinie 91/414/EWG lautet im Klartext:

"Die Mitgliedstaaten schreiben vor, dass Pflanzenschutzmittel sachgemäß angewendet werden müssen. Die sachgemäße Anwendung umfasst die Einhaltung der bei der Zulassung festgelegten und bei der Kennzeichnung angegebenen Bedingungen sowie die Befolgung der Grundsätze der guten Pflanzenschutzpraxis und, wenn immer möglich, der Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes."

Im deutschen Pflanzenschutzrecht ist dies durch horizontale Vorschriften umgesetzt, aber auch ergänzt.

Das Grundprinzip, die Einbindung der Pflanzenschutzmittel in ein Pflanzenschutzkonzept, das andere als chemische Verfahren einbezieht, um die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel auf das notwendige Maß zu begrenzen, stammt aus dem deutschen Pflanzenschutzgesetz von 1986 (§ 6 Abs. 1 in Verbindung mit § 2 Nr. 2).

Mit der Novelle des Pflanzenschutzgesetzes 1998 und der Einführung eines § 2a ist das Konzept der allgemeinen Norm für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf die gesamte Durchführung von Pflanzenschutzmaßnahmen erweitert worden.

Mit der Veröffentlichung der Grundsätze für die Durchführung der guten fachlichen Praxis im Pflanzenschutz ist ein weiterer Beitrag geleistet, mögliche Risiken für Mensch, Tier oder den Naturhaushalt zu verringern.

Die gute fachliche Praxis ist die Basisstrategie im Pflanzenschutz und umfasst mehr als nur die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln; sie umfassen in konkretisierender Weise vorbeugende acker- und pflanzenbauliche oder andere nichtchemische Maßnahmen, die für jeden, der Pflanzenschutzmaßnahmen durchführt, machbar und zumutbar sind.

Dies bedeutet einen weiteren Schutz der Naturgüter.

Speziell bezogen auf den Schutz von Oberflächengewässern enthalten die Grundsätze sowohl generelle als auch spezielle Aussagen zum Schutz der Oberflächengewässer. Ein Beispiel für einen generellen Schutz findet sich bei der Aussage zu Anwendungen und Aufwandsmengen.

Ich zitiere (S. 37) spezielle Aussagen wie z. B. bei den Hinweisen zum Einsatz von Feldspritzgeräten.

Besondere Sorgfaltspflicht

Da die Zulassung des Pflanzenschutzmittels zwangsläufig nicht die jeweilige einzelbetriebliche Situation berücksichtigen kann, wurde bereits 1986 die besondere Sorgfaltspflicht des Anwenders bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln gesetzlich vorgeschrieben (§ 6 Abs. 1 Satz 3 (alt) PflSchG) und im Gesetz von 1998 lediglich präzisiert.

Dort heißt es: "Pflanzenschutzmittel dürfen nicht angewandt werden, soweit der Anwender damit rechnen muss, dass ihre Anwendung im Einzelfall schädliche Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tier oder auf Grundwasser oder sonstige erhebliche schädliche Auswirkungen, insbesondere auf den Naturhaushalt, hat."

Wenn also im landwirtschaftlichen Betrieb besondere Verhältnisse vorliegen, z. B. ein sehr geringer Flurabstand zum Grundwasser, muss der Anwender, obwohl er ein zugelassenes Pflanzenschutzmittel anwendet, dies berücksichtigen und notfalls auf die Anwendung verzichten.

Verstößt er gegen die Vorschrift, kann die zuständige Behörde Anordnungen treffen, die bis zu einem Verbot gehen können.

Sachkunde

Betriebliche Anwender von Pflanzenschutzmitteln müssen sachkundig sein (§ 10 PflSchG).

Anders als in anderen Rechtsbereichen reicht es generell nicht aus, wenn die Anwendung unter Aufsicht einer Person erfolgt, die sachkundig ist.

Dies ist nur bei Auszubildenden möglich.

Die Vorschriften zur Sachkunde sind in der Sachkundeverordnung festgelegt; die Prüfungen werden von den Ländern durchgeführt.

Pflanzenschutzgeräte

Schlecht funktionierende Pflanzenschutzgeräte können dazu beitragen, dass vermeidbare Austräge von Pflanzenschutzmitteln von der Behandlungsfläche auftreten.

Mit dem Gesetz von 1986 wurden daher Vorschriften für Pflanzenschutzgeräte eingeführt.

Für neue Gerätetypen gelten bestimmte Anforderungen, die in der Pflanzenschutzmittelverordnung festgelegt sind.

Dies hat einen starken Innovationsschub bei den Geräteherstellern ausgelöst und u. a. dazu beigetragen, dass die technisch unvermeidbaren Restmengen drastisch gesenkt wurden und die Ausbringung auf die jeweilige Fläche besser begrenzt werden kann, die tatsächlich behandelt werden soll.

Ferner wurde eine Pflichtkontrolle für Feldspritzgeräte eingeführt; für den Bereich Raumkulturen sind die diesbezüglichen Vorarbeiten aufgenommen.

Grundpfeiler - Flächenbezogene Vorschriften

Generelle Vorschriften

Bereits im Gesetz von 1986 wurde mit § 6 Abs. 2 eine generelle flächenbezogene Vorschrift für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln rechtlich festgeschrieben:

"Pflanzenschutzmittel dürfen auf Freilandflächen nur angewandt werden, soweit diese landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzt werden."

Und mit unmittelbarem Bezug zur heutigen Thematik: "Sie dürfen jedoch nicht in oder unmittelbar an oberirdischen Gewässern und Küstengewässern angewandt werden."

Ausnahmen von diesem grundsätzlichen Anwendungsverbot darf die zuständige Landesbehörde gestatten, wenn der angestrebte Zweck vordringlich ist und mit zumutbarem Aufwand auf andere Weise nicht erzielt werden kann und überwiegende öffentliche Interessen nicht entgegen stehen.

Auf Bundesebene wurde im Jahr 1988 zur Konkretisierung zusammen mit den Ländern eine Mustervorschrift für derartige Ausnahmegenehmigungen erarbeitet, die auch im Grundsatz von vielen Ländern übernommen worden ist. Besonderer Diskussionspunkt war die Anwendung von

Pflanzenschutzmitteln auf Gleisanlagen der Deutschen Bundesbahn. Durch die Privatisierung und der gesetzlichen Zuweisung auch solcher Genehmigungen an das Eisenbahn-Bundesamt sind die Länder bei den Eisenbahnen nur noch zuständig für Ausnahmegenehmigungen bei Privatbahnen.

Besondere Schutzgebiete

Der Schutz des Trinkwassers vor Kontamination mit Rückständen von Pflanzenschutzmitteln war bereits bei der Einführung der Zulassungspflicht im Jahre 1968 zentrales Anliegen des Pflanzenschutzrechtes. Dieser Schutz wurde mit der Einführung der Wasserschutzgebietsauflagen und den Anwendungsverbote und -beschränkungen in der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung verstärkt. Mit der Übernahme des 0,1-Grenzwertes als cut off für die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln hat die Bundesrepublik Deutschland dem Vorsorgeprinzip in besonderem Maß Rechnung getragen. Nur für wenige Wirkstoffe, die vorsorglich wegen der Gefahr der Überschreitung des Grenzwertes in Anlage 3 Abschnitt B in die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung aufgenommen worden sind, steht die endgültige Verifizierung noch aus.

Neben diesen flächenbezogenen Vorschriften für Trinkwasserschutzgebiete und Heilquellenschutzgebiete auf Bundesebene besteht die Ermächtigung für die Länder, die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Schutzgebieten nach wasserrechtlichen Bestimmungen zu regeln (§ 8 Nr. 1a PflSchG). Die Kürze der Zeit erlaubt nur grobe Striche der Situation.

Nicht eingegangen wurde auf mittelbar wirkende Vorschriften, wie z. B.

- die Einhaltung von Höchstmengen bei Pflanzen und Pflanzenerzeugnissen, um sie vermarkten zu dürfen. Dies zwingt zur sachgerechten Anwendung der Pflanzenschutzmittel;
- die zur Zeit laufende Diskussion über die Abgrenzung von Pflanzenschutzmitteln und den Biozid-Produkten mit möglichen Konsequenzen für das Schutzniveau bei der Anwendung;
- die Auswirkungen der AGENDA 2000 im Hinblick auf die veränderten Produktionsbedingungen für die Landwirtschaft und die erwartete weitere Aufteilung der Produktionsweisen, die nicht ohne Konsequenzen auf die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln bleiben werden;
- die Maßnahmen, die sich aus den Verhandlungen zum Schutz der Meeresumwelt ergeben.

Meine Damen und Herren, aus meinen bisherigen Ausführungen wird deutlich, dass die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln rechtlich umfassend geregelt ist. Daneben bestehen die notwendigen Eingriffsermächtigungen.

Der rechtlich bereits verankerte Wechsel von der Zulassung zum in Verkehrbringen zur Anwendungszulassung wird das ohnehin dichte Netz noch weiter stärken. Geplant ist, in nächster Zeit die Pflichtkontrolle für Geräte in Raumkulturen (Obst, Wein-, Hopfenbau) einzuführen. Darüber hinaus wird kein rechtliches Defizit gesehen. Soweit zum ordnungsrechtlichen Rahmen.

Können wir uns also zurücklehnen? Die Antwort ist nein.

Zum einen ist die weitere Risikominderung bei Pflanzenschutzmitteln unverändertes Ziel der Bundesregierung. Voraussetzung für einen sicheren Schutz von Oberflächengewässern gegen die Kontamination mit Pflanzenschutzmitteln ist die genaue Kenntnis möglicher Eintragungspfade. Dies ist bis heute nicht abschließend geklärt. Der Eintrag kann bekanntermaßen sowohl über so genannte Punktquellen (z. B. Kanalisation und direkte Einleitung) als auch über Nicht-Punkt-Quellen durch diffuse Einträge erfolgen.

Vor dem Hintergrund der heutigen Tagung kommt den diffusen Einträgen besondere Bedeutung zu.

Hier zählen kontaminierte Niederschläge, Drainageeinträge sowie der Oberflächenabfluss von Wasser und Sediment bei erosiven Regenereignissen und die Abtrift. Nach bisherigen Erkenntnissen werden in Gewässern neben Herbiziden sowohl Fungizide als auch Insektizide nachgewiesen.

Die Entwicklung von Konzepten für den Schutz von Gewässern vor derzeitigen Pflanzenschutzmitteleinträgen setzt detaillierte Kenntnisse über die Bedeutung der einzelnen Eintragungswege voraus. Hierzu sind bislang eine Reihe von Arbeiten durchgeführt worden, aus denen widersprüchliche Schlussfolgerungen gezogen worden sind.

In der Vergangenheit wurde dem Oberflächenabfluss die größte Bedeutung für die Einträge von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer zugewiesen. Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln in abfließendes Wasser, die zum größten Teil in Modellversuchen ermittelt wurden, betragen bis zu 10 mg pro

Liter Wasser. Die Verluste von Pflanzenschutzmitteln aus der Fläche durch Oberflächenabschwemmung werden auf 0,02 bis zu über 2% geschätzt. Hersteller und Anwender von Pflanzenschutzmitteln benötigen ebenso wie Entscheidungsträger in Politik und Verwaltung umfassende Informationen über den Status und die Ursachen von Pflanzenschutzmittelausträgen.

Bisherige Untersuchungsprogramme in Oberflächengewässer konnten Hinweise auf das Ausmaß der Belastung eines Ökosystems mit bestimmten Stoffen geben. Sie gestatteten jedoch keine Rückschlüsse auf die eingetragenen Mengen, Herkünfte und die Transportwege. Es gibt allerdings auch landwirtschaftliche Gründe, sich der Problematik intensiv zu widmen.

Das jetzige Konzept des Risikomanagements beruht im wesentlichen auf Abstandsaufgaben und ist daher suboptimal für die Praxis, zumal es die Standortverhältnisse vor Ort nicht ausreichend berücksichtigt. Eine durchgreifende Verbesserung wäre dann erzielt, wenn sich beide Aspekte miteinander verbinden ließen; Schutz des Wassers und Optimierung landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsverfahren dergestalt, dass ein Austrag von Pflanzenschutzmitteln aus der Fläche bereits durch die Bewirtschaftung weitgehend vermieden wird.

Dies war der Ausgangspunkt für die Durchführung des FuE-Vorhabens „Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abtrift und Abschwemmung“, dessen Ergebnisse nunmehr vorliegen. Ziel des Vorhabens war es auch herauszufinden, mit welchen Risiken die Verminderung des Austrages verbunden ist, um die erforderliche Gesamtabwägung seriös durchführen zu können.

Wir hoffen, dass die Ergebnisse einen weiteren Baustein für die Entscheidung liefern, wie der Pflanzenschutz einerseits mit noch geringeren Risiken für Oberflächengewässer durchgeführt werden kann, andererseits aber auch nachhaltig, also neben dem ökologischen Anspruch auch dem ökonomischen und dem sozialen Anspruch gleichermaßen gerecht wird.

IV. Vorstellung der Ergebnisse des F- und E-Vorhabens "Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abtrift und Abschwemmung"

Einführung in das Versuchsvorhaben

Reschke, M.

Das FuE-Vorhaben „Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abtrift und Abschwemmung“ hatte das Ziel, die praktischen Möglichkeiten zur Verminderung der diffusen Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus den behandelten Flächen zu erproben.

Nachdem die Einhaltung des extrem niedrigen Vorsorgewertes von 0,1 µg/l für Trinkwasser durch Verbot einiger Pflanzenschutzmittel und durch die Entwicklung neuer Wirkstoffe gelöst wurde und die Haupteintragsquellen von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer - das Waschen der Spritzen und die Behandlung gepflasterter Flächen - erkannt und abgestellt wurden, galt es, sich im Sinne des Minimierungsgebotes um die Reduzierung der weniger bedeutenden diffusen Einträge aus den behandelten Flächen zu kümmern.

Da die grundsätzlichen Möglichkeiten, Verfahren und Wege zur Erosionsminderung und Abtriftreduzierung bekannt waren, ging es in dem FuE-Vorhaben, über das hier berichtet wird, um die praktische Umsetzung der vorhandenen Möglichkeiten. Im Einzelnen galt es den Einfluss folgender Faktoren zu klären:

- Nicht-wendende Bodenbearbeitung
- Anbau von Zwischenfrüchten bei Sommerkulturen
- Verminderung des Bodendruckes durch den Einsatz von Breitreifen
- Intervalleinsaat in Fahrgassen
- Einsatz von luftunterstützten Pflanzenschutzspritzen bzw. Antitriftdüsen
- Anlage eines Grünstreifens

Um Erfahrungen unter verschiedenen Umwelt- und Betriebsbedingungen bezüglich Niederschlag, großen und kleinen Ackerstücken und unterschiedlichen Fruchtfolgen zu erfassen, wurden die Versuche in drei Bundesländern durchgeführt.

Für die Untersuchung wurden Betriebe ausgewählt, die übliche landwirtschaftliche Praxis in Deutschland darstellen. Es wurde nicht in die Fruchtfolge, Mittelwahl (bis auf Harmonisierungsnotwendigkeiten), Behandlungszeitpunkte und sonstige Produktions-Prozesse eingegriffen.

Lediglich Maßnahmen zum Erosionsschutz und zur Abtriftreduzierung wurden den Betrieben vorgegeben. Die Akzeptanz und Praxisnähe waren dabei ein vorrangiges Ziel.

Mit dem Ziel, die Wirkung der ergriffenen Maßnahmen im Vergleich zu bisherigen Wirtschaftsweisen zu messen, wurde in jedem Bundesland in einander naheliegenden Tälern die konventionelle Produktionstechnik mit den veränderten abtrift- und erosionsmindernden Maßnahmen verglichen.

Verfahrenstechnische Strategien zur Minderung von Oberflächenabfluss und Bodenerosion

Brunotte, J.

In dem Teilprojekt „Verfahrenstechnische Strategien“ sind Bearbeitungsverfahren und Gerätetechnik auf ihren Beitrag zur Abflussminderung und Erosionskontrolle untersucht, um den Austrag von Pflanzenschutzmitteln zu mindern.

Für Getreide und Zuckerrüben waren dabei Mulch-Saat-Verfahren eine effektive Strategie mit Hilfe von Rückständen Verschlämmung, Oberflächenabfluss und Bodenerosion zu vermeiden:

- Bei Zuckerrüben war auf stark gefährdeten Schlägen der Anbau von Zwischenfrüchten nach Wintergerste mit einem Bedeckungsgrad von >50% erforderlich. Auf schwach geneigten Flächen reichte nach Winterweizen auch das Stroh-Mulch-Verfahren, das in Richtung reduzierte Bearbeitungsintensität weiterentwickelt wurde.
- Auch bei Getreide kann Verschlämmung und Abfluss durch Mulch-Saat gemindert werden und liefert über Herbst und Winter einen ausreichenden Erosionsschutz. Nach Zuckerrüben wird zu Getreide einmal schonend gelockert, nach Getreide zweimal.
- Die pfluglose Getreidebestellung stellt an das Pflanzenschutzmanagement höchste Anforderungen.
- Die schonende Lockerung und die Kopplung von Arbeitsgängen erhöht die Tragfähigkeit des Bodens, beugt damit Schadverdichtungen vor, so dass das Niederschlagswasser immer ungehindert in der Krume versickern kann.
- Eine günstige Gewichtsverteilung bei der Pflanzenschutztechnik durch Anhängespritzen in Verbindung mit Fahrgassenanbau bei Reihenfrüchten ermöglicht bodenschonendes Befahren und mindert die Gefahr von linienhaftem Abfluss in den Pflegespuren. Die gleichzeitig hohe Schlagkraft dieser Technik verbindet Wettbewerbsfähigkeit mit Umweltverträglichkeit.

Mit den untersuchten Maßnahmen stehen heute eine Reihe von acker-, pflanzenbaulichen und technischen Möglichkeiten zur Verfügung auf erosionsgefährdeten Ackerschlägen ein hohes Maß an vorsorgenden Bodenschutz zu betreiben.

Pflanzenschutzmanagement bei pflugloser und reduzierter Bodenbearbeitung

Bartels, G.

Wesentliche Ziele der pfluglosen bzw. nichtwendenden Bodenbearbeitung sind neben der allgemeinen Schonung des Bodens und des Wasserhaushaltes die Reduzierung des Oberflächenabflusses von Wasser, die Bodenerosion sowie die Einsparung von Kosten bei der Arbeiterledigung.

In phytopathologischen Begleituntersuchungen sollten in dem hier durchgeführten FuE-Vorhaben möglicherweise auftretende Pflanzenschutzprobleme einer praktikablen Lösung zugeführt werden.

Zunächst wurde deutlich, dass die Gestaltung der Fruchtfolge von entscheidender Bedeutung im Zusammenhang mit dem Auftreten von Schadorganismen ist. Mit zunehmendem Anteil von Getreide stiegen die Schwierigkeiten an. Insbesondere zeigt sich, dass beim Anbau von Gerste nach Weizen der Durchwuchs von Weizen in der Gerste schier unlösbare Qualitäts- und Feuchtigkeitsprobleme bei der Weizenernte darstellt. Diese Tatsache kann zum Verzicht auf den Gerstenanbau in der Fruchtfolge führen.

Während beim Anbau von Blattfrüchten sich hinsichtlich der Verbreitung kaum Änderungen gegenüber der herkömmlichen Verfahren ergaben, stieg insbesondere der Besatz mit Ungräsern und Unkräutern im Getreidebau an. Die gezielte Bekämpfung kann dabei durchaus zu Mehrkosten in Höhe von 30-50 DM/ha führen. Besondere Schwierigkeiten bereitet häufig das Auftreten der Gemeinen Trespe und der Quecke. Diese Schadgräser lassen sich im Rahmen der Fruchtfolge in der Blattfrucht erfolgreich bekämpfen. Zusätzliche Kosten von 50 DM/ha im Verlaufe von drei Jahren sind dabei häufig in die Kostenkalkulation einzubeziehen.

Vermehrte Aufmerksamkeit bei der nichtwendenden Bodenbearbeitung ist dem Auftreten von Krankheiten und Schädlingen zu widmen.

Während bei den Halmbasierkrankungen kein gesicherter Anstieg des Befalls festzustellen war, ergab sich eine deutliche Jahresfolge und Fruchtfolge abhängige Zunahme des Befalls mit *Drechslera tritici-repentis*. Insbesondere beim Anbau von Weizen nach Weizen, befallsfördernden Witterungsbedingungen und krankheitsanfälligen Sorten sind gezielte, zusätzliche Pflanzenschutzmaßnahmen zur Bekämpfung dieser gefährlichen Blattkrankheit unumgänglich. Im Mittel der Jahre sind Mehraufwendungen an systemisch wirkenden Fungiziden von 50-80 DM je Hektar die Regel. Als besonders wirksam hatten sich dabei Fungizide aus der Gruppe der Strobilurine herausgestellt. Von großer Bedeutung bei der Bekämpfung dieser Krankheit ist der Schutz der oberen Blätter. Beim Anbau wenig anfälliger Sorten und gezielter, meist zweimaliger Fungizidanwendung in der Vegetation ist auch diese Krankheit wirtschaftlich zu bekämpfen und wirft keine unlösbaren Probleme auf.

Wesentlich schwieriger kann sich eine erfolgreiche Bekämpfung von Ährenfusariosen bei nicht-wendender Bodenbearbeitung und beim Anbau von Weizen nach Weizen gestalten. Entscheidend für das Auftreten dieser Krankheit ist die Witterung zum Zeitpunkt des Ährenschiebens und der Blüte des Weizens. Neben der Gefahr der Ertragsbeeinflussung führt das Auftreten der Erreger dieser Krankheit aus der Gruppe der Fusariosen zur Bildung von Mykotoxinen im Getreide. Die gezielte Bekämpfung dieser Krankheitserreger wirft nach wie vor große Probleme auf, da einerseits der Infektionszeitpunkt z. Zt. noch nicht exakt definiert werden kann, andererseits die Wirksamkeit der zur Verfügung stehenden Fungizide mit einem Wirksamkeitsgrad von etwa 60% noch sehr begrenzt ist. Durch eine geeignete Sortenwahl und eine zusätzliche Fungizidanwendung zum Zeitpunkt der Vollblüte des Weizens lassen sich in Befallsjahren dennoch Teilerfolge bei der Bekämpfung dieser insbesondere qualitätsbeeinflussenden Krankheit erzielen. Die zusätzlichen Kosten können sich auf bis zu 70 DM/ha belaufen und sind nicht immer wirtschaftlich.

Schwerpunktmäßig in feuchten Jahren ist bei nichtwendender Bodenbearbeitung mit einem verstärkten Auftreten von Schadschnecken insbesondere beim Anbau von Zuckerrüben, Raps und Weizen nach Raps in der Fruchtfolge zu rechnen. Da sich Bekämpfungsmaßnahmen systembedingt durch verstärkte Bodenbearbeitung verbieten, ist eine gezielte Ausschaltung dieser Schaderreger, die zu Totalverlusten der Kultur führen können, nur durch den Einsatz von Molluskiziden möglich. Unter Befallsbedingungen können Mehrkosten von 50 DM/ha auftreten.

Aufgrund vorliegender, mehrjähriger Versuchsergebnisse wird deutlich, dass die oben angeführten Pflanzenschutzprobleme beim Anbau von Ackerbaukulturen und nichtwendender Bodenbearbeitung durch gezielte, integrierte Pflanzenschutzmaßnahmen gelöst werden können. Gleichzeitig war jedoch erkennbar,

dass mögliche Kosteneinsparungen bei den Arbeitserledigungen in Höhe von 180-260 DM/ha erhöhte Aufwendungen im Pflanzenschutz in gleicher Größenordnung nach sich ziehen können. Dennoch erwies sich das Verfahren der nichtwendenden Bodenbearbeitung als sehr geeignet, um insbesondere in Hanglagen und erosionsgefährdeten Gebieten den Eintrag von PS-Mitteln in Oberflächengewässer durch Run off zu verhindern.

Ein genereller Verzicht auf den Pflug kann jedoch in befallsfördernden Jahren zu Pflanzenschutzproblemen führen, die mit erheblichen Mehraufwendungen im Pflanzenschutz verbunden sind.

Vermeidung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abtriftminderung

Ripke, F.-O.

Im Rahmen des vom BML geförderten Forschungs- u. Entwicklungsvorhabens "Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abtrift und Abschwemmung" musste - dem fortschreitenden Entwicklungsstand der Pflanzengerätetechnik Rechnung tragend - auch ein geräte- und verfahrenstechnischer Lösungsansatz des Abtriftproblems verfolgt werden.

Im Vorhabens-Zeitraum 1995-1997 wurden deshalb Freilandmessungen der bei der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln auftretenden direkten Abtrift auf der Grundlage der Richtlinie der Biologischen Bundesanstalt für Landwirtschaft Teil VII 2-1.1. "Messungen der direkten Abtrift beim Ausbringen von flüssigen Pflanzenschutzmitteln im Freiland" (Stand: September 1992) durchgeführt.

Es konnten folgende Ergebnisse erzielt werden:

1. Neue Zerstäuberverfahren mit Vertikal-Luftstromtechnik wie z. B. der eingesetzte Typ "RAU-AIR Plus" bieten keine optimale Lösung für die abtriftminimierte Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln auf Nutzflächen ohne Kulturpflanzenbestand.
2. Im 95% - Percentil konnte in Windrichtung 5 m neben der Behandlungsfläche ein Bodensedimentwert von 0,35% (des Mittelaufwandes auf der Behandlungsfläche) realisiert werden. Das entspricht einer Reduzierung dem derzeit von der Biologischen Bundesanstalt und dem Umweltbundesamt bei der Mittelzulassung zugrunde gelegten Abtrift-Eckwert im 5 m Abstandspunkt um 42%.
3. Ohne Vertikal-Luftstromunterstützung wurde mit der konventionellen Flachstrahldüse 8004 XR bei 200 l/ha Wasseraufwand und max. 3 m/s Windgeschwindigkeit ein Wert von 0,27% (= 45% des Abtrifteckwertes) erzielt.
4. Der Wechsel von der konventionellen Flachstrahldüse zur Luftinjektordüse Lechler 12002 ID brachte in Verbindung mit Vertikal-Luftströmung keine gesicherten Vorteile. Auch ohne Luftstromunterstützung ergab sich mit der ID 12002 in ihrem bestimmungsgemäßen Druckbereich von 4-5 bar kein Fortschritt. Mit dem Ziel, eine abtriftminimierte "Gewässervariante" zu etablieren, die in der Praxis problemlos umgesetzt werden kann, wurde die bei 200 l/ha Wasseraufwand und 4,0 bar Betriebsdruck übliche Fahrgeschwindigkeit von 8 km/h auf 5,5 km/h abgesenkt. Dabei fällt der Betriebsdruck automatisch auf 2,0 bar zurück. Die Tropfengröße nimmt mit sinkendem Druck zu. Es resultierte eine deutliche Abtriftreduzierung auf 0,09% Bodensediment 5 m in Windrichtung neben der Behandlungsfläche, d.h. der gültige Abtrifteckwert konnte um 85% unterschritten werden.
5. In Einzelversuchen zeigten an Gewässerrändern vorhandene Saumbiotop (Büsche u. Sträucher bis ca. 3 m Höhe) eine mit bis zu 80% deutlich abtriftmindernde Wirkung.

Aus den gemessenen Abtriftwerten lässt sich bei Windgeschwindigkeiten bis 3 m/s für den Untersuchungsraum Lamspringe, d. h. für 82,1 ha an der Lamme gelegene Getreideflächen, z. B. für die gesamte Vegetation 1995/96 ein Gewässereintragspotential durch direkte Abtrift 5 m neben der Behandlungsfläche in der Größenordnung von 0,00189 g Wirkstoff / m² errechnen.

Legt man dieser Bilanz statt des errechneten 95% - Percentil-Wertes den gemessenen Mittelwert in Höhe von 0,012% Bodensediment zugrunde, resultieren 0,0000378 g/m². Umgerechnet auf die 19.5000 m³ Wasserdurchflussmenge der Lamme pro Jahr würde sich theoretisch ein durchschnittlicher Wirkstoff-Gehalt in Höhe von 0,0002326 µg/l ergeben. Die vorstehenden Werte würden in der Praxis noch unterschritten, weil das Wirkstoffsediment die Wasseroberfläche eines Grabens nicht vollständig und gleichmäßig erreicht. Ein hoher Anteil bleibt auf den Pflanzen der Gewässer-Böschung hängen.

Die in der Natur vorkommenden Einträge bzw. Belastungen der Lamme durch Abtrift waren erwartungsgemäß rückstandsanalytisch nicht messbar.

Die Spritz-Tagebücher-Auswertung in den beiden landwirtschaftlichen Betrieben zeigten für den Untersuchungszeitraum 1995-1997 insgesamt 121 Pflanzenschutzmittel-Anwendungen auf Gewässerrand-Flächen. Nur 56 bzw. 46,28% davon waren aufgrund der während der Geräteeinsätze herrschenden Wind-Richtung und -Geschwindigkeit Abtrift relevant im Hinblick auf Wirkstoff-Einträge in Gewässer. Nach 31

der 56 Abtrift relevanten Spritzungen konnten aus den angrenzenden Gewässern zeitnah Wasserproben gezogen und der Analyse zugeführt werden. In keinem Fall in den 3 Versuchsjahren und 2 landwirtschaftlichen Betrieben wurde ein durch direkte Abtrift verursachter Pflanzenschutzmittelrückstand im Wasser nachgewiesen. Damit rechtfertigen und begründen die Ergebnisse die positive Berücksichtigung Abtrift mindernder Geräte-Einsatz-Verfahren bei der Flexibilisierung von Gewässer-Abstandsauflagen. Ausmaß und Sicherheit der Abtrift mindernden Wirkung von Saumbiotopen wird in weiteren Untersuchungen zu belegen sein.

Rückstände von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässern

Pestemer, W., Rodemann, B., Reese-Stähler, G.

Teil 1: Rückstandsanalytik

Die Wasserproben aus Oberflächengewässern, die an die für das Projekt ausgewählten Flächen in den drei Bundesländern Niedersachsen, Baden-Württemberg und Sachsen-Anhalt angrenzen, wurden im Institut für ökologische Chemie auf Pflanzenschutzmittel-Rückstände untersucht. Für die Beprobung der ausgewählten Gewässer wurden in der Regel automatische Probensammler eingesetzt. In die rückstandsanalytische Untersuchung waren insgesamt 34 Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe (20 Herbizide, 10 Fungizide, 4 Insektizide) einbezogen. In der nachfolgenden Tabelle sind die Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe aufgelistet, die in das rückstands-analytische Untersuchungs-Programm aufgenommen und auf deren Anwesenheit die Wasserproben vorrangig geprüft wurden. Die Tabelle enthält Angaben zur Löslichkeit in Wasser, zum Abbau im Boden (DT₅₀), zur Adsorptionsneigung (K_{oc}), zur Quantifizierungsmethode und zu den Nachweisgrenzen in bi-distilliertem Wasser bzw. Oberflächenwasser.

Tab. Angaben zu den untersuchten Pflanzenschutzmittelwirkstoffen

| Wirkstoff | Typ ¹⁾ | Wasserlöslichkeit [mg/l] | K _{oc} ²⁾ [l/kg] | DT ₅₀ [Tage] | Quantifiziert mit | Nachweisgrenze [µg/l] ⁴⁾ | |
|-----------------|-------------------|--------------------------|--------------------------------------|-------------------------|-------------------|-------------------------------------|------------------|
| | | | PETE ³⁾ | PETE ³⁾ | | OW ⁵⁾ | BW ⁶⁾ |
| Azoxystrobin | F | 6,7 * | 143 | 7-28 | HPLC/DAD | 0,05 | 0,02 |
| Bifenox | H | 0,36 * | 1572 | 5-28 | GC/ECD | 0,01 | 0,002 |
| Carbetamid | H | 3500 * | 7 | 30-110 | HPLC/DAD | 0,05 | 0,03 |
| Chloridazon | H | 340 * | 30 | 10-60 | HPLC/DAD | 0,02 | 0,02 |
| Cypermethrin | I | 1,0 * | 19434 | 7-70 | GC/ECD | 0,10 | 0,05 |
| 2,4-D | H | 600 | 23 | 2-10 | GC/ECD | n.g. ⁷⁾ | 0,05 |
| Dichlorprop | H | 350 | 44 | 10-20 | GC/ECD | n.g. | 0,05 |
| Difenoconazol | F | 3,3 * | 1098 | ~120 | GC/ECD | 0,05 | 0,02 |
| Diflufenican | H | 0,05 ** | 2539 | 112-700 | GC/ECD | 0,005 | 0,002 |
| Dimefuron | H | 16 * | 145 | 28-180 | HPLC/DAD | 0,10 | 0,08 |
| Epoxiconazol | F | 7,0 * | 442 | 120-500 | GC/ECD | 0,01 | 0,004 |
| Esfenvalerate | I | < 0,3 ** | 12038 | 35-80 | GC/ECD | 0,05 | 0,01 |
| Ethofumesat | H | 50 ** | 182 | 26-99 | HPLC/DADGC/MS | 0, 10; 0,02 | 0,10 n.g. |
| Fenpropidin | F | 350 * | 800 | 4-50 | GC/MS | 0,05 | n.g. |
| Fenpropimorph | F | 4,3 * | 804 | 15-93 | GC/MS | 0,02 | n.g. |
| Fluazifop *** | H | 1,0 * | 37 | 35-140 | GC/ECD | n.g. | 0,05 |
| Fluroxypy *** | H | 90 * | 0 | 5-15 | GC/ECD | n.g. | 0,05 |
| Ioxynil *** | H | 50 * | 251 | 3-14 | GC/ECD | n.g. | 0,10 |
| Isoproturon | H | 65 * | 140 | 6-62 | HPLC/DAD | 0,03 | 0,03 |
| Kresoxim-methyl | F | 2,0 * | 421 | 0,5-3 | HPLC/DAD | 0,05 | 0,05 |
| MCPA *** | H | 300 ** | 18 | 2-14 | GC/ECD | n.g. | 0,03 |
| Mecoprop *** | H | 620 * | 37 | 4-21 | GC/ECD | n.g. | 0,05 |
| Metamitron | H | 1700 * | 19 | ~12 | HPLC/DAD | 0,10 | 0,06 |
| Metazachlor | H | 430 * | 92 | 8-70 | GC/ECD | 0,02 | 0,01 |
| Metolachlor | H | 490 * | 231 | 12-130 | GC/ECD | 0,02 | 0,01 |
| Parathion | I | 24 ** | 705 | 14-18 | GC/ECD | 0,01 | 0,005 |
| Phenmedipham | H | 4,7 * | 535 | 7-30 | HPLC/DAD | 0,10 | 0,02 |
| Pirimicarb | I | 2700 ** | 1001 | 7-275 | GC/NPD | 0,10 | 0,01 |
| Prochloraz | F | 34 ** | 1507 | 7-120 | GC/ECD | 0,10 | 0,01 |

| Wirkstoff | Typ ¹⁾ | Wasserlöslichkeit [mg/l] | K _{oc} ²⁾ [l/kg] | DT ₅₀ [Tage] | Quantifiziert mit | Nachweisgrenze [µg/l] ⁴⁾ | |
|---------------|-------------------|--------------------------|--------------------------------------|-------------------------|-------------------|-------------------------------------|------------------|
| | | | PETE ³⁾ | PETE ³⁾ | | OW ⁵⁾ | BW ⁶⁾ |
| Propiconazol | F | 100 * | 568 | 110-264 | GC/ECD | 0,005 | 0,002 |
| Quinmerac *** | H | 220 ** | 18 | 28-85 | GC/ECD | n.g. | 0,10 |
| Tebuconazol | F | 32 * | 603 | ~200 | GC/NPD | 0,05 | 0,03 |
| Terbuthylazin | H | 8,5 * | 278 | 30-100 | GC/NPD | 0,02 | 0,01 |
| Triadimenol | F | 95 * | 332 | ~200 | GC/ECD | 0,05 | 0,01 |

¹⁾ H = Herbizide, F = Fungizide, I = Insektizide; ²⁾ die K_{oc}-Werte beziehen sich auf einen C_{org}-Gehalt von 1; ³⁾ Nicholls, P. (1994): PETE = Physicochemical Evaluation.The Environment - A decision-support System for Pesticide Environmental Preregistration Assessment; ⁴⁾ Die Nachweisgrenzen wurden im Rahmen von Zusatzversuchen mit Oberflächenwasserproben ermittelt, die relativ reich an begleitenden Matrixstoffen waren. Letzteres führt zu herabgesetzten Wiederfindungsraten und zu steigenden Nachweisgrenzen.; ⁵⁾ Oberflächenwasser; ⁶⁾ Bidest. Wasser; ⁷⁾ n.g. = nicht geprüft; *bei 20 °C, **bei 25 °C; ***als Pentafluorbenzyl-Derivative

Nach Festphasenextraktion der Wasserproben an C₁₈- bzw. Lichrolut EN-Kartuschen erfolgte ein Screening mittels GC/ECD/NPD ergänzt durch HPLC/DAD und eine GC/ECD-Messung nach Derivatisierung eines Extrakt-Anteils.

In der untenstehenden Abbildung ist die modulare Multimethode dargestellt nach der die Wasserproben aufgearbeitet wurden. Die Absicherung der Befunde wurde überwiegend mittels GC/MS vorgenommen. Die GC/MS-Analysen wurden dazu in der Regel mit Elektronenstoß-Ionisation durchgeführt. Zum Spektrenvergleich wurden eine gerät-spezifische Bibliothek, deren Referenzsubstanz-Massenspektren mit dem vorhandenen Gerät aufgenommen wurden, und mehrere gekaufte Bibliotheken (NIST, Ehrenstorfer, Wiley) verwendet. Ab Herbst 1998 konnte die LC/MS zur Absicherung der Befunde in den LC-Extrakten eingesetzt werden.

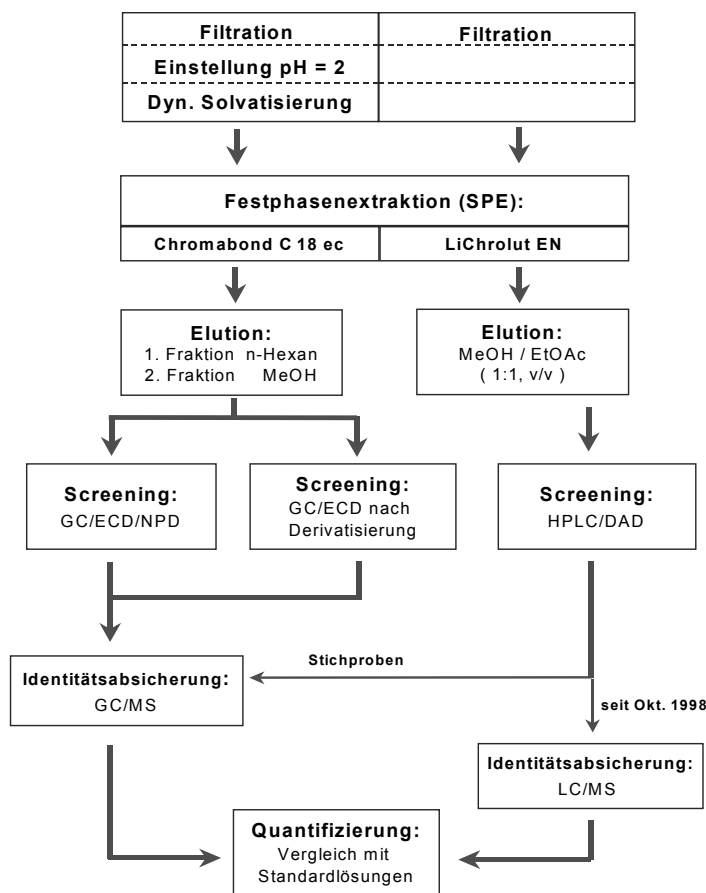


Abb. Analysengang der am Institut für ökologische Chemie entwickelten Multimethode zum Nachweis von Pflanzenschutzmitteln in Wasserproben

Abschließend wurden die in den Wässern identifizierten PSM-Wirkstoffe mit GC bzw. HPLC in einigen Fällen auch mit GC/MS (z.B. Ethofumesat, Fenpropimorph) quantifiziert. Nach Einsatz der LC/MS war auch eine quantitative Absicherung der PSM-Gehalte in den LC-Extrakten möglich.

In den etwa 4½ Untersuchungsjahren sind insgesamt 1313 Wasserproben im Institut für ökologische Chemie eingegangen; 839 Proben von vier Standorten in Niedersachsen, 267 Proben von drei Standorten in Baden-Württemberg und 207 Proben von zwei Standorten in Sachsen-Anhalt. Diese Zahlen beinhalten Proben aus kontinuierlicher und ereignisbezogener Beprobung sowie Handproben. 311 der Proben stammten aus Sonderuntersuchungen an den Standorten Bründeln und Groß Lafferde in Niedersachsen sowie Drainagebeprobungen in Lamspringe bzw. Fürfeld.

Für die im Abschlußbericht dar gestellten Ergebnisse liegen 929 Wasserproben aus dem Zeitraum vom 01.10.1995 bis zum 30.04.1999 zugrunde.

Hinzu kamen die notwendigen Wasseranalysen im Rahmen der Methoden-Validierung und der Lagerstabilitätsprüfungen.

Teil 2: Rückstandsergebnisse und Frachten

Für die Bestimmung von Pflanzenschutzmittelrückständen in den Oberflächengewässern der Untersuchungsgebiete erfolgte eine Entnahme durch automatische Probenehmer, die bei einer kontinuierlichen Beprobung im stündlichen Rhythmus ein Probevolumen von 30 ml zogen. 24 Proben wurden zu einer Tagesmischprobe vereinigt und weiterhin aus sieben Tagesmischproben eine wöchentliche Mischprobe von 3l für die Analyse hergestellt.

Um Frachten und Austragsraten von Wirkstoffen berechnen zu können, wurden die Abflussmengen des Fließgewässers bestimmt. Zu diesem Zweck wurden Durchlässe (Wehre) mit definiertem Querschnitt am Ausgang des jeweiligen Untersuchungsgebietes in das Oberflächengewässer eingebaut. Mittels Eintauchsensoren wurden die Pegelhöhen erfasst. Diese Werte gingen in die Berechnung der Abflussmengen ein.

Die Ergebnisse zeigten, dass über alle Standorte betrachtet, nicht in allen Quartalen eines Jahres überhaupt Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer gefunden wurden. Dabei waren Konzentrationen von $>0,1 \mu\text{g/l}$ nicht in den gleichen Quartalen eines Jahres zu finden. Während in Lamspringe/Wöllersheim, den Standorten mit der höchsten Pflanzenschutzintensität, ca. drei der 15 untersuchten Quartale keine PSM $>0,1 \mu\text{g/l}$ aufwiesen, stieg dieser Anteil in Sachsen-Anhalt bzw. in Baden-Württemberg auf bis zu 15 Quartale (Alterode-Schwennecketal) an.

Am Beispiel des Rübenherbizids Ethofumesat wird deutlich, dass eine enge Beziehung zwischen den Hauptapplikationszeitpunkt und höheren Konzentrationsfunden besteht. So wurden bei diesem Wirkstoff höhere Wirkstoffrückstände vornehmlich im Frühjahr (2. Quartal) gefunden.

Im Untersuchungszeitraum von Januar 95 bis September 98 wurden höchste Wirkstoffkonzentrationen, meist nach Starkregenereignissen z. B. von bis zu $33 \mu\text{g/l}$ bei Chloridazon und bis zu $21 \mu\text{g/l}$ bei Isoproturon gefunden.

Die aus der Wirkstoffkonzentration und der Abflussmenge berechneten Jahresfrachten variierten im Untersuchungszeitraum zwischen keinen Austrag am Standort Alterode-Schwennecketal und 189g in Lamspringe (97/98). Der größte Anteil der Fracht erfolgte an den Standorten Lamspringe/Wöllersheim durch Einträge von Isoproturon, Chloridazon, Metamitron und Ethofumesat.

Bei einer zeitlichen Betrachtung wurden Frachten der häufig gefundenen Rübenherbizide ausschließlich von Frühjahr bis Sommer erfasst. Ebenso konnte auch für die Isoproturon-Frachten ein enger Zusammenhang zum Applikationszeitpunkt aufgezeigt werden. Erfolgte eine Herbstanwendung so wurden im vierten Quartal höherer Frachten gefunden, während bei einer Frühjahrsapplikation wie 1998 in den Monaten März bis Mai entsprechende Mengen errechnet werden konnten.

Bei der detaillierten Auswertung wurde deutlich, dass Starkregenereignisse (35 mm in 24 Stunden und davon 20 mm in 30 Minuten) wie Oktober 96 oder Mai 1997 dazu führten, dass bis zu 95% der Fracht eines Wirkstoffs (Isoproturon, Ethofumesat, Quinmerac) allein durch ein erosives Ereignis ausgetragen werden können. Die Intensität einer entsprechenden Wirkstoff-Fracht wird beeinflusst von der Regenmenge und Regenintensität, dem zeitlichen Abstand zwischen PSM-Applikation und dem Niederschlagsereignis, der

Bodenfeuchte, den Wirkstoffeigenschaften und letztlich von den Standortgegebenheiten wie Fruchtart, Hangneigung, Bodenbedeckung, Bodenbearbeitungsverfahren etc.

Um nähere Erkenntnisse zum Wirkstoffverhalten zu bekommen, wurden Austragsraten in Bezug zur ausgebrachten Wirkstoffmenge ermittelt. Im Mittel aller Standorte lagen diese bei 0,016% bei einer Variationsbreite zwischen 0,003% und 0,071%.

Bezogen auf die Einzelwirkstoffe bewegten sich diese im Mittel zwischen 0% und 0,223%. Als höchster Wert konnte ein Austrag von 0,6% für Chloridazon am Standort Lamspringe berechnet werden. Allerdings wurde für diesen Wirkstoff an den anderen Versuchsstandorten eine wesentlich geringere Austragsrate bestimmt. Neben dem Standorteinfluss konnte in den Untersuchungen aufgezeigt werden, dass auch bei gleicher Höhe der applizierten Wirkstoffmenge in verschiedenen Jahren der Austrag sehr stark variieren kann (z. B. Ethofumesat /Lamspringe; 1997: 0,284%; 1998: 0,011%).

Ökotoxikologisches Monitoring mit Algen und Zoobenthos

Becker, H.

Werden Pflanzenschutzmittel in Gewässer eingetragen, so sind Wirkungen auf aquatische Organismen nicht a priori auszuschließen. Das Institut für Ökotoxikologie im Pflanzenschutz hat sich deshalb mit ökologischen und ökotoxikologischen Untersuchungen an dem FuE-Vorhaben beteiligt.

Wirkungen von PSM werden im klassischen Freilandversuch durch Erhebung interessierender Arten und ihrer Häufigkeiten vor und nach der Anwendung und durch Vergleich mit den Befunden auf einer Kontrollparzelle bestimmt. Wegen der Unvorhersehbarkeit von Run off Ereignissen und weil keine unbelasteten Gewässerabschnitte zur Verfügung standen, wurde ausgehend von der Beschreibung der für ein Fließgewässer in der Agrarlandschaft typischen abiotischen Bedingungen und Artenausstattung ermittelt, welchem Jahreszyklus die Zoenosen unterliegen und inwieweit temporäre Auswirkungen von Pflanzenschutzmaßnahmen auf Abundanzen und das Dominanzgefüge zu erkennen sind. Diese Freilandhebungen erfolgten vorwiegend in Form eines passiven Monitorings durch Vergleich der Organismen-Besiedlung - beispielhaft wurden Kieselalgen und Zoobenthos ausgewählt - in ihrer Arten- und Individuen mäßigen Zusammensetzung vor und nach analysierten Einträgen von Pflanzenschutzmitteln.

| | | |
|--|----------|---|
| Chemisches Monitoring | | Regelmäßige Analysen von Proben auf ausgewählte Stoffe |
| Biologisches Monitoring (Biomonitoring) | Passives | Ermittlung des biologischen Zustandes durch Erstellung von Artenlisten und Abundanzen sowie der Biomasse. |
| | Aktives | Erfassung von Effekten eines unbekanntes Stoffgemisches in Wasserproben mittels Monospezietest |

Außerdem wurden zur Charakterisierung des limnischen Lebensraumes zu den Probennahme-Terminen die Wasserstände sowie Sauerstoff- und Nährstoffgehalt bestimmt. Mit der Grünalge *Scenedesmus subspicatus* wurde der Wachstumshemmtest nach der OECD-Richtlinie mit ausgewählten projektrelevanten herbiziden Wirkstoffen durchgeführt sowie als aktives Monitoring mit der selben Grünalge das ökotoxische Potential des Wassers der Lamme untersucht.

In Niedersachsen wurden jeweils in einem oberen und unteren Abschnitt der Lamme und des Wöllersheimer Baches in monatlichen Probenahmen der Algenaufwuchs (insgesamt ca. 100 Diatomeen-Arten) einschließlich Algenbiomasse und das Zoobenthon (ca. 25 Familien mit 59 Arten) erfasst.

Mittlere Artenzahlen der Diatomeen je Probennahme-Termin

In der Artenzusammensetzung des Periphytons und Zoobenthons unterschieden sich die Lamme und der Wöllersheimer Bach nicht wesentlich voneinander. Die gravierendsten Änderungen der Diatomeenabundanzen traten im Oktober 1998 nach einem heftigen Regenereignis mit Erosion von den Feldern auf. Nach diesem Ereignis, bei dem auch das Sediment teilweise ausgeräumt wurde, gingen die dominanten, eutraphenten Arten zurück, die subdominanten erreichten dagegen größere Abundanzen. Von den erfassten Arten gingen jedoch keine verloren oder kamen neue hinzu.

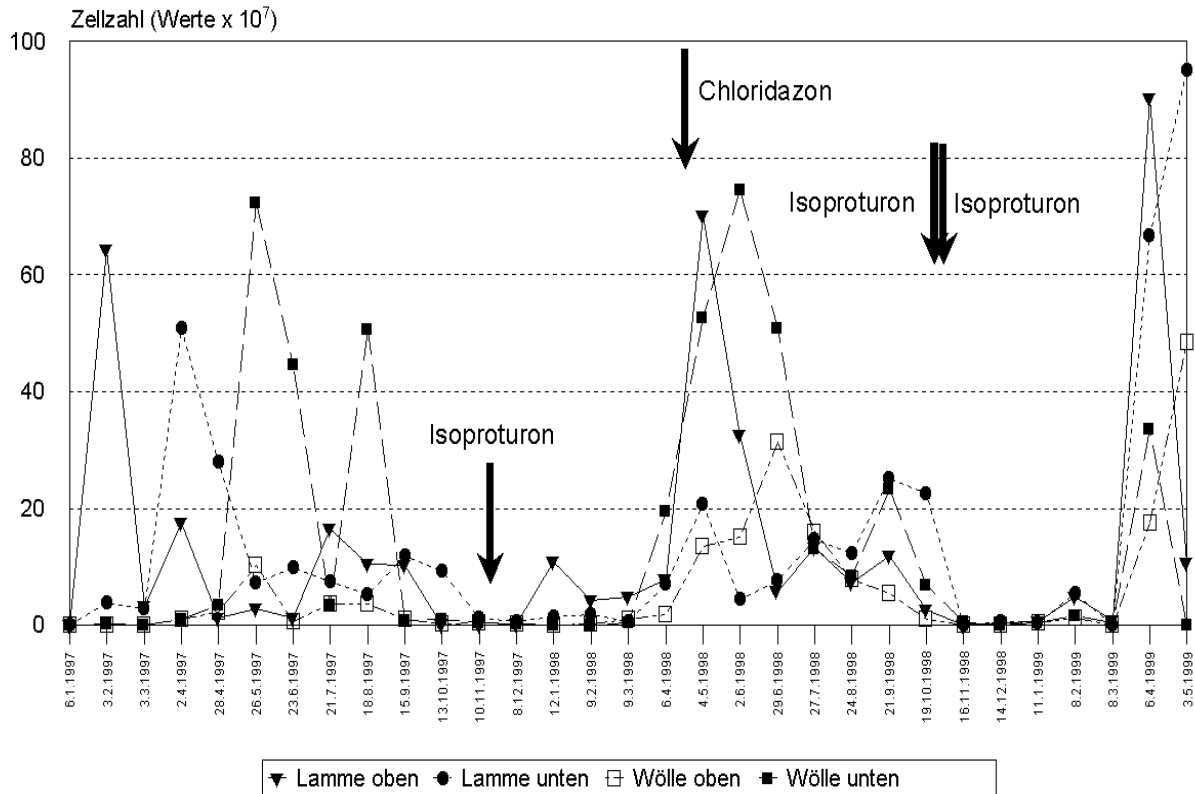
| Jahr | Lamme oben | | Lamme unten | | Wölle oben | | Wölle unten | |
|-------------|------------|---------|-------------|---------|------------|---------|-------------|---------|
| | Ø | min/max | Ø | min/max | Ø | min/max | Ø | min/max |
| 1996 | 32,6 | 29 – 42 | 28,7 | 22 – 37 | 33,0 | 23 – 43 | 32,7 | 18 – 41 |
| 1997 | 30,4 | 21 – 39 | 33,0 | 23 – 44 | 36,8 | 25 – 44 | 42,1 | 23 – 53 |
| 1998 | 28,7 | 15 – 48 | 33,4 | 20 – 44 | 37,9 | 29 – 50 | 36,8 | 26 – 53 |
| 1999 | 28,2 | 23 – 34 | 39,4 | 36 – 42 | 37,4 | 34 – 45 | 38,2 | 36 – 45 |
| 1996 – 1999 | 30,0 | 15 – 48 | 33,6 | 20 – 44 | 36,3 | 23 – 50 | 37,4 | 18 – 53 |

In der Lamme gab es 4 Eintragungsspitzen von Herbiziden (Isoproturon und Chloridazon), durch die nach den Labordaten ökotoxische Wirkungen auf die Kieselalgen nicht a priori auszuschließen waren. Jedoch ließen

sich weder aus dem Artenspektrum, noch aus den Abundanzen, noch der Biomasse-Entwicklung Wirkungen der analysierten Pflanzenschutzmittel auf die Algenzönose erkennen.

Gesamtzellzahlen der Diatomeen

Auch mit dem aktiven Monitoring mit der Grünalge *Scenedesmus subspicatus* im Wasser der Lamme waren keine ökotoxischen Wirkungen festzustellen. Im Bereich der gemessenen Rückstände gab es eher Förderungen als Hemmungen der Zellvermehrung der Algen.



Während des Untersuchungszeitraums wurden im Einzugsgebiet der beiden Gewässer (Lamme und Wöllersheimer Bach) auch Insektizide angewendet, ohne dass in den Gewässern deren Rückstände nachgewiesen wurden. Aus den Abundanzen des Zoobenthos ergaben sich keine Hinweise auf Wirkungen von Herbiziden und evtl. analytisch nicht erfassten Insektiziden. Aufgrund der physikochemischen und der biologischen Befunde sind beide Gewässer in die Güteklasse II bis III einzustufen.

In Baden-Württemberg erfolgte in ähnlicher Weise wie in Niedersachsen das Monitoring des Zoobenthos in zwei Bächen. Außerdem wurden an einem der Standorte die Auswirkungen einer Kontamination eines trockenfallenden Fließgewässers durch PSM-Abtrift auf die auftretende Makrofauna-Lebensgemeinschaft untersucht. Insgesamt waren nach Pflanzenschutzmaßnahmen keine Verminderungen der Diversität zu erkennen.

Freilandversuche in Gewässern der Agrarlandschaft sind für die Routineprüfung von PSM nicht geeignet, weil sich geringfügige Auswirkungen von PSM auf aquatische Biozönosen nicht sicher nachweisen und von anderen Einflussfaktoren trennen lassen. Da die ökotoxikologische Bewertung von Pflanzenschutzmitteln auf Modellannahmen beruht, sind jedoch Felduntersuchungen zur kritischen Überprüfung und zur wissenschaftlichen Weiterentwicklung der Bewertungsansätze im Sinne der Richtlinie 97/57/EG erforderlich. Die chemischen Analysen liefern Daten zum Eintrag, zur Exposition und zur Verweildauer von Pflanzenschutzmitteln. Die ökologischen und ökotoxikologischen Untersuchungen vertiefen die Kenntnisse über aquatische Lebensräume, die Artenvielfalt, die natürliche Populationsdynamik und mögliche Risiken für Organismen durch Pflanzenschutzmittel.

Zusammenfassung der Ergebnisse des Vorhabens

Reschke, M.

Die Ergebnisse zeigen, dass die für den Austrag von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in erster Linie verantwortlichen Faktoren, wie zufällige Starkregenereignisse kurz nach einer Behandlung mit Pflanzenschutzmitteln, die Effekte der ergriffenen Maßnahmen häufig überdecken.

Der Vergleich der Täler lässt daher keine Aussage zur Wirkung der ergriffenen Maßnahmen zu. In allen drei Tälern, in denen erosionsmindernde Maßnahmen ergriffen wurden, lag die Austragsrate höher als in denen, wo diese nicht ergriffen wurden. Die nicht beeinflussbaren bzw. kaum beeinflussbaren Faktoren überwiegen in ihrer Wirkung bei weitem.

Einflussfaktoren für Abschwemmungen von Pflanzenschutzmitteln

Nicht beeinflussbar,

aber größter Einfluss
Häufigkeit und Höhe von Starkregenereignissen
Hangneigung, Hanglänge und Reliefgestaltung
Bodenart und Wassersättigung

Kaum beeinflussbar,

Zeitpunkt der Anwendung in Abhängigkeit von
Kulturart und –größe
Regenereignis

Relativ leicht beeinflussbar,

Auswirkungen untersucht
Bodenbedeckungsgrad durch Mulch
Anwendungstechnik
Randstreifen
Fahrgassengestaltung

Langfristig veränderbar,

Wirkstoffeigenschaften
Wasserlöslichkeit
K_{OC}-Wert
DT₅₀ Boden
Aufwandmenge
Anwendung im Herbst od. Frühjahr

Mit der in dem Projekt durchgeführten kontinuierlichen Beprobung eines Baches, der ausschließlich mit Wasser aus landwirtschaftlichen Nutzflächen gespeist wird, wurde die Eintragscharakteristik von Pflanzenschutzmitteln aufgezeigt. Dabei konnten Erkenntnisse zu Eintragspitzen, den ausgetragenen Pflanzenschutzmitteln und die Wirkung auf Gewässerorganismen erarbeitet werden.

Wie viele und welche Wirkstoffe wurden ausgetragen?

Von den 34 eingesetzten Wirkstoffen wurden 14 nachgewiesen, aber nur vier Bodenherbizide häufiger über dem Trinkwassergrenzwert gefunden. Dabei handelt es sich um drei Rübenherbizide und ein Getreideherbizid. 20 Wirkstoffe wurden nicht nachgewiesen.

Alle vier Herbizide werden auf den praktisch unbewachsenen Boden ausgebracht. Es handelt sich dabei um die Wirkstoffe Chloridazon, Ethofumesat, Isoproturon und Metamitron. Die applizierte Menge korreliert nicht mit dem prozentualen und auch nicht mit dem absoluten Austrag. Das deutet auf besondere Vorkommnisse wie Starkregenereignisse hin

Tab. 1 Häufig ausgetragene Wirkstoffe, ihre applizierten Mengen und relativen wie absoluten Austräge (Lamspringe 1996/97)

| | Mittel | appl. | | Austrag |
|----|-------------------|-----------|-------|---------|
| | | WIRKSTOFF | Menge | % |
| 1) | Tramat | | | |
| | Ethofumesat | 8,30 kg | 0,220 | 0,024 |
| 2) | IPU | | | |
| | Isoproturon | 64,18 kg | 0,057 | 0,036 |
| 3) | Pyramin o. Rebell | | | |
| | Chloridazon | 32,56 kg | 0,011 | 0,004 |
| 4) | Goltix | | | |
| | Metamitron | 62,16 kg | 0,006 | 0,004 |

Der Austrag war von Tal zu Tal sehr unterschiedlich. Konzentrationen zwischen 1-10 µg/l von allen Pflanzenschutzmitteln zusammen traten im Schwennecketal nie, in Lamspringe dagegen bei 53% der Proben auf (s. Tab. 2). Nur dort, wo Starkregenereignisse (mehr als 35 mm in 24 Stunden) auftraten, kam es zu erhöhten Austrägen vorwiegend über Oberflächenabfluss.

Häufigkeiten der gemessenen Wirkstoffkonzentrationen

In 77% aller untersuchten Wasserproben lag die Wirkstoffkonzentration im Mittel unter 0,1 µg/l. Der Anteil variierte in Abhängigkeit vom Standort zwischen 42% und 100%, d. h. der Trinkwassergrenzwert konnte im Durchschnitt der Jahre in 4 der 6 Täler in der überwiegenden Zeit des Jahres eingehalten werden (s. Tab. 2).

Tab. 2 Häufigkeit analysierter Konzentrationsbereiche

| Standort | Maßnahmen | Konzentrationsbereiche (µg/l) | | | |
|-----------------------|-----------|-------------------------------|------|------------|-------|
| | | n.n. | <0,1 | 0,1 - 10,0 | >10,0 |
| SA, Saubachtal | u | 71 % | 19 % | 10 % | 0 % |
| SA, Schwennecketal | k | 93 % | 7 % | 0 % | 0 % |
| BW, Flinsbach | u | 35 % | 35 % | 29 % | 1 % |
| BW, Fürfeld | k | 82 % | 12 % | 6 % | 0 % |
| Nds., Lamspringe | u | 25 % | 17 % | 53 % | 5 % |
| Nds., Wöllersheim | k | 45 % | 17 % | 36 % | 2 % |
| Mittel der Standorte* | | 59 % | 18 % | 22 % | 1 % |
| | | 77 % | 23 % | | |

* Gesamtprobenzahl: 929, Zeitraum 01.10.1995 bis 30.04.1999; SA = Sachsen-Anhalt; u = umgestellt; BW = Baden-Württemberg; Nds. = Niedersachsen; k = konventionell

Austragsraten und Austragsmengen

Auch der Austrag von PSM an den verschiedenen Standorten war sehr unterschiedlich. Im Mittel aller Standorte lag die Austragsrate bei 0,016% der applizierten Aufwandmenge (1996/97 bei 0,015% und 1997/98 bei 0,017%). Absolut waren es 0,16 g/ha in 1996/97 und 0,48 g/ha in 1997/98, s. Tab. 3). Der Austrag aus den Tälern variierte zwischen 0,0003% und 0,07%.

Tab. 3 Austrag von Pflanzenschutzmittel im Jahresdurchschnitt

| | % Austrag | | g/ha | |
|-------------------|-----------|---------|-------------------------------|-------------------------------|
| | 1996/97 | 1997/98 | 1996/97 | 1997/98 |
| Niedersachsen | | | | |
| 1. Lamspringe | 0,03 | 0,07 | 0,85 | 1,89 |
| 2. Wöllersheim | 0,02 | 0,003 | 0,08 | 0,75 |
| Baden-Württemberg | | | | |
| 3. Fürfeld | 0,0008 | 0,00007 | 0,014 | 0,0028 |
| 4. Flinsbach | 0,0033 | 0,00034 | | |
| Sachsen-Anhalt | | | | |
| 5. Schwennecketal | 0 | 0,0031 | 0 | 0,000004 |
| 6. Saubachtal | 0 | 0,013 | 0 | 0,000184 |
| Mittelwert | 0,015 | 0,017 | 0,96 : 6 = 0,16 ¹⁾ | 2,89 : 6 = 0,48 ²⁾ |

¹⁾ Entspricht einem Dreißigstel eines Zuckerwürfels; ²⁾ Entspricht einem Zehntel eines Zuckerwürfels (1 Stück Würfelzucker wiegt 3,4 g)

Die Standorte in Niedersachsen sind im Vergleich zu Baden-Württemberg und Sachsen-Anhalt extreme Standorte mit vergleichsweise hohen Konzentrationen einzelner Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln im Gewässer (s. Tab. 4a und 4b). Bedingt wurde diese in Niedersachsen durch häufige Starkregenereignisse, geringen Wasserabfluss, der ausschließlich aus den Flächen kommt, die höhere PSM-Intensität sowie die besonders steilen Hänge und großen Schläge.

Dort haben in zwei Jahren drei besondere Erosionsereignisse stattgefunden:

März 1996: Schneeschmelze und Regen auf gefrorenen Boden

Oktober 1996: 40 mm Niederschlag 24 Stunden nach der Behandlung aller Weizenflächen mit Isoproturon auf feuchtem Boden

Mai 1997: 40 mm Niederschlag in 36 Stunden, davon 20 mm in 30 Minuten.

Tab. 4a Austragsraten häufig eingesetzter Wirkstoffe 1996/97 (% der appl. Wirkstoffmenge)

| | Azoxystrobin | Chloridazon | Ethofumesat | Metamitron | Isoproturon | PSM-gesamt |
|--------------------------|--------------|-------------|-------------|------------|-------------|------------|
| Flinsbach* | --- | --- | --- | --- | 0,004 | 0,004 |
| Fürfeld* | --- | 0,001 | 0,006 | <0,001 | --- | 0,004 |
| Lamspringe | 0 | 0,011 | 0,224 | 0,006 | 0,057 | 0,034 |
| Wöllersheim | --- | 0,007 | 0,023 | 0,006 | 0,017 | 0,027 |
| Mittel der Standorte (%) | 0 | 0,006 | 0,084 | 0,004 | 0,026 | 0,017 |

^{*)} Beprobung nur von April bis Oktober 1997

Tab. 4b Austragsraten häufig eingesetzter Wirkstoffe 1997/98 (% der appl. Wirkstoffmenge)

| | Azoxystrobin | Chloridazon | Ethofumesat | Metamitron | Isoproturon | PSM-gesamt |
|--------------------------|--------------|-------------|-------------|------------|-------------|------------|
| Saubachtal | --- | 0,022 | 0,025 | 0,052 | --- | 0,013 |
| Schwennecketal | 0 | --- | --- | --- | 0,007 | 0,003 |
| Flinsbach | --- | --- | --- | --- | 0,0005 | 0,0005 |
| Fürfeld | --- | --- | --- | --- | 0,0005 | 0,0003 |
| Lamspringe | 0,011 | 0,647 | 0,011 | 0,012 | 0,071 | 0,071 |
| Wöllersheim | 0,0001 | 0,001 | 0,0003 | 0,001 | 0,006 | 0,003 |
| Mittel der Standorte (%) | 0,006 | 0,223 | 0,013 | 0,022 | 0,017 | 0,015 |

Tab. 5a Die Austragsraten aller Wirkstoffe lagen in den ungünstigen Tälern

| | in Lamspringe bei: | in Wöllersheim bei: |
|----------|--------------------|---------------------|
| 1996/97: | 0,034 % | 0,027 % |
| 1997/98: | 0,071 % | 0,003 % |

Tab. 5b Die Jahresfracht aller Wirkstoffe betrug

| | in Lamspringe | in Wöllersheim |
|----------|-----------------|--------------------|
| 1996/97: | 83,8 g | 46,0 g |
| 1997/98: | 189,2 g | 5,03 g |
| | =0,8 - 1,8 g/ha | =0,078 - 0,75 g/ha |

Der Max. Austrag eines Wirkstoffes betrug 1998 0,6% Chloridazon oder 1,2 g/ha.

Vergleich zu anderen Messungen und Modellierungen

Die Max. gemessenen Austräge liegen bei einem häufig ausgetragenen Wirkstoff wie IPU ein bis zwei 10er-Potenzen unter den in Kleinparzellen durch Beregnung ermittelten Werten (s. Tab. 6).

Tab. 6 In verschiedenen Studien ermittelte Austragsraten von IPU

| | | | |
|---|-------------|--------------------|------------------|
| Kleinparzellenstudien | bis 3,30 % | Harris et al. 1995 | |
| | bis 0,55 % | Brown et al. 1995 | |
| Feldstudien in ganzen Tälern über 2 Jahre | bis 0,45 % | Kördel et al. 1997 | |
| | bis 0,07 % | Lamspringe, NS | (0,07 - 0,05) |
| | bis 0,02 % | Wöllersheim, NS | (0,02 - 0,006) |
| | bis 0,004 % | Flinsbach, BW | (0,004 - 0,0005) |
| | bis 0,0 % | Saubachtal, SA | |
| Einzugsgebietsstudie | bis 1,96 % | Kreuger 1998 | |

Zusammenhänge zwischen ausgebrachten Mengen, dem Anwendungstermin, dem Stadium der Kulturen und den physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften (K_{OC} und DT_{50} Abbau im Boden) sind nicht deutlich erkennbar, da sie im Freiland stark den Umweltbedingungen unterliegen. Die Anwendung auf den blanken Boden und die Erosionsgefährdung der Kultur überdecken die Stoffeigenschaften.

Am Beispiel des Austrags von Ethofumesat im Mai 1997 in Wöllersheim wird deutlich, dass durch ein extremes Erosionsereignis fast die ganze Jahresfracht ausgetragen werden kann (Mai 1997: 80% der Ethofumesat-Jahresfracht). Das allein deutet auf Zufallsereignisse hin, die keinen Regeln unterliegen.

Neben dem Vergleich der Ergebnisse des FuE-Vorhabens mit Parzellenstudien werden bei aller Unzulänglichkeit dieses Vergleiches die Ergebnisse der sechs Täler der Modellierung von Bach und Frede für den Ackerbau in Deutschland gegenübergestellt.

Bach et al. (2000) kommen, bezogen auf die Bundesrepublik, zu einem Austrag von 10 t, d. h., bei 11,8 Mio. ha Ackerbau in Deutschland auf 0,85 g/ha, das entspricht dem berechneten Austrag in Lamspringe in 1996/97. Im Durchschnitt aller sechs Täler sind es allerdings nur 0,16 g/ha=18%, im Durchschnitt beider Jahre 37% der Modellierung. Unter der Voraussetzung, dass die sechs Täler annähernd repräsentativ für die Bundesrepublik sind, überschätzen die Modelle den Austrag um zwei Drittel. Das Ergebnis ist für eine Modellierung aber erstaunlich gut.

In welcher Relation stehen die Austräge zu den Einträgen?

Eine Rechnung macht schnell deutlich, dass ein Boden bei einem heute üblichen PSM von 2 kg/ha 99,99% festhalten muss und nur 0,2 g/ha ins Wasser entlassen darf, damit der Trinkwassergrenzwert erreicht wird. In Lamspringe waren es im schlechtesten Jahr nur 99,9% oder 0,48 g/ha, d. h., es ist ein hohes Sicherheitsniveau erreicht, denn schädliche Auswirkungen auf die Natur sind nach dieser Studie auszuschließen.

Auswirkungen auf die Organismen

Die kleinen agrarischen Fließgewässer in Lamspringe und Wöllersheim haben mit 62 Arten eine relativ große Vielfalt. Bachflohkrebse dominieren. Die Wassergüte wurde im Mittel mit II eingestuft.

Direkte Einflüsse der ausgetragenen Pflanzenschutzmittel auf Gewässerorganismen konnten nicht festgestellt werden, obwohl zu vier Terminen die Einträge der genannten Herbizide über den NOEC (Konzentration ohne Effekt auf den Organismus) im Labortest, aber unter den EC_{50} -Werten für Grünalgen lagen. Es ist auch an anderer Stelle nachgewiesen, dass Effekte in der Natur erst bei höherer Konzentration als im Labor auftreten, weil die Wirkstoffe an Schwebstoffe im Gewässer gebunden werden und die fließende Welle nur kurzfristige Belastungen entstehen lässt.

Eintragspfad Abtrift

Die direkten Einträge von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer über die Abtrift beim Spritzen werden überschätzt. Sie lassen sich im Feldbau durch ID-Düsen preiswert und schnell, je nach Düsentyp, um 50 - 75% reduzieren. Diese Erkenntnisse sind bereits im Zulassungsverfahren und in die Praxis umgesetzt.

Eine luftunterstützte Spritze führt dagegen nur bei Behandlung höherer Pflanzenbestände, die Luft auskämmen, zu besseren Ergebnissen als Behandlungen ohne Luft. Der Zusatznutzen zu ID-Düsen beträgt dann 66%, er rechtfertigt die Anschaffung in der breiten Praxis aber nicht. Der hohe Anschaffungspreis und der hohe Energieaufwand für die Lufterzeugung mit bis zu 40 PS pro Gerät sind Nachteile, die eine Anschaffung nur in Großbetrieben oder bei Sonderkulturen mit viel Kraut rechtfertigen.

Erosionsschutz

Der Erosionsschutz muss auf der Fläche durch Anwendung von Mulchsaatenverfahren stattfinden.

Bei Zuckerrüben eignet sich die Einsaat in Phacelia oder Senf oder mit geringerem Effekt der Verbleib von Stroh- und Stoppelresten auf der Oberfläche. Bei Raps und Weizen kann nur das Strohmulchverfahren als wirksamem Schutz zur Anwendung kommen.

Der Erosionsschutz von Rübenblatt bei der Mulchsaat von Weizen nach Rüben ist gering bis mittel, da die Blattrückstände schneller verrotten als Stroh.

Die Mulchsaat zur Reduzierung der Erosion wirkt bei normalen Niederschlägen gut und ist in erosionsgefährdeten Lagen uneingeschränkt empfehlenswert, auch wenn der Einsatz von blattaktiven Herbiziden zur Abtötung der großen Unkräuter vor der Saat etwas erhöht ist. Bei den seltenen Starkregenereignissen ist für Zuckerrüben eine Mulchsaat ohne Saatbettbereitung mit mindestens 70% Bedeckung aus Zwischenfrucht- und Strohrückständen erforderlich, um einen halbwegs wirksamen Erosionsschutz zu erreichen.

Der theoretisch erhöhte Eintrag über die Drainage durch die häufiger vorhandenen Regenwurmgänge bei Mulchsaat ließ sich aufgrund der insgesamt geringen Mengen nicht nachweisen. Der schätzungsweise je nach Stärke des Regenereignisses um 30-80% reduzierte Eintrag von PSM über die Abschwemmung kompensiert diesen Nachteil wahrscheinlich um ein Vielfaches. Weitere Studien dazu laufen.

Ein Vergleich zwischen den gemulchten und gepflügten Tälern lässt sich aufgrund der unterschiedlichen Hangneigung, Fruchtanteile, Bestellungs-, Behandlungstermine und vor allem der nicht vergleichbaren Starkregenereignisse, die alles überdecken, leider nicht ziehen.

Fahrgassen mit Intervallbegrünung reduzieren den Abfluss in den Fahrspuren deutlich.

Die Anlage eines mit Gras besäten Randstreifens von 3 m Breite ergänzend zur Mulchsaat hatte keine zusätzlichen erosionsmindernden Effekte. Bei Starkregenereignissen war er am Standort Lamspringe nicht in der Lage, das punktuelle Übertreten von Wasser und Sediment und damit die Eintragungsspitzen, die bis zu 80% der Frachten ausmachten, zu verhindern. Daher muss der Erosionsschutz auf der Fläche Vorrang haben. Eine Empfehlung zur generellen Anlage solcher Streifen kann angesichts der hohen Kosten durch den Flächenverlust nicht gegeben werden.

Phytopathologische Nachteile der Mulchsaat bei Weizen nach Weizen

Durch den Verbleib großer Mengen organischer Substanz der gleichen Frucht an der Bodenoberfläche kann die Infektionswahrscheinlichkeit mit pilzlichen Schaderregern wie DTR, Septoria und *Fusarium* sp. erhöht werden.

Durch den Verzicht auf den Pflug treten alle Ungräser, vor allem aber Trespen und Quecken, verstärkt auf. Unter ungünstigen Bedingungen führt dies zu einem erhöhten PS-Aufwand. Allerdings dürfte es bei Erosionsgefährdung unter vorrangiger Beachtung des Bodenschutzes sinnvoll sein, den höheren Aufwand im Pflanzenschutz in Kauf zu nehmen, um den Bodenabtrag zu vermeiden bzw. zu reduzieren.

Der Anbau anderer Früchte macht bei Mulchsaaten Probleme

Der Anbau von Raps in Gersten- oder Weizen-Strohmulch ist risikobehaftet, da der Raps bei längerer Trockenheit nicht gleichmäßig genug aufläuft. Der Anbau von W-Gerste in Weizen-Strohmulch führt zu starkem Weizen-Aufwuchs in Gerste, so dass dieses Kulturartengemisch mit bis zu 10% Weizen in der

Gerste zu erhöhten Trocknungskosten führt und nicht vermarktungsfähig ist. Beide Alternativen sind nach ersten Versuchen auf Teilflächen im ersten Jahr nicht weiterverfolgt wurden.

Gesamtbewertung der geprüften Mulchsaaten

Mulchsaaten hemmen im Vergleich zu Pflugsaat die Erosion und damit auch die Abschwemmung von PSM. Sie können jedoch zu zusätzlichen PSM-Einsätzen führen.

Der Versuch einer Bewertung der Mulchsaaten in ihrer erosionsmindernden Wirkung und den sonstigen Vor- und Nachteilen ist der Tabelle 7 zu entnehmen.

Tab. 7 Bewertung der Mulchsaaten

| | Erosions- minderung | zusätzliche Probleme | PS- Bemerkung |
|---|--------------------------------|--|---|
| 1. Zuckerrübensaat in: Senf oder Phacelia ohne Saatbettbereitung bevorzugt auf tonreichen Böden in Senf oder Phacelia mit Bodenbearbeitung ¹⁾ Strohmulch mit Bodenbearbeitung ¹⁾ | ++++ ++ ++ | 1 NAK-Behandlung durch Round-up ersetzt nein nein | mehr Drainageabfluss weniger Fahrspuren Ertragsstabilität erhöhte Kosten erhöhte Kosten geringe Kosten |
| 2. W.Weizensaat in: Strohmulch nach Weizen | +++ | DTR, Trespe, Quecke | geringere Kosten für die Bodenbearbeitung (besonders auf Ton) zusätzliche PS-Kosten |
| 3. W.Gerste in: Weizenstroh | +++ | hoher Weizen- durchwuchs | nicht praktikabel |
| 4. Rapssaat in: Gersten- oder Weizenstroh | +++ | nein | nur bei Regen nach der Saat geht der Raps gleichmäßig auf |

¹⁾ bevorzugt auf schluffigen Lehmböden; +++hoch; ++mittel; +gering

Angesichts der Nachteile, die bestimmte Mulchsaaten mit sich bringen können, ist im Sinne des Integrierten Pflanzenbaus von Fall zu Fall zu entscheiden, ob und unter welchen Bedingungen man mulcht oder besser doch pflügen sollte.

Anforderungen an den Pflanzenschutz unter besonderer Berücksichtigung des Schutzes der Oberflächengewässer aus Sicht der Wasserwirtschaft

Rodeck, O.

Meine sehr verehrten Damen und Herren!

Zunächst darf ich mich bei der BBA und dem Bundeslandwirtschaftsministerium als Veranstalter und der Landwirtschaftskammer Hannover ausdrücklich für die Themenwahl des FuE-Vorhabens und der hier stattfindenden wissenschaftlichen Fachtagung wie auch für die geleistete solide Arbeit und Ergebnisermittlung als Vertreter der Wasserwirtschaft bedanken. Denn dies verdeutlicht, wie ernst alle Beteiligten die bis heute ungelöste Problematik von PSM in Gewässern, insbesondere in Oberflächengewässern, nehmen. Somit ist es nicht mehr nötig, anhand von Beispielen aus der Literatur bzw. Befragungs- und Untersuchungsergebnissen im Auftrag oder durch das UBA, das BML, des DVGW, der ATT, der AWWR, der GELSENWASSER und anderer WVU, des LAWA, des LUA, des IFW, diverser Staatlicher Umweltämter diese Problematik und ihren Stellenwert verdeutlichen zu müssen.

Anzumerken bleibt allerdings die Lückenhaftigkeit der Kenntnisse der Oberflächengewässerbelastung durch PSM. Deren Beseitigung würde komplexe teure Untersuchungsszenarien und Analytik bei knappen Personal- und Finanzmitteln und z. T. mangelndem Interesse bedeuten. So wird man auf Kompromisslösungen auch weiterhin angewiesen sein. Dieses FuE-Vorhaben hat versucht, hier Lücken zu schließen.

Bei einer Trinkwassergewinnung zu 30% in der BRD und zu ca. 60% in NRW aus Oberflächengewässern liegt das Interesse der Wasserwirtschaft an möglichst geringen PSM-Inputmengen in die Fließgewässersysteme und Talsperren auf der Hand. Wenn damit dem gesellschaftlich erwünschten Natur-, Umwelt und Ressourcenschutz zugearbeitet wird, um so besser.

Die Anforderungen an den Pflanzenschutz unter besonderer Berücksichtigung des Schutzes der Oberflächengewässer lassen den unteilbaren Gewässerschutz nicht als *conditio sine qua non*, sondern als etwas Besonderes erscheinen, leider nicht als etwas Selbstverständliches. Dies wird deutlich in der Zielsetzung des Pflanzenschutzgesetzes - Verhinderung von schädlichen Auswirkungen auf das Grundwasser – allenfalls abgeschwächt durch den Passus – erhebliche schädliche Auswirkungen auf den Naturhaushalt. Gleiches gilt für die Grundsätze zur Durchführung der guten landwirtschaftlichen Praxis/des integrierten Pflanzenbaus

Leider wird nur das Grundwasser als Schutzgut aufgeführt, während das Oberflächenwasser, entgegen der Intention der Richtlinie 91/414/EWG und im Widerspruch zum Wasserhaushaltsgesetz keine Berücksichtigung findet.

Um so wertvoller dieses Forschungsvorhaben und diese Veranstaltung!

Die Anforderungen an den Pflanzenschutz unter Berücksichtigung des Schutzes der Gewässer einschließlich der Oberflächengewässer ergeben sich aus vier steuerbaren Einzelkomponenten und ihrem Zusammenspiel:

1. physikochemische Eigenschaften der Wirkstoffe wie Sorptions-Fähigkeit an die organische Substanz, Persistenz und Wasserlöslichkeit
2. Aufwandmenge je Hektar
3. Aufwandmenge im Naturraum oder Gewässersystem/Einzugsgebiet
4. Umgang mit PSM durch die Anwender (Beratung/Ordnungsrecht)

Der Einfluss von Witterung und Bodenzustand ist unbestritten, aber durch Hersteller, Handel, Zulassungsbehörden und Anwender nicht beeinflussbar, ist also für Lösungsansätze nicht brauchbar. Mit schlechten Witterungsbedingungen muss immer gerechnet werden. Somit sind diese durch die Akteure zu berücksichtigen.

Behauptungen wie - die „ungünstige Witterung“ ist schuld an der diesjährigen PSM-Kontamination des Gewässers XY – sind nicht akzeptabel!

Der richtige Umgang mit PSM wird über die gemäß Pflanzenschutzgesetz erstellten im Bundesanzeiger veröffentlichten Grundsätze für die Durchführung der guten landwirtschaftlichen Praxis bzw. des

integrierten Pflanzenschutz als Handlungsrahmen beschrieben. Exakte gesetzlich verbindliche Definitionen gibt es nicht. Ergänzend hierzu gibt es sehr viele richtige, aber auch nicht rechtsverbindliche Umschreibungen der guten fachlichen Praxis (s. Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft, Frede – Dabbert/ Veröffentlichungen der Fachministerien der Länder - Hessen: Anforderungen des Gewässerschutzes an die Landwirtschaft 1996, NRW: Umweltgerechter Umgang mit PSM-Geräten/ Veröffentlichungen der PSM-Hersteller über den IVA oder die FIP, Veröffentlichungen der Wasserwirtschaft, z. B. DVWK: Maßnahmen zum verstärkten Gewässerschutz im Verursacherbereich Landwirtschaft, ATT: Technische Informationen und Erfahrungen und Empfehlungen zur Landwirtschaft im Einzugsgebiet von Talsperren, Veröffentlichungen des Bundesumweltministeriums FA Wasserversorgung – Leitlinie für Sanierungspläne von Trinkwassereinzugsgebieten bei Überschreitung der Trinkwassergrenzwerte durch PSM 12/96, Veröffentlichungen des UBA – Anforderungen des Gewässerschutzes an eine ordnungsgemäße Landwirtschaft 1990, Veröffentlichung des VDLUFA – Kriterien umweltverträglicher Landwirtschaft 9/98, Veröffentlichung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) – Wasserwirtschaftliche Randbedingungen für eine umweltverträgliche Landwirtschaft 1987, der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz – Moderne LW und Umwelt und unzählige Erfahrungsberichte landwirtschaftlicher Fachbehörden und der Kooperationen Land-/Wasserwirtschaft). Die Vielzahl der Veröffentlichungen zeigt, wie ungelöst die PSM-Problematik in Gewässern auch allgemein gesehen wird.

Es wird deutlich, wie engagiert Ursachenforschungen und Handlungsempfehlungen gegeben wurden und werden, die fachlich fast alle objektiv mitgetragen werden können. Ich werde mich jetzt nicht in zeitraubenden Wiederholungen ergehen und mit Ihnen eine endlose lebhaftige Diskussion über einzelne Handlungsempfehlungen und ihren quantitativen und qualitativen Stellenwert führen. Angesichts der Komplexität der Materie und standörtlicher Unterschiede können Empfehlungen allgemeingültiger Art nur schwer exakt definiert, dann rechtsverbindlich gemacht, und deren Einhaltung in der Fläche kontrolliert werden, so wünschenswert aus wasserwirtschaftlicher Sicht uninterpretierbare und einforderbare Grundsätze der guten landwirtschaftlichen Praxis wären. Selbst da, wo die gesetzgeberische Verbindlichkeit größer ist, z. B. bei der Ausbringung von PSM auf Nichtkulturland, ist die nicht genehmigungsfähige illegale Ausbringung auf befestigten versiegelten Flächen die Regel. Für genehmigungsfähige Anwendungen werden im Regelfall keine Anträge gestellt (Ruhreinzugsgebiet: 460 km², davon ca. 1/3 stark urban geprägt mit Tausenden Industrie- und Lagerflächen, Parkplätzen, Garagenzufahrten usw. – ca. 30–80 Anträge p. a.). Wenn diese Anträge gestellt werden, sind sie meist unvollständig (z. B. keine Angaben über die Entwässerungssituation). Meist werden die Genehmigungen doch erteilt, um drohenden Verwaltungsgerichtsverfahren (z. B. wegen des Verhältnismäßigkeitsgebots) oder auch einfach nur Ärger aus dem Weg zu gehen bei begrenzten Finanz- und Personalressourcen. Wenn also die Umsetzung der guten fachlichen Praxis trotz standörtlicher Unterschiede und fortschreitender Entwicklungen konkreter definiert und deren Einhaltung rechtsverbindlich festgelegt würde, wäre die Kontrolle Tausender Landwirte auf Hundertausenden Hektar erst recht nicht leistbar. Dies gilt vor allem dann, wenn die Regeln kurzfristig arbeitswirtschaftlichen und monetären Mehraufwand bedeuten, der nicht auf den Produktpreis umschlagbar ist. (Beispiel: flächendeckende Missachtung der Abstandsregeln der BBA). Auch Handlungsempfehlungen wie z. B. das Mulchsaat-Verfahren oder komplexe Pflanzenschutzstrategien haben Akzeptanzprobleme, wenn sie bei ökonomischer Parität oder sogar Vorteilen erhöhtes Risiko und Management bedeuten bei einem ökonomisch wie arbeitswirtschaftlich schwierigen Umfeld für die Landwirtschaft.

Dennoch ist der bisherige Ansatz richtig, die gute landwirtschaftliche Praxis im Bereich Pflanzenschutz in Grundsätzen zu umschreiben, dezentrale Umsetzungen zu erarbeiten und über die landwirtschaftliche Fachberatung den Landwirten nahe zu bringen. Zur Akzeptanzsteigerung sind ökonomische Vorteile einer verlustarmen oder –freien gezielten problemorientierten PSM-Anwendung aufzuzeigen. Dies wird eine Daueraufgabe sein. Somit ist es aus unserer Sicht falsch, die ausnahmslose Umsetzung der nicht immer eindeutig festgelegten guten landwirtschaftlichen Praxis zur Grundbedingung zu machen, bevor über weitergehende Maßnahmen bei dann immer noch nicht gelösten Problemen nachgedacht wird. Denn so wird die Diskussion über die anderen drei gewässerqualitätsbestimmenden beeinflussbaren Einzelkomponenten als jeweilige Lösungsansätze verhindert! Zur Erinnerung: Dies sind die chemophysikalischen Wirkstoffeigenschaften, die Ausbringungsmenge je Hektar und je Naturraum oder Einzugsgebiet.

Dass auch eine nachgewiesene flächendeckende gute landwirtschaftliche Praxis z. B. durch Ausschalten von Punktquellen und laufende Betreuung und Kontrolle landwirtschaftlicher Betriebe nicht vor Gewässerkontaminationen durch bestimmte PSM schützt, beweisen die Ergebnisse unseres Dammbachprojektes im Stevereinzugsgebiet. Von 1997-1999 wurden in einem Teileinzugsgebiet von 580

ha LN, davon 460 ha Acker bei nachgewiesenermaßen bester landwirtschaftlicher Praxis im Herbst und Frühjahr zwischen 0,02–0,09% IPU mit einem Mittelwert von 0,05% IPU des Gesamteintrags in den Dammbach eingetragen. Dies ähnelt durchaus den Ergebnissen des FuE-Vorhabens (Zusammenfassung S.183). Die IPU Konzentrationen lagen nach der Applikationszeit bei bis zu 3000ng/l.

Fazit: Die gute landwirtschaftliche Praxis ist weiterhin zu propagieren. Dies wird eine Daueraufgabe aller Beteiligten bleiben wie das Bemühen um z. B. die Einhaltung von Geschwindigkeitsbegrenzungen auf den Straßen. Hier wird schon vieles getan z. B. Pamira vom IVA, Finanzierung der und Mitarbeit in den Kooperationen durch die WVU. Eine staatliche Kontrolle ist schwierig, wenn nicht gar unmöglich in der Fläche. Wenn sie allerdings stattfindet, muss auch durchgegriffen werden mit Sanktionen, um nicht die Glaubwürdigkeit zu verlieren.

Da Probleme mit bestimmten, eigentlich nur wenigen Wirkstoffgruppen allein mit guter landwirtschaftlicher Praxis nicht lösbar sind, muss der Schlüssel zur Lösung bei den anderen drei gewässerqualitätsbestimmenden beeinflussbaren Einzelkomponenten liegen!

So ist die Neuentwicklung von PSM mit besseren chemophysikalischen Stoffeigenschaften und / oder geringen Aufwandmengen je Hektar zu forcieren. Ungünstige physikochemische Stoffeigenschaften wie hohe Wasserlöslichkeit, geringe bis mittlere Persistenz und schlechte Sorption sind zu vermeiden. Derartige Wirkstoffe mit niedrigen K_{oc} -Werte <300 und hohen DT 50 Werten können nur im geringen Umfang eingesetzt werden. K_{oc} -Werte >300 mit Aufwandmengen von weniger als 300 g/ha a. i. oder Aufwandmengen <100 g/ha a. i. und DT-50 Wert <20 Tage lassen eine problemlose Koexistenz von chemischen Pflanzenschutz und ausreichendem Gewässerschutz zu (Dr. Frahm – Langfristige Herbizidstrategien in wassersensiblen Gebieten 98). Die Stoffeigenschaften können sich in ihren positiven und negativen Eigenschaften gegeneinander aufheben. So ist im positiven Sinn Pendimethalin (Stomp) wenig auffällig bei einem extrem hohen K_{oc} -Wert von 17000, gepaart mit einer relativ hohen Aufwandmenge von 1000 g/ha a. i. und einer hohen Wasserlöslichkeit von $\log POW$ 5,18. Die Sulfonylharnstoffe sind ein weiteres Beispiel für einen wasserwirtschaftlich günstigeren Stoffeigenschaften-Mix einschließlich niedrigster Aufwandmengen im Gramm-Bereich je ha.

Die alleinige Optimierung der Stoffeigenschaften und Minimierung der Aufwandmenge je ha würde aber kurz- und mittelfristig zu einer massiven Einschränkung des verfügbaren Mittelspektrums führen mit Erhöhungen des Resistenzpotentials. Ebenso kann es in Abhängigkeit zur Aufwandmenge je ha zu umwelt- und gewässer-unverträglichen Inputmengen in Einzugsgebieten kommen. Somit ist neben der fortzusetzenden Beratung der Landwirte zur guten landwirtschaftlichen Praxis, der Optimierung der Stoffeigenschaften und der Herabsetzung der Wirkstoffmenge je ha die Herabsetzung der Einzelwirkstoffmenge im Einzugsgebiet die letzte Hauptforderung.

Das Stoffsplitting bzw. Stoffmanagement ist schon aus Gründen der Resistenzvorbeugung wichtige Aufgabe der Pflanzenschutzberatung. Damit ließen sich eigentlich problematische Stoffe in gewässerneutralen oder –verträglichen Mengen einsetzen und die Stoffauswahl umfangreich halten. Zugegebenermaßen gibt es dann weniger einfache aber leider oft beliebte Patentlösungen, sondern anspruchsvolle, angepasste Speziallösungen, die höhere Managementanforderungen mit sich bringen. Dem stehen vielfach die Bequemlichkeit der Landwirte, die Marktmechanismen, die PSM-Preisgestaltung und enge Fruchtfolgen entgegen.

Der Landwirt neigt dazu, unter strenger Beachtung des Wunsches nach einfachem Management und eines günstigen Preis-/Leistungsverhältnisses z. T. sogar sehr kurzfristig gesehen (Betrachtung nur des Einkaufspreises, nicht der Gesamtwirtschaftlichkeit) so stark zu selektieren, dass in z. B. getreidestarken Fruchtfolgen nur ein bis zwei Stoffe das Rennen machen. Da die Nachbarn im Regelfall das gleiche Anbaumanagement fahren und gleiche oder ähnliche Boden- und Witterungsverhältnisse haben, alle ein ähnliches Unkrautpektrum vorfinden und auch den gleichen agrarpolitischen Rahmenbedingungen ausgesetzt sind, verläuft die Selektion im ganzen Naturraum- oder Fließgewässersystem einheitlich. Wenn dadurch wenige Einzelwirkstoffe sich mit hohen Inputmengen je ha hervortun und dann noch problematische Stoffeigenschaften aufweisen, sind Gewässerkontaminationen insbesondere mit Herbizidwirkstoffen vorprogrammiert und so sicher wie das Amen in der Kirche! Dies ist heute so und wird in 20 Jahren auch so sein, selbst wenn nachweisbar flächendeckende gute landwirtschaftliche Praxis ausgeübt wird.

Wenn dieses Fach-Kolloquium den Sinn haben soll, in 20 Jahren keinen Sinn mehr haben zu müssen, müssen wir neben den aufgeführten Möglichkeiten der Beratung und Wirkstoffentwicklung den Input bestimmter Wirkstoffe in unbedenkliche Größenordnungen überführen über einen langfristigen Automatismus, der weder der Landwirtschaft, noch den PSM-Herstellern, der Wasserwirtschaft und der Umwelt zuviel abverlangt.

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie mit dem System der Fließgewässerbewirtschaftung wird dieser Input/Output – Betrachtung ohnehin Vorschub leisten. Wenn dann bestimmte PSM auffällig bleiben, kann die EU-Kommission ihre Vorschlagsliste prioritärer Stoffe nach Artikel 16 mit dem Ziel der Eliminierung bestimmter in Gewässern unerwünschter Stoffe um diese PSM erweitern. Dies kann nicht im Interesse der PSM-Hersteller und vor dem Hintergrund der Wirkstoffeinseitigkeit, auch nicht der Landwirte, sein. Um so wichtiger ist deren Mitarbeit an nachhaltigen Lösungen zur Vermeidung von Verboten.

Der Lösungsansatz zur aufgezeigten Problematik und ihren Hintergründen kann heißen, die Marktmechanismen als entscheidende Größe zur Bestimmung der PSM- Input-Mengen in das Zulassungsverfahren zu integrieren! Nun lassen sich Marktentwicklungen kaum prognostizieren. Inputmengen und ihre Auswirkungen auf individuelle Gewässersysteme und Einzugsgebiete lassen sich ebenfalls versuchstechnisch mit vertretbarem Aufwand nicht simulieren bzw. hinreichend genau hochrechnen. Also bietet es sich an, bei Beibehaltung des derzeitigen Zulassungsverfahrens die Zulassungsdauer zu verkürzen, z. B. auf 3 oder 5 Jahre. Während dieser Zeit etabliert sich das neu zugelassene Produkt und positioniert sich am Markt. Die Ergebnisse dieser Entwicklung auf die Gewässer werden über Nachzulassungs-Monitorings in z. B. 10 gemeinsam festgelegten repräsentativen Kalibriergebieten (Gewässersysteme, Einzugsgebiete mit landwirtschaftlicher Prägung) festgestellt. Sie dienen der Beurteilung, inwieweit die Zulassung unter welchen Bedingungen verlängert werden kann oder verweigert werden muss. Die Ergänzung des Zulassungsverfahrens um das Nachzulassungs-Monitoring muss Eingang in die europäische Pestizidrichtlinie 91/414 EU finden.

Bei Entwicklungskosten von ca. 200–300 Mio. DM je marktreifen Wirkstoff und einer Entwicklungsdauer von durchschnittlich 7-10 Jahren sind derartige Veränderungen bis hin zum indirekten Übertrag des TW-Grenzwertes für Oberflächenwasser im Konsens der Beteiligten nicht zu haben! So macht es Sinn, dass die Landwirtschaft, Wasserwirtschaft ggf. Umweltverbände und die PSM - Herstellerindustrie miteinander Gespräche aufnehmen mit dem Ziel, einen Konsens zu erreichen hinsichtlich der verbindlichen Etablierung eines Nachzulassungs-Monitorings als Bestandteil des Zulassungsverfahrens, sofern ein ausreichender Übergangszeitraum zur Verfügung steht. Dieser Übergangszeitraum soll ökonomische Härten für die PSM Hersteller vermeiden, diesen auch Planungs- und Kalkulationssicherheit geben und der Innovationsumsetzung dienen. Wenn z. B. nach ca. 15–20 Jahren bzw. zwei PSM-Entwicklungsgenerationen das modifizierte Zulassungsverfahren allgemeine Praxis wäre, würde das PSM-Problem in Oberflächen- und Grundwässern nachhaltig gelöst abgesehen von Unfällen.

Der Zeitraum würde genutzt zur Entwicklung unproblematischer Wirkstoffe, flankiert durch eine aktive Mengensteuerung problematischer Wirkstoffe durch Hersteller und Handel und durch die Fortführung der Landwirte-Beratung zur guten landwirtschaftlichen Praxis und zum ökonomisch optimierten Pflanzenschutz.

Wie gut eine aktive Mengensteuerung problematischer Wirkstoffe funktionieren kann, hat die dezentrale Kooperation Landwirtschaft/Wasserwirtschaft im Zusammenwirken mit Herstellerfirmen im Stevereinzugsgebiet im Münsterland bewiesen. So wurde IPU in zwei Teileinzugsgebieten zu 80% substituiert. Sämtliche Alternativen wurden nicht dedektiert, obgleich auch diese Stoffe in gleicher Weise punktuell ausgetragen werden können. Dies heißt, dass die Optimierung von Mengen und Eigenschaften sowohl diffuse wie auch punktuelle Einträge bedeutungslos werden lässt. Gleiches gilt für Bentazon, welches seit zwei Jahren im Maisanbau substituiert wird im Rahmen eines Gemeinschaftsprojektes mit der BASF. Sofort nach der Zulassung von Bentazon über das Präparat Artett im Mais eroberte dieses große Marktanteile mit dem Ergebnis der drohenden Schließung unseres Wasserwerkes bzw. drohender Notwendigkeit befristeter genehmigter Überschreitung des TW-Grenzwertes bei Vorlage eines Sanierungskonzeptes. Damals musste unsere A-Kohle-Anlage an ihre technische Leistungsgrenze gefahren werden, um mit den Konzentrationen des polaren Bentazons fertig zu werden. Über die Zusammenarbeit der Kooperation mit der BASF, die sich ausdrückte über den kombinierten Ansatz Beratung und Mengensteuerung, wurde das Problem binnen Jahresfrist entschärft.

Da gemessen an der Vielzahl zugelassener Wirkstoffe nur ein geringer Anteil auffällig ist (Harnstoffderivate, Triazine, Wachststoffe – gleiche Erkenntnis des FuE-Vorhabens S. 182/Sonderfall - Rübenherbizide), kann

die Zielwertsetzung des TW-Grenzwertes auf Oberflächen- und Grundwasser im Zusammenhang mit einer langen Zeitachse eigentlich kein Problem sein, sofern man an die Innovationskraft der chemischen Industrie glaubt. Letztlich ist das Nachzulassungs-Monitoring ein auf Nachhaltigkeit angelegtes systemimmanentes Sanierungskonzept, weil durch die Wirkstoffentwicklung (Stichwort: Eigenschaften) und die aktive Mengensteuerung die Umweltrelevanz des chemischen Pflanzenschutzes minimiert wird ohne inakzeptable Kostensprünge.

Die Vorteile sind wie folgt:

- Durch die Dreifachstrategie mit den drei Ansätzen Handling, Eigenschaftsentwicklung und Mengensteuerung wird die Problemlösung abgerundet angestrebt als zwingende Voraussetzung für den Erfolg überhaupt.
- Diffuse Einträgen (Abschwemmung, Interflow) wie punktuellen Einträgen kann wirkungsvoll begegnet werden.
- Der chemische Pflanzenschutz im Zusammenhang mit der Gewässergüte wird an Stellenwert verlieren. Damit entfällt der ständige Rechtfertigungsgrund der Landwirte gegenüber öffentlichen Vorwürfen und Forderungen. Ein Imagegewinn für Landwirtschaft und chemische Industrie ist wahrscheinlich.
- Die Anforderungen aus Sicht des Gewässerschutzes können einen Mindestschutz auch aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes liefern, der realistisch zu erreichen ist, wenn auch erst nach einer Übergangszeit.
- Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie wird für die Land- und Wasserwirtschaft kein Problem durch die Kontaminationsminimierung darstellen. Es stellt sich allerdings die Frage, ob dieser langfristig angelegte Lösungsvorschlag nicht schon zu spät kommt.
- Dem Vorsorge-, Verursacher- und Nachhaltigkeitsprinzip wird Rechnung getragen.

Dennoch ist die Wasserwirtschaft bereit, sich in Umkehrung des Verursacherprinzips, finanziell wie fachlich wie bisher zu engagieren im Bereich der landwirtschaftlichen Beratung und Gewässergüteüberwachung, wenn über den ganzheitlichen Lösungsansatz die PSM-Problematik endgültig und dennoch realistisch wenn auch nicht sofort beseitigt werden kann. Störend sind hier Wasserentnahmeentgelte, oft zweckentfremdet und nur für den quantitativen Gewässerschutz und nicht für den in Deutschland wichtigeren qualitativen Gewässerschutz eingesetzt.

Einer Wirkstoffausdünnung am Markt mit negativen Folgen für die Landwirtschaft (Resistenzen, Preis), Wasserwirtschaft (überhöhte Inputmengen einzelner Wirkstoffe) und Agrarchemie (Risikostreuung durch Produktvielfalt) kann wirksam begegnet werden. Echtes variantenreiches Wirkstoffsplitting und – Management ist dauerhaft möglich.

Die Gewässer, insbesondere Oberflächengewässer als unbelastete Ressource und Grundlage der Trinkwassergewinnung ohne künstliche Aufbereitung als Umweltreparatur gewinnen wie in Folge das Trinkwasser an Image.

Die z.Zt. bestehenden Wettbewerbs-Ungleichheiten der europäischen Agrarwirtschaften in bezug auf den Pflanzenschutz wegen differenter Zulassungs-Situationen können beseitigt werden.

- Über die angedachte Zeitachse von 15-20 Jahren kann ohne ökonomische Härten für die Beteiligten der unteilbare Gewässerschutz praktiziert werden. Es gibt keine Schmutz- und Schutzzonen.
- Rohwasseraufbereitungskosten können langfristig minimiert, ggf. sogar ganz verhindert werden.
- Ordnungsrechtliche Änderungen können minimiert werden zudem die Grenzen des Ordnungsrechtes z. T. erreicht sind.

Die aufgezeigte Modifizierung des Zulassungsverfahrens hilft, die alte Forderung der deutschen Wasserwirtschaft an die EU-Kommission zu erfüllen, die Grundsätze zur Konkretisierung der Zulassungskriterien für Pestizide – Anhang VI der EG Pestizidzulassungsrichtlinie auf den geltenden Grenzwert für Pestizide im Trinkwasser aus zu richten. Denn die Erfahrung bzw. Versuchsergebnisse zeigen, dass die Einhaltung des Grenzwertes für PSM nach der Richtlinie 80/778/EWG nur möglich ist, wenn die Voraussetzungen für die Zulassung von PSM berücksichtigen, dass auch bei sorgfältigster Anwendung PSM in Grund- und Oberflächengewässer gelangen und dort praktisch nicht abgebaut werden.

Meine Ausführungen unterstützen die alte BGW-Forderung, dass der Schutz der Oberflächengewässer hinsichtlich seiner gesetzlichen Verankerung (Richtlinie 91/414/EWG inkl. Anhang VI, Pflanzenschutzgesetz, Pflanzenschutz-Anwendungs-VO) nicht dem des Grund- und Trinkwassers nachstehen darf, wie es bis heute der Fall ist. Die vorgenannten Überlegungen stehen im Einklang mit den Zielen des Wasserhaushaltsgesetzes, welches den Schutz des Gewässer als Ganzes vor nachteiligen Veränderungen ihrer Eigenschaften vorsieht.

So geht es neben der Daueraufgabe der Anleitung zur guten fachlichen Praxis um die Änderungen der gesetzlichen Rahmenbedingungen, ohne die es keine durchgreifende flächendeckende Lösung des Problems PSM/ Gewässer/Umwelt

gibt. Wenn über lange Übergangszeiträume mit Risiken für die Wasserwirtschaft ökonomische Härten für die PSM-Hersteller und Landwirte vermieden werden können, sollte ein gemeinsames Hinwirken auf die notwendigen Änderungen möglich sein. Hier sind die Verbände und Fachministerien gefragt, die Thematik intensiv zu diskutieren und eine europäische Lösung anzustreben. Vielleicht lässt sich über die Zustimmung zum Nachzulassungs-Monitoring seitens der Landwirtschaft und chemischen Industrie und der entsprechenden gesetzlichen Verankerung auf EU-Ebene die Liste prioritärer Stoffe in bezug auf PSM beeinflussen.

Mit dem Wunsch zur Beendigung der Grabenkämpfe, die den Stillstand provozieren (Der LW geht mit guten Wirkstoffen falsch um = Punktquelle als Haupteintragspfad – Beratung als einziger Lösungsansatz – Neuauflage der Grenzwertdiskussion – Schmutz-/Schutzzone), dem Appell zum gemeinsamen Willen zur Nachhaltigkeit und dem Glauben an die grundsätzliche Problemlösung, wenn auch langfristig, möchte ich meinen Vortrag beenden und mich für die Aufmerksamkeit bedanken.

Anforderungen an den Pflanzenschutz unter besonderer Berücksichtigung des Schutzes der Oberflächengewässer aus Sicht der Pflanzenschutzmittelindustrie

Dechet, F.

Bei der Entwicklung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in der Industrie stellt der Schutz der Oberflächengewässer einen wichtigen Aspekt dar. Die Zulassungspraxis, die Beratung und die Anwendung durch den Landwirt selbst bieten weitere, vielfältige Möglichkeiten zum Schutz der Gewässer.

Der Landwirt kann die Abdrift reduzieren, indem er Düsen einsetzt, die grobe Tropfen erzeugen; in Feldkulturen kann er am Rand zusätzlich mit vermindertem Druck fahren; in Raumkulturen kann er Randreihen, die an einem Gewässer liegen, unbehandelt lassen.

Dem Eintrag durch Oberflächenabschwemmung ist entgegenzuwirken, indem Randstreifen angelegt werden. Diese bedürfen allerdings auch einer gewissen Pflege. Es sollte überlegt werden, ob dieses Anlegen von „Schutzbiotopen“ nicht auch als ausgleichsfähige Stilllegung betrachtet werden kann oder vielleicht muss.

Punkteinträge über Hofabläufe kann der Landwirt verhindern, indem er die Feldspritze auf dem Feld befüllt und reinigt. Die vergangenen Jahre haben allerdings gezeigt, dass hier die landwirtschaftliche Beratung hohe Leistung erbringen muss, um die Landwirte anhaltend zu motivieren.

Die Beratung ist ebenso gefordert, den Landwirt bei der Umsetzung des Differenzierungskonzeptes zu unterstützen. Das Konzept sieht bisher vor, dass Abstände zu Gewässern dort verringert werden können, wo abdriftreduzierende Technik eingesetzt wird und z. B. Hecken den Eintrag über Abdrift verhindern. Es wird auch berücksichtigt, dass es in breiten, fließenden Gewässern zu einer Verdünnung des möglicherweise entstehenden Eintrags kommt, die ein Risiko für aquatische Organismen verhindert. Die Pflanzenschutzmittel-Industrie betrachtet dies als einen Schritt in die richtige Richtung.

Bei der Setzung von ökologischen Qualitätszielen für Oberflächengewässer sollte berücksichtigt werden, dass Datenqualität und -umfang, so wie sie für Pflanzenschutzmittel existieren, eine profunde Risikoabschätzung ermöglichen und dass der Eintrag ein kurzzeitiges Ereignis ist, nach dem eine Wiedererholung stattfinden kann. Bei der Beantwortung der Frage, welche Effekte unverträglich sind, sollte berücksichtigt werden, dass die Prüfebene zwar die Population, aber das Schutzziel laut Pflanzenschutzgesetz und EWG-Richtlinie 91/414 die Art ist. Bei der Effektbetrachtung sollte neben der Berücksichtigung der Wiederbesiedelbarkeit und der Wiedererholung auch eine Wertung der Biotope vorgenommen werden.

Anforderungen an den Pflanzenschutz unter besonderer Berücksichtigung des Schutzes der Oberflächengewässer aus Sicht der Umweltschutzorganisationen (NABU)

Weins, C.

Belastungssituation

- PSM werden im Grundwasser, den Oberflächengewässern, wie den Sedimenten von Fließgewässern nachgewiesen. Hierzu gibt es zahlreiche Untersuchungen (z. B. Hessen Frühjahr 1999, 24 Einzelwirkstoffe, Spitzenbelastungen/Summe der Wirkstoffe bei 40 Mikrogramm/l in Kläranlagen, in der Mehrheit der Anlagen lag der Wert über 3 Mikrogramm; Zielwert für Fließgewässer 0,1 Mikrogramm/l nach BLAK QZ).
- PSM haben selbst in geringer Konzentration z. T. erhebliche Auswirkungen auf die Ökosysteme (Untersuchungen der Uni Braunschweig in den Jahren 1992–1995 zeigen dies bei einer kalkulierten Abdrift bzw. Run off von nur max. etwa 0,1% der applizierten Menge: Konzentration im Wasser zeitweise 6 µg Parathion-Ethyl/l, Konzentrationen im Sediment lagen zeitweise bei 302 µg Fenvalerate/l. 8 von 11 vorhandenen Makroinvertebraten verschwanden vollständig, die übrigen sanken in ihrem Bestand deutlich. Wiederbesiedelung erfolgte selbst innerhalb von 6 Monaten nur durch 4 Arten, die durch Insektizide verschwunden waren. Selbst nach einem Jahr war keine vollständige Erholung bei 2 untersuchten Arten erkennbar. Andere Untersuchungen belegen die hormonelle Wirkungen von PSM-Wirkstoffen, so dass das Verhältnis von Männchen zu Weibchen bestimmter Tiergruppen verändert wird).
- Grundbelastung führt zu einer bei Untersuchungen verfälschten Artenzusammensetzung und Häufigkeit der Arten

Ursachen für die Belastung

- Defekte Spritzen/Tropfverluste auf befestigten Flächen.
- Reinigung auf der Hoffläche (Untersuchungen in Hessen 1993–1995).
- Nichtbeachtung der Gewässerabstandauflagen.
- Anwendung verbotener Mittel wie z. B. Atrazin (seit 10 Jahren verboten!!!!).
- Run off bei starken Regenereignissen bzw. ungünstiger Lage der Felder (BBA-Untersuchung: bis zu 80% der Gesamtfrachten durch ein einmaliges Starkregenereignis).
- Abdrift (z. B. durch Spritzen bei Wind, alter Technik und falschem Betriebsdruck, zu hoher Fahrtgeschwindigkeit).
- Im Ergebnis: Nichtbeachtung wichtiger Grundsätze der g. f. P. und der Anforderungen an den IP: Keine standortspezifische Anwendung von PSM (z. B. kommt Nieberg 1994 zu dem Ergebnis, dass nur knapp 50% der Haupterwerbsbetriebe und nur 14% der Nebenerwerbsbetriebe schlagspezifische PSM-Maßnahmen ergreifen bzw. Schadschwellenkonzept anwenden).

Forderungen: Verbesserung der Datenerhebung und des Instrumentenmix.

Datenerhebung, Indikatoren und Zielsetzung

- Verbesserte Datenerhebung, um auch Zeitreihen und gesicherte Trendaussagen erstellen zu können (Untersuchungen widersprechen sich in zentralen Aussagen).
- Länder müssen ihre Erkenntnisse über die Gewässerbelastung an den Bund weitergeben.
- Derzeitiges Ziel des Gewässerschutzes richtig (WHG, BnatSchG, EU-WRRL): PSM haben in Gewässern nichts verloren.
- Konkrete Indikatoren für die Belastung notwendig (PSM-Mengen ergeben kein vollständiges Bild).

Konsequenzen für die Zulassung

- Stärkere Einbeziehung von Feldversuchen.

- Möglichkeit zur Aussetzung der Zulassung bei entsprechenden Hinweisen auf ständige Gewässerbelastung (z. B. Isoproturon auch wg. WRR der EU).
- Berücksichtigung hormoneller Wirkungen und Wirkungen auf Gewässerlebewesen bei punktueller und temporär erhöhter Belastung.
- Berücksichtigung der komplexen Wirkungen auf Nahrungskette.
- flexible Abstandregelungen in der Praxis kaum umsetzbar.
- IP nicht wg. Wirkstoffmangel in Gefahr (s. Positionspapier der BBA): 1998 waren deutlich mehr Wirkstoffe und Präparate auf dem Markt als z. B. 1993.

Beratung

- Wichtiger Baustein, aber sie muss ausgebaut werden (z. B. Hessen: 1996 80-90% weniger Einträge als in den beiden Vorjahren, vor allem durch offensive Beratung durch Ämter und Verbände im Hinblick auf die Hof-Abläufe. Probleme tauchen rasch wieder auf, wenn die Beratung nachlässt wie Ergebnisse in Hessen 1999 zeigen).
- Beratung im Hinblick auf Agrarumweltmaßnahmen, insbesondere Ökolandbau.
- Pflanzen-bauliche Beratung: integrierte Ansätze (z. B. Mulchsaat-Verfahren, hangparalleler Bearbeitung).
- Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Wasserwerken.

Weiterentwicklung der g. f. P.

- Schlagspezifische Dokumentation des PSM-Einsatzes.
- Abstände zu Gewässern und anderen sensiblen Bereichen 10 m.
- Mindestabstand zu Wegen 1 m).
- Begrenzung der Fahrgeschwindigkeit und der Ausbringung bei Wind und hoher Verdunstung der Mittel
- Anwendung nach dem Stand der Technik (hierzu gehören der regelmäßige Check der Spritzen (TÜV), abtrifffarme Düsen, Zusatztanks für Spritzgeräte etc.).
- Durchführung des Pflanzenschutzes nach den noch zu konkretisierenden Grundsätzen des IP.
- Verzicht auf ackerbauliche Nutzung extrem Erosion gefährdeter Standorte.
- Dauergrünlanderhalt an Standorten mit hohem Grundwasserstand und Hochwassergefährdung.
- Klarstellung, inwieweit die im Bundesanzeiger veröffentlichten Grundsätze der g. f. P. verpflichtend für die Landwirtschaft sind.
- Unabhängige Kontrolle: Berater kann nicht auch Kontrolleur sein.

Ökonom. Anreize für den Verzicht auf PSM

- Einbeziehung der Umweltfolgekosten durch PSM-Abgabe ist ein zentrales Gebot der Verursacherhaftung; Möglichkeit: Klassifizierung der Mittel nach Giftigkeit mit entsprechender Abgabe.
- Verstärkte Förderung von umweltverträglichen Anbauverfahren im Rahmen der VO 1257/99 zur Förderung der Entwicklung ländlicher Räume: Länderebene und GAK (insbesondere ökologischen Landbau, aber auch Einbeziehung von Gewässerrandstreifen, Neuanlage von Strukturelementen).
- Verbesserung der regionalen Verarbeitung und Vermarktung von Produkten aus ökologischem oder extensivem Anbau.

Neuausrichtung der agrarpol. Rahmenbedingungen

- Verbindliche Verknüpfung von Direktzahlungen (Flächenprämien etc.) an die Einhaltung von ökologischen Mindest-Standards.
- Umschichtung der Mittel für Marktordnungen in Richtung ländlicher Entwicklung, insbesondere Honorierung ökologischer Leistungen.

Anforderungen an den Pflanzenschutz unter besonderer Berücksichtigung des Schutzes der Oberflächengewässer aus Sicht der Landwirtschaft

Pingen, S.

Sichere und qualitativ hochwertige Ernten ist ohne Pflanzenschutz nicht möglich. Trotz des Einsatzes von PSM sind jedoch Verluste durch Unkräuter, tierische Schaderreger und Krankheiten in Höhe von ca. 20% zu beklagen. Durch einen gänzlichen Verzicht auf Pflanzenschutz würden die Erträge um bis zu 75% zurückgehen.

Voraussetzung der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ist die amtliche Zulassung. Die Mittel müssen hinreichend wirksam sein und die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln darf nach dem Pflanzenschutzgesetz weder den Naturhaushalt, noch die Gesundheit von Mensch und Tier gefährden. Durch den verantwortungsbewussten und sachkundigen Umgang der Landwirte mit den Pflanzenschutzmitteln nach der guten fachlichen Praxis im Pflanzenschutz wird dies sichergestellt.

Der chemische Pflanzenschutz hat sich in Kombination mit praktikablen pflanzenbaulichen, biologischen und anderen nicht chemischen Maßnahmen zur Prophylaxe und Schadensabwehr, unter Nutzung natürlicher Regelmechanismen zu einem wesentlichen Bestandteil der landwirtschaftlichen Produktion entwickelt. Mit dieser Strategie des integrierten Pflanzenschutzes gelingt es, die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf das notwendige Maß zu begrenzen, womit auch die Gefahr von Einträgen von Pflanzenschutzmitteln in die Umwelt auf ein Minimum reduziert wird.

Dabei muss aber berücksichtigt werden, dass der Ackerbau grundsätzlich - in welcher Form er auch immer betrieben wird - einen Eingriff in den Naturhaushalt - wie übrigens jede wirtschaftliche Tätigkeit oder Handeln des Menschen - darstellt, in dessen Folge es zu Stoffein- und -austrägen kommen kann. Der Landwirt ist jedoch bestrebt, diese Stoffverluste weitestgehend zu minimieren. Punktuelle Verluste, aber auch diffuse Verluste von Pflanzenschutzmitteln in die Umwelt durch Abdrift oder Abschwemmung stellen nicht zuletzt ökonomische Verluste für den Landwirt dar, die zu verhindern sind.

Es darf auch nicht vergessen werden, dass durch neue Erkenntnisse der Wissenschaft und neue Techniken in den vergangenen Jahren bereits große Fortschritte im Gewässerschutz erzielt wurden. Bedeutend hierbei sind auch die umfangreichen Bemühungen in der Landwirtschaft und das Verantwortungsbewusstsein der Landwirte. Der Wasserwirtschaftsbericht von 1998, vorgelegt von den Ministern Funke und Trittin bestätigt diese Tendenz. Danach treten Pflanzenschutzmittelfunde in Gewässern nur noch punktuell auf.

Um nur ein Beispiel für die wissenschaftlichen Fortschritte zu nennen. Bis vor wenigen Jahren wurden als Hauptursachen der Gewässerbelastung mit Pflanzenschutzmitteln Oberflächenabfluss, Drain-Austräge, Abdrift und atmosphärische Deposition angesehen. 1997 wurde demgegenüber herausgefunden, dass als maßgebliche Quelle der Belastung von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln Hofabläufe aus landwirtschaftlichen Betrieben verantwortlich sind. In Unwissenheit des Haupteintragspfads "Hofabläufe" wurde allzu oft mit Versäumnissen der Landwirte argumentiert. Die vom Umweltbundesamt 1997 veröffentlichte Studie verdeutlicht, dass Hofabläufe nahezu 90% der Gewässerbelastungen mit Pflanzenschutzmitteln verursachen. Darüber hinaus konnte nachgewiesen werden, dass diese Hofabläufe durch Aufklärung und Beratung der Landwirte um 80% innerhalb eines Jahres reduziert werden konnten.

Festzuhalten ist daher, dass die Hauptgefahr des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer in "Unfällen" bei der Reinigung der Pflanzenschutzspritzen auf dem Hof zu finden war. Wie die Studie des UBA bestätigt, sind Abdrift und Abschwemmung von untergeordneter Bedeutung. Damit sollen die Eintragspfade Abdrift und Abschwemmung nicht verharmlost werden, sondern vielmehr deren Belastungspotentiale in Relation zur Gesamtgefährdung betrachtet werden.

Es erscheint daher sinnvoll, sich zunächst auf die Hauptursache möglicher Belastungen der Oberflächengewässer zu konzentrieren. Hierfür sind neben der Ergebnis orientierten Beratung und Aufklärung der Landwirte auch die Förderung der Anschaffung oder der Nachrüstung von Spritzgeräten für die Außen- und Innenreinigung erfolgversprechend. Die Umsetzung kann auch im Rahmen der bereits weit verbreiteten und erfolgreichen Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft erfolgen.

Als Beispiel für neue technische Entwicklungen im Pflanzenschutz sind die Injektordüsen zu nennen. Durch den Einsatz von luftunterstützten Düsen konnte die Gefahr der Abdrift in einem entscheidenden Maße

reduziert werden. Die Notwendigkeit der Reduzierung der Abstände zu Gewässern, die sich aus dieser technischen Neuerung ergibt, soll im Folgenden beschrieben werden.

Im Rahmen des Zulassungsverfahrens von Pflanzenschutzmitteln werden zum Schutz der Oberflächengewässer vor Abdrift und Abschwemmung Auflagen erteilt. Diese basieren auf einem Risikoausschlussprinzip, welches aus Sicht der Landwirtschaft durch Addition unzähliger Worst case Bedingungen viel zu hoch angesetzt ist. Ergebnis der Prüfung war bisher die fixierte Abstandsaufgabe, die aufgrund eines festgelegten Standardszenarios ermittelt wurde. Diese Abstandsaufgabe ist für die Landwirtschaft jedoch von sehr entscheidender Bedeutung, da sie für den Landwirt erhebliche wirtschaftliche Einbußen verursachen.

Begrüßenswert ist daher, dass von der BBA und dem UBA die Anwendungsbestimmungen für Pflanzenschutzmittel zum Schutz von Gewässerorganismen überarbeitet und flexibilisiert wurden. Bei neu zugelassenen und wiederzugelassenen Pflanzenschutzmitteln können in Abhängigkeit von der eingesetzten Technik sowie den jeweiligen Standortbedingungen wie dem Gewässertyp und der Randvegetation nach jeweils angepassten Kategorien geringere Abstandswerte zu Gewässern festgelegt werden. Für verschiedene Pflanzenschutzmittel wird so die Anwendung zumindest in gewässerfernen Gebieten erleichtert oder überhaupt erst wieder ermöglicht. Gleichzeitig muss in diesem Zusammenhang die Anerkennung und Eintragung der Injektordüsen in die Liste verlustmindernder Geräte vorangetrieben werden.

Die neuen Anwendungsbestimmungen müssen sich jetzt in der Praxis bewähren. Die Grundidee ist eine "Risikoabschätzung vor Ort", die lokale Bedingungen und die Applikationstechnik mit einbezieht. Das heißt, aufgrund festgelegter Kriterien wird der richtige Abstand zu Gewässern für die jeweilige zu behandelnde Fläche bzw. Kultur festgelegt. So ist davon auszugehen, dass nun eine praxisgerechtere Anwendung der betreffenden Pflanzenschutzmittel erreicht wird, ohne aber die Gefahr eines Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in das Gewässer zu erhöhen.

An dem Beispiel der Abstandsregelung wird deutlich, dass starre Vorgaben seitens des Gesetzgebers nicht praxisgerecht und wenig zielführend sind, wenn es beispielsweise um die Reduzierung der Gefahr des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln auf Nicht-Zielflächen geht. Vielmehr brauchen die Landwirte das Rüstzeug für den Pflanzenschutz seitens der Wissenschaft und der Landtechnik, um dann selber flexibel eigenverantwortlich und verantwortungsbewusst handeln zu können. Zu unterschiedlich sind die Standortbedingungen und die Entscheidungssituationen, als dass dies abschließend im Ordnungsrecht geregelt werden könnte.

Trotz Kenntnis der Möglichkeiten zur Reduktion von Abdrift und Abschwemmung dürfen diese Erkenntnisse aber nicht verabsolutiert werden. Sie dürfen nicht im Ordnungsrecht verankert und somit zur Verpflichtung für alle Landwirte werden. Dem Landwirt würde jeglicher Handlungsspielraum beim Pflanzenschutz genommen, der dynamische Prozess der guten landwirtschaftlichen Praxis würde festgeschrieben und das Grundprinzip des integrierten Pflanzenschutzes, die Flexibilität in der Wahl des jeweils richtigen Verfahrens, könnte nicht mehr verfolgt werden.

Beispielsweise kann eine reduzierte Bodenbearbeitung oder Mulchsaat zwar einerseits zur Reduzierung der möglichen Abschwemmung führen. Gleichzeitig kann dies aber auch die Notwendigkeit einer höheren Dosierung von Pflanzenschutzmitteln oder die Notwendigkeit des Einsatzes eines Totalherbizides zur Folge haben.

Zusammenfassend ergeben sich aus Sicht des Deutschen Bauernverbandes unter anderem folgende Forderungen an die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Zusammenhang mit dem Gewässerschutz. Zunächst muss betont werden, dass Pflanzenschutz unabdingbar für die Landwirtschaft ist, um die Erträge zu sichern. Unentbehrlich für einen fachgerechten Pflanzenschutz ist darüber hinaus das Vorhandensein einer ausreichenden Anzahl von geeigneten Pflanzenschutzmitteln. Letztlich sind aus ökonomischer und aus ökologischer Sicht neue Erkenntnisse aus der Wissenschaft und Neuentwicklungen in der Technik notwendig. Diese finden fortlaufend Eingang in die landwirtschaftliche Praxis. Unterstützend für die Einführung neuer Verfahren und Techniken sollten finanzielle Förderungen oder Umweltprogramme eingesetzt werden. Schließlich gilt es, die Eigenverantwortung der Landwirte zu stärken und die Entscheidungsfindung vor Ort durch die Beratung zu unterstützen. Notwendig sind praktikable Verfahren und Methoden, die eine Flexibilität des Landwirts im Pflanzenschutz fördern.

V. Abschlussbericht für das F- und E-Vorhaben "Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässer durch Abtrift und Abschwemmung"

Einleitung, Zielsetzung und Durchführung

Rodemann, B., Kreye, H., Reschke, M., Bartels, G.

Einleitung

Im Rahmen des integrierten Pflanzenschutzes werden große Anstrengungen unternommen, nicht chemische Verfahren des Pflanzenschutzes weiterzuentwickeln. Trotzdem werden chemische Pflanzenschutzmittel in der Landwirtschaft wichtige Produktionsmittel zur Sicherung der Erträge bleiben. Dabei haben ernsthafte Bemühungen um einen umweltverträglichen Pflanzenschutz einen wesentlichen Einfluss auf die Fortentwicklung chemischer Mittel gehabt. So dürfen nach § 15 des Pflanzenschutzgesetzes (PflSchG) nur solche Mittel zugelassen werden, die bei bestimmungsgemäßer und sachgerechter Anwendung u.a. keine schädlichen Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tier und auf das Grundwasser und keine sonstigen nicht vertretbaren Auswirkungen, insbesondere auf den Naturhaushalt sowie auf den Hormonhaushalt von Mensch und Tier, haben. Darüber hinaus müssen die Wirkstoffe und die für die Gesundheit oder den Naturhaushalt bedeutsamen Hilfsstoffe und Verunreinigungen des Pflanzenschutzmittels nach Art und Menge und die bei bestimmungsgemäßer und sachgerechter Anwendung des Pflanzenschutzmittels entstehenden, für die Gesundheit von Mensch und Tier und den Naturhaushalt bedeutsamen Rückstände mit vertretbarem Aufwand zuverlässig bestimmt werden können.

Bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ist der Austrag vom Zielort in benachbarte Ökosysteme grundsätzlich unerwünscht und weitestgehend zu vermeiden. Dies gilt auch für das Grundwasser und für die Oberflächengewässer. § 6, Abs. 2 PflSchG schreibt vor, dass Pflanzenschutzmittel nicht in oder unmittelbar an oberirdischen Gewässern und Küstengewässern angewandt werden dürfen.

Ein Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer kann entweder über sogenannte Punkt-Quellen (Kanalisation, direkte Einleitung) oder über Nicht-Punkt-Quellen (diffuse Einträge) erfolgen. Zu den diffusen Einträgen zählen kontaminierte Niederschläge (RICHARDS et al., 1987; SIEBERS et al., 1991; OBERWALDER 1992), Abtrift (HIMEL et al., 1990), Drainageeinträge (TRAUB-EBERHARD et al., 1994; JOHNSON et al., 1995), die aus Makroporenfluss resultieren können (NORDMEYER und ADERHOLD, 1995), sowie der Oberflächenabfluss von Wasser und Sediment bei erosiven Regenereignissen (WAUCHOPE, 1978; LEONARD, 1990; AUERSWALD und HAIDER, 1992). Im Oberflächenwasser wurden in bisherigen Untersuchungen neben Herbiziden (WHITE et al., 1976; LEONARD, 1990; GOMME et al., 1991; MÜLLER-WEGENER et al., 1994; SEEL et al., 1994) z.T. auch Fungizide (SEEL et al., 1994) und Insektizide (LIESS, 1993) nachgewiesen.

Die Bedeutung der einzelnen Eintragspfade für Pflanzenschutzmittel in Gewässer ist nicht abschließend geklärt. Die direkte Einleitung durch Hersteller von Pflanzenschutzmitteln ist in den 80er Jahren deutlich zurückgegangen. In der Vergangenheit wurde dem Oberflächenabfluss (Run off) die größte Bedeutung für Einträge von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer zugemessen (WAUCHOPE, 1978; WILLIS & MC DOWELL, 1982; LEONARD, 1990; SCHNEIDER et al., 1993). Die Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln im oberflächlich abfließenden Wasser, die zum Teil in Modellversuchen ermittelt wurden, betragen bis zu 10 mg/l (LEONARD, 1990; HAIDER, 1994), liegen jedoch auch deutlich darunter (KÖRDEL, KLÖPPEL, HAIDER, 1993). Die Verluste von Pflanzenschutzmitteln aus der Fläche durch Oberflächenabschwemmung werden auf 0,02% bis 2% geschätzt (SCHNEIDER et al., 1993; LEONARD, 1990; KÖRDEL et al., 1993). Untersuchungen von SEEL et al. (1994) und von FISCHER et al. (1996) zeigten, dass Einträge von Pflanzenschutzmitteln über die Kanalisation (Punkt-Quellen) eine große Bedeutung für die Kontamination von Oberflächengewässern haben können. In erster Linie werden dafür Unfälle beim Befüllen der Spritze, Pflanzenschutzmittelapplikationen auf befestigten Wegen und Plätzen sowie das Waschen der Spritze auf der Hoffläche verantwortlich gemacht. Über die Kanalisation gelangen diese Wirkstoffe dann auch in die Kläranlagen, wo sie wegen zu kurzer Verweildauer kaum abgebaut

werden. Berechnungen von SEEL et al. (1994) und von FISCHER et al. (1996) zufolge, können die Pflanzenschutzmittelkonzentrationen in Oberflächengewässern bis zu 100% aus diesem Eintragspfad stammen.

Durch nasse und trockene Depositionen werden geringe Mengen (unter 1 g/ha) an Wirkstoffen transportiert (SIEBERS et al., 1991; FRITZ, 1993). Die bisher gemessenen Wirkstoffkonzentrationen liegen in Bereichen zwischen wenigen ng/l bis zu 8 µg/l (SIEBERS et al., 1991; FRITZ, 1993; OBERWALDER, 1992).

Strategien zur Vermeidung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer müssen an verschiedenen Punkten ansetzen. Generell lassen sich Maßnahmen zur Vermeidung des Eintrages aus Nicht-Punkt-Quellen nach LOGAN (1993) unterteilen in:

- Strukturelle Maßnahmen (z. B. Terrassierung, Verkürzung der Schlaglänge, Graseinsaat in die Hauptabflussrichtungen),
- Kulturmaßnahmen (z. B. Bodenbearbeitung entlang der Höhenlinien, konservierende Bodenbearbeitung, Zwischenfruchtanbau)
- Managementmaßnahmen und Anwendungsregelungen (Integrierter Pflanzenschutz, Applikationstechnik, Wirkstoffmanagement).

Zielsetzung und Maßnahmen

Aufbauend auf den Erkenntnissen vorangegangener Untersuchungen war es das Ziel des Vorhabens, die Abschwemmung und Abtrift von Pflanzenschutzmitteln von Ackerflächen in Oberflächengewässer unter Praxisbedingungen der Landwirtschaft zu untersuchen, zu quantifizieren und mögliche praktikable Wege zu deren Vermeidung oder Verminderung aufzuzeigen. Die Maßnahmen sollten durch Untersuchungen der Einträge in Gewässer und deren Auswirkungen auf Gewässerorganismen begleitet werden. Damit nimmt das Vorhaben im Vergleich zu anderen Untersuchungen, in denen unter modellierten Bedingungen gearbeitet wurde bzw. punktuelle Einzeluntersuchungen stattfanden, eine besondere Stellung ein.

Die Beurteilung der eingeführten Maßnahmen sollte auf der Basis einer vielschichtigen Datengrundlage erfolgen. Zu diesem Zweck waren Wasser- und Sedimentproben auf eventuelle Pflanzenschutzmittelrückstände hin zu untersuchen, ein Organismen-Monitoring im Wasserkörper sowie Untersuchungen zu landtechnischen und phytopathologischen Aspekten durchzuführen. Um die Aussagen auf eine breitere Datengrundlage zu stellen, wurden Abtrift und Erosion gemessen.

Um die zu Projektbeginn definierten Zielsetzungen erreichen zu können, wurden verschiedene Maßnahmen und Verfahren nach dem Stand der wissenschaftlichen Kenntnis durchgeführt.

Zur Vermeidung des Austrages von Pflanzenschutzmitteln infolge von Oberflächenabschwemmung wurden im Produktionsprozess folgende Maßnahmen einzeln oder in Kombination getroffen:

- Weitgehender Verzicht auf den Pflugeinsatz
- Ausstattung der Drillmaschine mit einer "Stotterschaltung" zur Intervalleinsaat von Getreide in Fahrgassen (Abb. 1)
- Einsaat von Reihenkulturen (Zuckerrüben und Mais) in abgestorbenen Zwischenfruchtbestand ohne Saatbettbereitung (Abb. 2)
- Ausrüstung von Ackerschleppern und Anhängespritzen mit breiten Standardreifen zur Pflege
- Anlage eines 3m breiten bewachsenen Randstreifens auf dem Acker entlang des Grabens (Abb. 3)



Abb. 1 Stotterfahrgassenschaltung mit Intervalleinsaat im Getreide



Abb. 2 Abgestorbene Zwischenfrucht (oben) und Zuckerrüben-Mulchsaat (unten)



Abb. 3 Anlage eines bewachsenen Randstreifens entlang des Grabens

Um der Abtrift von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer entgegen zu wirken, wurden folgende Maßnahmen eingeführt und getestet:

- Verwendung von Antitrift-Düsen (z. B. Injektordüsen)
- Arbeiten mit geringem Spritzdruck im gewässernahen Bereich
- Einsatz von luftunterstützten Pflanzenschutzspritzen (Abb. 4)



Abb. 4 Luftunterstützte Pflanzenschutzspritze mit abtriftarmen Injektordüsen

Zur Bewertung der eingeführten Maßnahmen wurden folgende Fragestellungen bearbeitet:

- In welcher Höhe und zeitlichen Verteilung gelangen Pflanzenschutzmittel aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Oberflächengewässer?
- Lassen sich die Eintragspfade ermitteln? Wenn ja, welche Bedeutung hat der einzelne?
- Wie weit können die Einträge durch die Kombination verschiedener Maßnahmen zum Erosionsschutz und zum Schutz vor Abtrift reduziert werden?

- Lassen sich gültige Auflagen, die im Rahmen der PSM-Zulassung zum Schutz der Oberflächengewässer erteilt werden, durch die Einführung neuer Applikationstechniken modifizieren? Welche Konsequenzen ergeben sich?
- Welche Auswirkungen haben die getroffenen Maßnahmen für den landwirtschaftlichen Produktionsprozess?
- Welche Bedeutung hat der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln für Gewässerorganismen? Sind Schädigungen messbar, und wenn ja, wie lange halten sie an; sind sie reversibel oder kommt es zu einer nachhaltigen Schädigung des Naturhaushaltes?
- Wie sind die unter Freilandbedingungen erfassten Ergebnisse zu bewerten?

Projektteilnehmer/Projektdurchführung

In dem FuE-Vorhaben wurden in den Bundesländern Baden-Württemberg, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt auf Praxisflächen, die Landwirte für die Zeitdauer des Projektes bereitgestellt haben, Untersuchungen zum Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer und deren Auswirkungen auf ausgewählte Gewässerorganismen durchgeführt. Darüber hinaus standen zusätzlich landwirtschaftliche Nutzflächen für Studien zur Bodenbearbeitung und des Erosionsschutzes sowie des Pflanzenschutzes zur Verfügung.

In dieser bislang einmaligen Form der Versuchsanstellung eines Vorhabens wurden in interdisziplinärer Zusammenarbeit verschiedener Institutionen einzelne Themenbereiche bearbeitet und zusammenfassend ausgewertet.

Als Projektnehmer oblag dem Pflanzenschutzamt der Landwirtschaftskammer Hannover die Projektleitung und die Koordination der Untersuchungen sowie die wissenschaftliche Betreuung des Vorhabens. Weiterhin wurden vom Pflanzenschutzamt selbst Fragen zur Abtriftproblematik bearbeitet und die in das Vorhaben eingebundenen Versuchsbetriebe in Fragen des Pflanzenschutzes betreut.

Der Projektnehmer wurde in der Durchführung des Projektes durch die Institute für Pflanzenschutz in Ackerbau und Grünland, für ökologische Chemie, für Ökotoxikologie im Pflanzenschutz der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft und durch das Institut für Betriebstechnik und Bauforschung der FAL wissenschaftlich unterstützt. Die einzelnen genannten Institute waren dabei in die praktischen Arbeiten an den einzelnen Versuchsstandorten einbezogen. Zu einigen Detailfragen erfolgten ergänzende Untersuchungen durch die Universitäten Göttingen und Hohenheim.

Die Standortbetreuung in Baden-Württemberg und Sachsen-Anhalt wurde durch Mitarbeiter der Landesanstalt für Pflanzenschutz in Stuttgart und des Landespflanzenschutzamtes Magdeburg vorgenommen.

Nähere Details zur Durchführung und zur Aufgabenverteilung der beteiligten Arbeitsgruppen innerhalb des Vorhabens sind der Abb. 5 und Abb. 6 zu entnehmen.

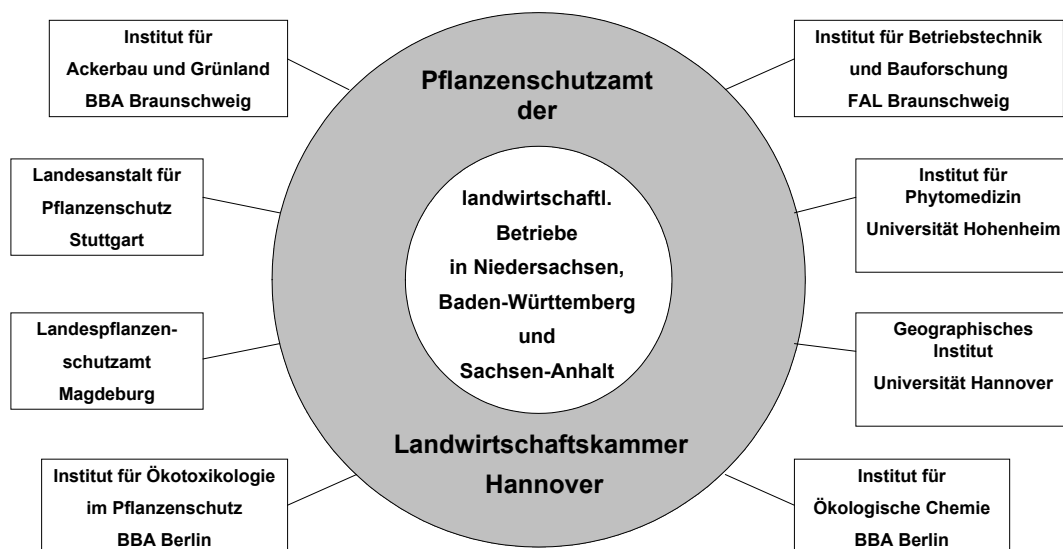
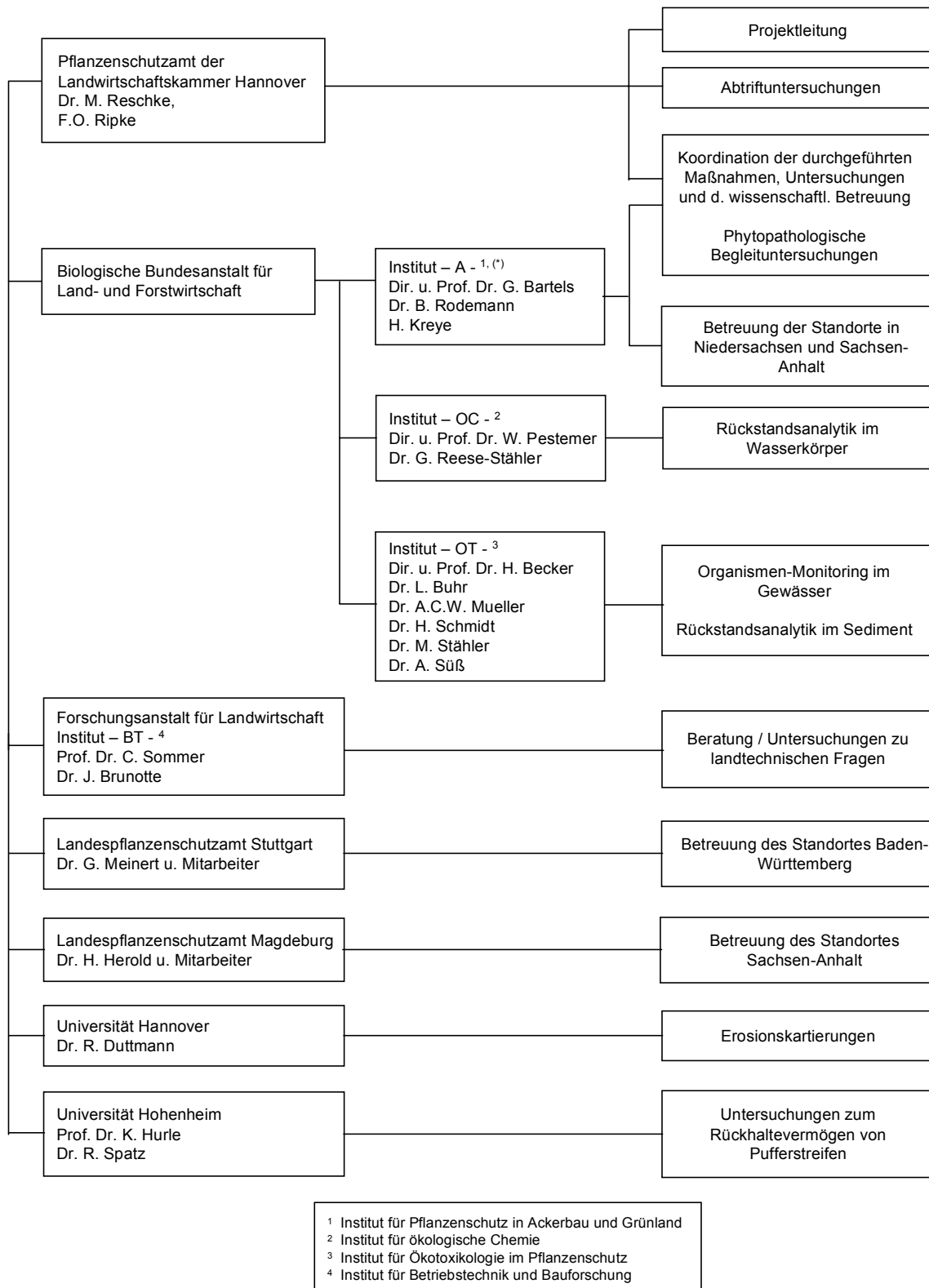


Abb. 5 Am Projekt beteiligte Betriebe und Institutionen

Den Zielen entsprechend unter Praxisbedingungen zu arbeiten, wurden die Untersuchungen im Zeitraum von 1995 bis 1999 in Zusammenarbeit mit landwirtschaftlichen Betrieben durchgeführt. Die jeweiligen getroffenen Maßnahmen zur Vermeidung von Abschwemmung bzw. Abtrift wurden in den landwirtschaftlichen Produktionsprozess integriert.



*(In den Jahren 1995 – 1996 wurde das Projekt von Dr. F. Thürwächter betreut)

Abb. 6 Organisationsschema der Zusammenarbeit

Bei der Auswahl der Untersuchungsgebiete wurde darauf geachtet, dass es sich um in sich geschlossene, erosionsgefährdete Tallagen handelte, die von einem möglichst ganzjährig wasserführenden Gewässer durchzogen wurden. Weiterhin musste der Eintrag von PSM aus nichtlandwirtschaftlicher Anwendung bzw. durch die Reinigung von Spritzgeräten auszuschließen sein. Die verschiedenen landwirtschaftlichen Strukturen in der Bundesrepublik Deutschland fanden Berücksichtigung durch die Auswahl der Standorte in Baden-Württemberg, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt. In den drei Bundesländern wurde das Projekt jeweils in zwei möglichst nahe beieinander liegenden Tälern etabliert, die die beschriebenen Kriterien erfüllten.

In jedem Bundesland wurde in einem Tal auf die wendende Bodenbearbeitung des Pfluges verzichtet. In dem anderen Tal wurde weiterhin konventionell gepflügt. Welche weiteren Maßnahmen zusätzlich in den einzelnen Tälern getroffen wurden, um Abschwemmung und Abtrift zu vermeiden, ist in Tabelle 1 aufgeführt.

Tab. 1 Maßnahmen an den einzelnen Standorten

| Standort Maßnahme | Baden-Württemberg | | Niedersachsen | | Sachsen-Anhalt | |
|---|--------------------|---------|---------------------------|----------------------------|-----------------------------|---------------------|
| | Flinsbach | Fürfeld | Lamspringe | Wöllersheim | Alterode Saubach- tal | Schwen- necketal |
| Mulchsaat von Getreide/Leguminosen/Raps | vor Versuchsbeginn | | ab Sept. '95 (außer Raps) | | ab Aug. '96 | |
| Mulchsaat von Reihenkulturen | vor Versuchsbeginn | 1996/97 | ab Aug. '95 | Teilflächen | ab Aug. '96 | |
| Breite Standardreifen zu Pflegearbeiten | | | ja | | ja | ja |
| Grasstreifen | | | ab Sept. '95 | von Sept. '97 bis Okt. '98 | | |
| Stotterfahrgassenschaltung | | | ab Sept. '95 | | | |
| Antitrift (Injektor)-Düsen | ab März '96 | | ab Aug. '96 | ab März '97 | | |
| Luftunterstützte Applikation | | | ab Aug. '96 | | ab Sept. '96 | ab Sept. '96 |

Die Auswahl der durchgeführten Maßnahmen erfolgte unter Berücksichtigung der Struktur der jeweiligen Betriebe. So wurde beispielsweise auf den Standorten in Baden-Württemberg auf den Einsatz einer luftunterstützten Pflanzenschutzspritze zur Abtriftvermeidung verzichtet, da diese Technik für die Betriebe zu kapitalintensiv war.

Den Schwerpunkt der Untersuchungen bildeten die Standorte in Niedersachsen, an denen neben der obligatorischen rückstandsanalytischen Beprobung der Gewässer Untersuchungen zu den Themenkomplexen Erosion, Landtechnik, Pflanzenschutz und Auswirkungen von PSM-Austrägen auf Gewässerorganismen durchgeführt wurden. An den Standorten in Baden-Württemberg erfolgte zu der Gewässerbeprobung auf PSM-Rückstände die Bearbeitung ökotoxikologischer Fragestellungen. In Sachsen-Anhalt wurden die Gewässer lediglich auf Rückstände von PSM hin untersucht.

Zur Klärung einiger Detailfragen der Abtrift, der Ökotoxikologie, des Pflanzenschutzes und der Wirkung von Pufferstreifen wurden neben den sechs Kernstandorten noch zusätzliche Untersuchungsgebiete einbezogen.

Standortbeschreibung

Standortparameter

Das FuE-Vorhaben wurde an den Standorten Fürfeld/Flinsbach; Wöllersheim/Lamspringe und Alterode (Schwennecketal und Saubachtal) durchgeführt. In der folgenden Abbildung 7 ist die geographische Lage der Versuchsstandorte dargestellt.



Abb. 7 Geographische Lage der Versuchsstandorte

Bei der Auswahl der Standorte wurde bewusst darauf geachtet, dass die unterschiedlichen landwirtschaftlichen Strukturen der Bundesrepublik vertreten waren, d. h., die Untersuchungen fanden unter kleinräumigen Bedingungen bis hin zur Großflächenbewirtschaftung statt. Die unterschiedlichen Gegebenheiten an den Versuchsstandorten sind in der Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 2 Übersicht über die wichtigsten Standortparameter

| | Baden-Württemberg Fürfeld/Flinsbach | Niedersachsen Wöllersheim/Lamspringe | Sachsen-Anhalt Schwenecketal/Saubachtal |
|--------------------------|--|--|---|
| Höhe über NN | 190 - 220 m | 160 – 220 m | 200 – 250 m |
| langjähriges Mittel | | | |
| • Niederschlag | 776 mm | 787 mm | 464 mm |
| • Temperatur | 9,3 °C | 8,5 °C | 8,2 °C |
| Größe der Einzugsgebiete | 33 ha 16 ha | 66 ha 109 ha | 280 ha 206 ha |
| Ø Schlaggröße | 11 ha 1,6 ha | 8,3 ha 13,6 ha | 28 ha 34,3 ha |
| Kulturarten | W.-Getreide Z.-Rüben W.-Getreide Mais | W.-Getreide Z.-Rüben W.-Getreide Z.-Rüben Raps | Getreide Z.-Rüben Raps Getreide Z.-Rüben Leguminosen Raps |
| Hangneigung | 3 – 8 % 5 – 20 % | 4 – 14 % 5 – 18 % | 2 – 15 % 5 – 15 % |
| Drainage | Ja Ja | Ja Ja | Nein Nein |

Über die Niederschlagsverteilung an den einzelnen Standorten im Untersuchungszeitraum geben die Abbildungen 8 bis 11 Auskunft. Dargestellt werden die im Untersuchungszeitraum aufgezeichneten Daten als Monatssumme im Vergleich zum langjährigen Mittel.

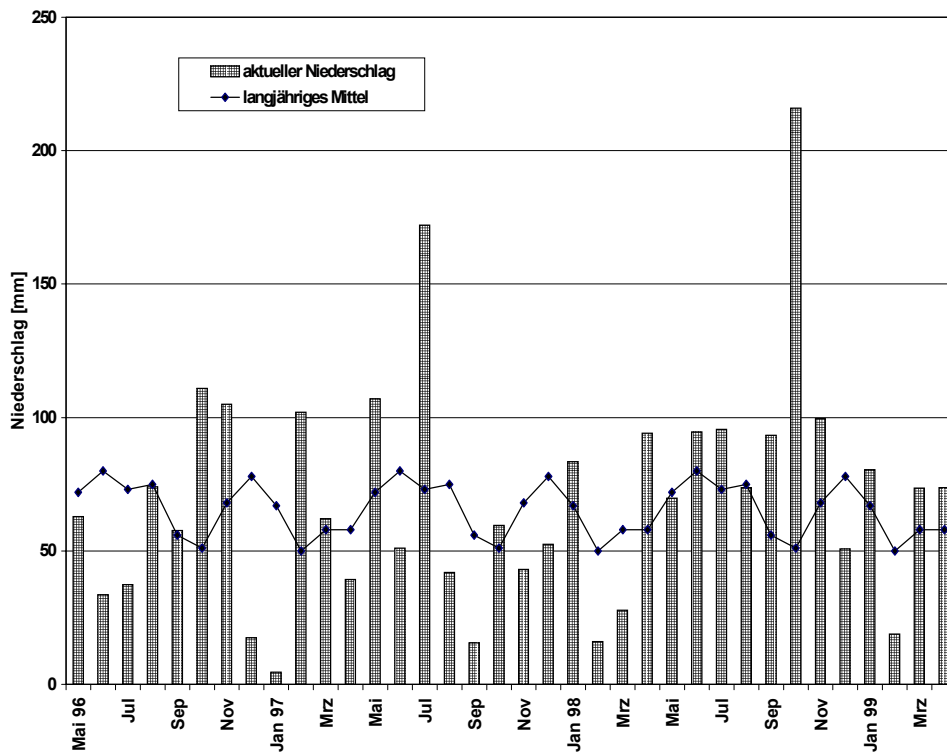


Abb. 8 Monatliche Niederschläge im Vergleich zum langjährigen Mittel für die Standorte Lamspringe und Wöllersheim von Mai 1996 bis Mai 1999

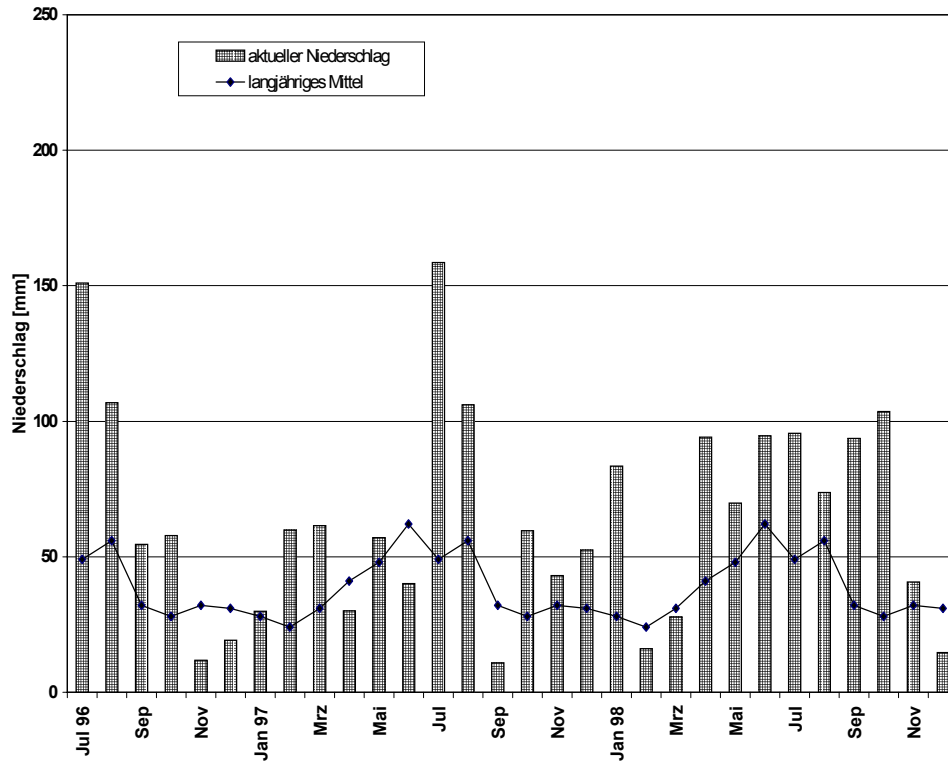


Abb. 9 Monatliche Niederschläge im Vergleich zum langjährigen Mittel für den Standort Alterode (Schwennecketal und Saubachtal) von Juli 1996 bis Dezember 1998

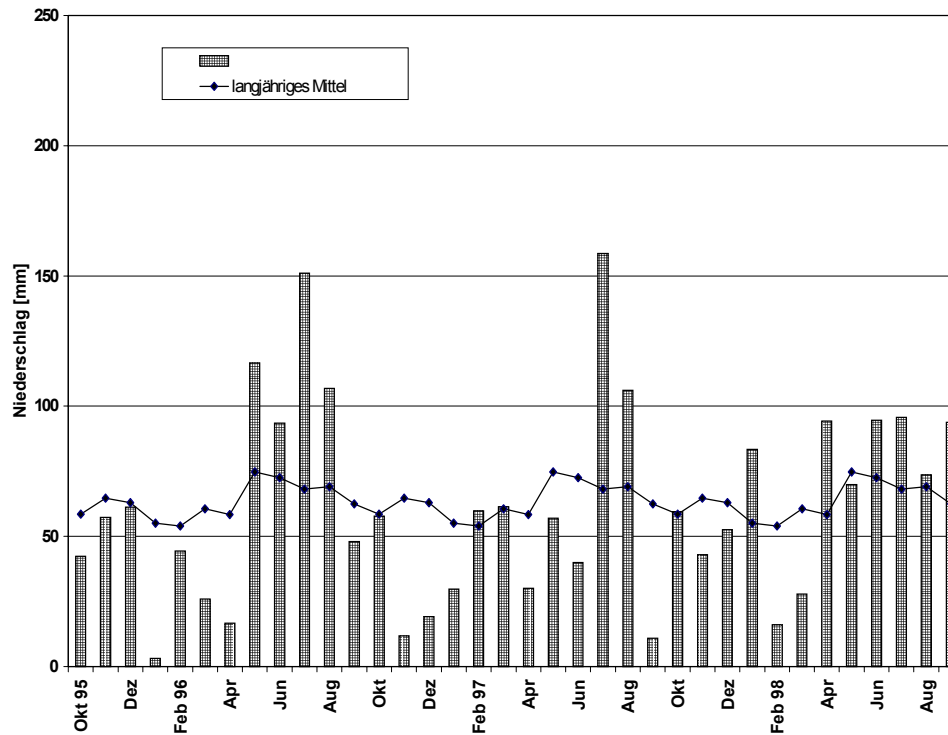


Abb. 10 Monatliche Niederschläge im Vergleich zum langjährigen Mittel für den Standort Flinsbach von Oktober 1995 bis Oktober 1998

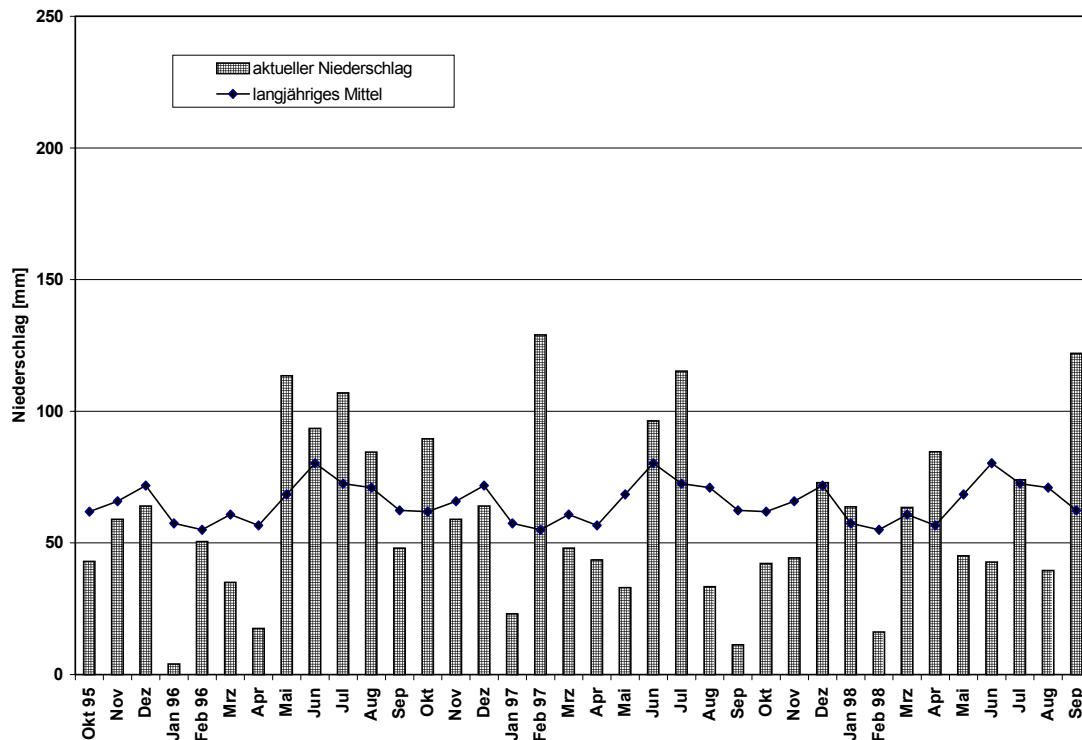


Abb. 11 Monatliche Niederschläge im Vergleich zum langjährigen Mittel für den Standort Furfeld von Oktober 1995 bis Oktober 1998

Die Abbildungen zeigen, dass im Untersuchungszeitraum erhebliche Abweichungen vom langjährigen Mittel des Niederschlages auftraten. Vor allem in Sachsen-Anhalt lag in den Jahren 1996 und 1997 die Niederschlagssumme deutlich über dem langjährigen Mittel. Anzumerken ist auch, dass im Oktober 1998, insbesondere in Niedersachsen, weit überdurchschnittliche Niederschläge fielen.

Für die Untersuchungen zum Themenkomplex "Erosion" ist neben der Niederschlagsmenge die Niederschlagsverteilung von besonderem Interesse. Speziell die Witterungsbedingungen in der Zeitspanne Oktober bis April für Wintergetreide bzw. von Oktober bis Juni für Reihenkulturen besitzen einen entscheidenden Einfluss auf mögliche Erosionsereignisse, da z. T. kein flächenschützender Kulturbestand vorhanden ist. Hinsichtlich der Erosion durch Wasser sind die ausgewählten Niedersächsischen Standorte mit ihren hohen Niederschlagsmengen von November bis Januar besonders gefährdet.

Datenaufnahme

Wetterdaten

Die Wetterdaten (Niederschlag und Temperatur) wurden von Wetterstationen am Standort oder in der unmittelbaren Umgebung täglich aufgezeichnet.

Ackerschlagdaten

In einer Ackerschlagkartei wurden alle Daten zu Bodenbearbeitung, Aussaat, Düngung, Pflanzenschutz und Ernte erfasst, die auf den Versuchsbetrieben vorgenommen wurden. Teilflächenbehandlungen wurden bei den Aufzeichnungen notiert.

Für die Pflanzenschutzapplikationen wurde zusätzlich ein Protokoll angefertigt, um Aussagen über die Witterungsbedingungen wie Temperatur, Windgeschwindigkeit und Windrichtung zum Zeitpunkt der Applikation treffen zu können.

Bewirtschaftung der Untersuchungsgebiete

Anbaumaßnahmen

Alle durchgeführten Arbeiten erfolgten durch die Betriebe mit praxisüblicher bzw. neu eingeführter Technik. Die Entscheidungen über Fruchtfolge, Sortenwahl, Düngung und Zeitpunkte der Bearbeitungsmaßnahmen wurden von den Betriebsleitern getroffen. Bei Fragen zur Bodenbearbeitung stand den Landwirten das Institut für Betriebstechnik der FAL beratend zur Verfügung.

Pflanzenschutzmaßnahmen

Entscheidungen über durchzuführende Pflanzenschutzmaßnahmen trafen die Landwirte, wobei sie von der zuständigen Stelle des Amtlichen Dienstes und der Projektleitung beraten wurden. Vorgaben bestanden für den Pflanzenschutz hinsichtlich der einzusetzenden Mittel. In einer festgelegten Liste wurde eine begrenzte Auswahl einzusetzender Präparate und Wirkstoffe aufgeführt. Diese Vorgabe wurde vorgenommen, um die Anzahl der zu untersuchenden Wirkstoffe in den methodischen Grenzen zu halten. In Problemfällen wurde nach Rücksprache mit der Projektleitung und der Rückstandsanalytik der Einsatz anderer Wirkstoffe genehmigt.

Zusatzuntersuchungen

Für spezielle Untersuchungsfragen wurden Flächen/Standorte außerhalb der Untersuchungsgebiete ausgewählt, um das Kernprogramm nicht zu beeinflussen. Diese Flächen bzw. Standorte werden gesondert in den entsprechenden Kapiteln beschrieben.

Literatur

- Anonym (1986): Verordnung vom 22. Mai 1986, Bgbl. I., 760 ff., In der Fassung der Bekanntmachung vom 5.12.1990, Bgbl. I., 2612 ff.
- Auerswald, K., Haider J. (1992): Eintrag von Agrochemikalien in Oberflächengewässer durch Bodenerosion. z. f. Kulturtechnik, Landentwicklung, 33, 222-229.
- Fischer, P., Burhenne, J., Bach, M., Spittler, M., Frede, H.-G. (1996): Quantifizierung der Eintragspfade für Pflanzenschutzmittel in ein kleines Fließgewässer. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 48, 121-125.
- Fritz, R. (1993): Pflanzenschutzmittel in der Atmosphäre. Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer 46, 229-264.
- Ganzelmeier, H., Rautmann, D., Spangenberg, R., Streloke, M., Herrmann, M., Wenzelburger, H.J., Walter, H.-F. (1995): Untersuchungen zur Abtrift von Pflanzenschutzmitteln - Ergebnisse eines bundesweiten Versuchsprogrammes. Mitt. Biol. Bundesanst., 304, S. 111.
- Gomme, J.W., Shurvell, S., Hennings, S.M., Clark, L. (1991): Hydrology of Pesticides in a chalk catchment: surface waters. Journal of the Institution of Water and Environmental Management, 5, 546-552.
- Haider, J. (1994): Herbizide im Oberflächenabfluss und Bodenabtrag-Feldversuche mit Simuliertem Regen. Diss. Tu München-Weihenstephan.
- Himel, C.M., Loats, H., Bailey, G.W. (1990): Pesticide sources to the soil and principles of spray physics. Cheng H.H. (Hrsg.): Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling. Soil Sci. Soc. Am., Book Series No. 2, 7-50.
- Irmer, U., Wolter, R., Kussatz, C. (1993): Problembereich Pflanzenschutzmittel aus wasserwirtschaftlicher Sicht. Schriftenreihe Agrarspektrum 21, 22-33.
- Johnson, A.C., Haria, A.H., Cruyton, V. L., Batchelor, C.H., Williams, R.J. (1995): Isoproturon and anion transport by preferential flow through a drained clay soil. Bepc Monograph, 62, 105-110.
- Köpp, H. (1992): Auswirkungen auf Gewässerorganismen. In: Bewertung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren. Mitt. A. D. Biol. Bundesanst., 284, 81-93.
- Kördel, W., Klöppel, H., Haider, J. (1993): Contamination of aquatic ecosystems by runoff events - comparison of small and large plot experiments. Brighton Crop Protection Conference - Weeds, 842-835.
- Leonard, R.A. (1990): Movement of pesticides into surface waters. In: Cheng H.H. (Hrsg.): Pesticides in the soil environment: processes impacts and modeling. Soil Science Society of America, Book Series No. 2, 303-349.
- Liess, M. (1993): Zur Ökotoxikologie der Einträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fließgewässer: Diss. Univ. Braunschweig.
- Logan, T. J. (1993): Agriculture best management practices for water pollution control: Current issues. Agriculture, Ecosystems and Environment 46, 223-231.
- Müller-Wegener, U., Kleine, W., Kaschanian, B., Ehrig, C., Poll, K., Milde, G. (1994): Pflanzenschutzmittelauswirkungen auf Trinkwassertalsperren. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, 92, 412 S.
- Nordmeyer, H., Aderhold, D. (1995): Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in Bodenmakroporen als mögliche Ursache für Grund- und Oberflächenbelastungen. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 47, 137-143.
- Oberwalder, C. (1992): Über Das Vorkommen von Pflanzenschutzmitteln im Niederschlag und deren ökotoxikologische Bedeutung. Diss. Uni. Hohenheim.

- Richards, R.P., Kramer, J.W., Baker, D.B., Krieger, K.A. (1987): Pesticides in rainwater in the North-Eastern United States. *Nature*, 327, 129-131.
- Schneider, M., Hertl, P., Düfer, B. (1993): Pflanzenschutzmittelabschwemmung von landwirtschaftlichen Flächen - Eine Literaturobserung und Betrachtung. Vortrag anlässlich des Fachgesprächs „Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer durch Run Off, Dränung“ am 13/14.12.1993 in Braunschweig.
- Seel, P., Knepper, T.P., Gabriel, S., Weber, A., Haberer, K. (1994): Einträge von Pflanzenschutzmitteln in ein Fließgewässer - Versuch einer Bilanzierung. *Vom Wasser*, 83, 357-372.
- Siebers, J., Gottschild, D., Nolting, H.G. (1991): Untersuchungen ausgewählter Pflanzenschutzmittel und Polyaromatischer Kohlenwasserstoffe in Niederschlägen Südost-Niedersachsens - Erste Ergebnisse aus den Jahren 1990/91. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.*, 43, 191-200.
- Traub-Eberhard, U., Kördel, W., Klein, W. (1994): Pesticide movement into subsurface drains on a loamy silt soil. *Chemosphere*, 28, 273-284.
- Wauchope, R. D. (1978): The pesticide content of surface water draining from agricultural fields. A Review. *J. Environ. Qual.*, 7, 459-472.
- White, A.W., Asmussen, J.L.E., Hauser, E.W., Turnbull, J.W. (1976): Loss of 2,4-D in Run off from plots receiving simulated rainfall and from a small agricultural watershed. *J. Environ. Qual.*, 5, 487-490.
- Willis, G.H., McDowell, L.L. (1982): Pesticides in agricultural Run off and their effects on downstream water quality. *Environ. Toxicology Chem.*, 1, 267-279.

Verfahrenstechnische Strategien zur Minderung von Oberflächenabfluss und Bodenerosion

Brunotte, J., Duttmann, R.

Einleitung und Zielsetzung

Ziel jeder verantwortungsbewussten Landbewirtschaftung ist die Erhaltung und ggf. Verbesserung der standortspezifischen, nachhaltigen Ertragsfähigkeit des Bodens. So gilt es beim Einsatz von Betriebsmitteln und Technik schädliche Nebeneffekte zu vermeiden, um die Landbewirtschaftung wettbewerbsfähig und umweltverträglich gestalten zu können. Die Auswahl der Verfahren hat sich nach den Regeln für „gute fachliche Praxis“ zu richten, um ein Höchstmaß an Vorsorge zu gewährleisten.

Zur Vermeidung des Eintrags von Sediment und Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer (=Hauptziel des FuE-Vorhabens) zielen die Maßnahmen auf ein Höchstmaß an Bodenschutz ab, d. h. linienhafter und flächiger Oberflächenabfluss ist zu vermeiden, um mit dem Wasser keine Bodenbestandteile sowie gelöste Pflanzenschutz- und Düngemittel in die Gewässer zu verbringen. Grundsatz dieser Strategie muss deshalb sein, Bodenabtrag durch Wasser zu reduzieren und damit an Partikel gebundene Stoffe weniger stark zu verlagern wie auch die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten.

Bodenverdichtungen z. B. der Ackerkrume stehen zwar nicht in direkter Beziehung zum Oberflächenabfluss, erhöhen jedoch die Abflussrate, da verdichtete Krumenbereiche aufgrund undurchlässiger Porensysteme nur über eine stark herabgesetzte Infiltrationsleistung verfügen. Vor dem Hintergrund der Vorsorge sind vornehmlich Verfahren einzusetzen, die hinsichtlich Überrollhäufigkeit und Belastungsausmaß günstig zu beurteilen sind.

Material und Methoden

- Bedeckungsgrad

Zur Bestimmung des aktuellen Bedeckungsgrades der Bodenoberfläche mit Pflanzen-Rückständen wurde die Kanada verbreitete Zählmethode (WINNIGE et al., 1998) angewendet. Dazu ist eine 15 m lange Leine erforderlich, die in 100 gleich große Abschnitte ($\cong 15$ cm Abstand) unterteilt ist.

Zum Auszählen spannte man diese Leine in 15-facher Wiederholung, zufällig über die Fläche verteilt, auf dem Feld aus. Alle Pflanzenteile, die die Schnur an den Markierungen berührten, wurden erfasst, wobei Pflanzenteile, die kleiner als 0,3 cm sind, nicht in die Messungen mit eingehen.

- Spurtiefe

Am Ende der Vegetationsperiode ermittelte man die Spurtiefen der Pflegespuren. Dazu wurde eine T-förmige Messvorrichtung verwendet, bei der die Querstrebe über die Spur gelegt und die senkrechte Strebe in die Spur bis auf den Boden gedrückt wird. Auf einer Messskala kann man sodann die Spurtiefe in cm ablesen. In Hanglagen führte man diese Messungen jeweils in der Hang abwärts liegenden Spur durch. Die Messungen erfolgten in jeder Variante in 50facher Wiederholung.

- Feldaufgang

Um den Feldaufgang der Zuckerrüben in Abhängigkeit der unterschiedlichen Bearbeitungsstrategien zu quantifizieren, erfolgten, bis hin zum Reihenschluss, Zählungen in regelmäßigen Abständen.

Dazu waren nach der Aussaat in jeder Variante, zufällig über die Fläche verteilt, 10 Zählflächen mit einer Länge von 11,11 m ausgesteckt worden. Das ergab bei einem Reihenabstand von 0,45 m eine 10 m² große Parzelle. Mithilfe dieser Zählparzellen konnte die Entwicklung der Bestände über die gesamte Vegetationsperiode genau verfolgt werden.

- Radlast

Zur Ermittlung der einzelnen Radlasten (Schlepper, Anhängespritze) wurde eine transportable Plattformwaage eingesetzt. Um für anschließend ermittelte Kontaktflächen die korrespondierenden Radlasten zugrunde legen zu können, erfolgte die Wiegung für jedes Rad einzeln. Dabei war der Behälter der Anhängespritze maximal gefüllt.

- Radaufstandsfläche

Die Kontaktflächen der einzelnen Reifen wurden durch Abpudern der Umrisse bei stehendem Fahrzeug auf dem Acker deutlich gemacht. Diese Flächen konnten auf Folie abgezeichnet und aus planimetriert werden.

Ergebnisse und Diskussion

Bodenbedeckung und Bodenerosion

Oberflächenabfluss tritt immer dann auf, wenn die gefallene Niederschlagsmenge größer ist als die Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens. Das Ausmaß von Abfluss und Erosion hängt von klimatischen, boden- und nutzungsbedingten Faktoren ab. Zwei Faktoren sind weitestgehend als fix zu betrachten und durch den Landwirt nur wenig zu beeinflussen. Sie beschreiben die potentielle Erosionsgefährdung eines Standortes:

- Boden- und Standortbedingungen (Bodenart, Humusgehalt, Kalkzustand, Hanglänge, Hangneigung)
- Niederschlagsintensität und Häufigkeit erosiver Niederschläge.

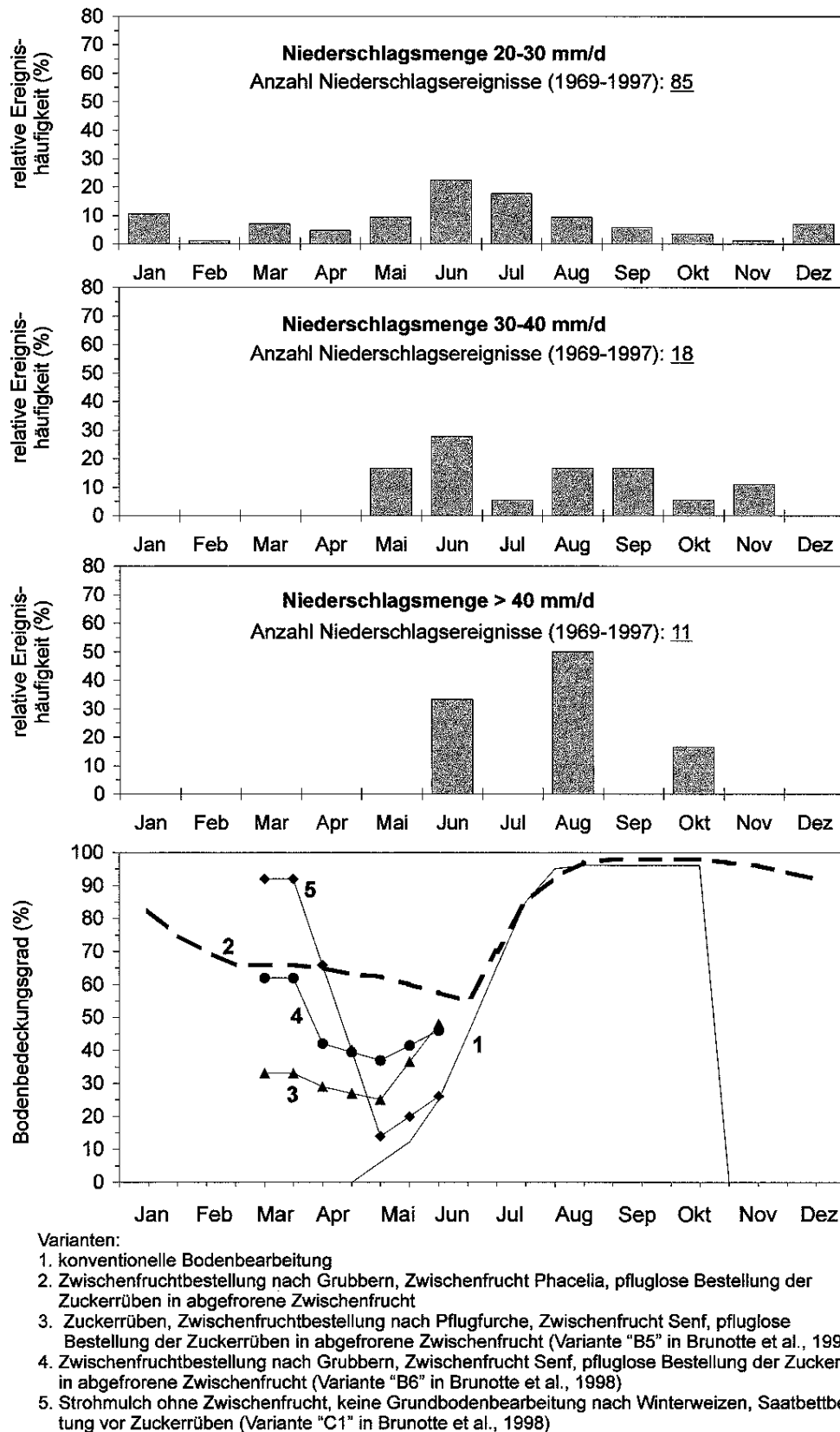
In Niedersachsen stellt der Standort Lamspringe mit 450 m erosiver Hanglänge und max. 12% Hangneigung den stärker potentiell gefährdeten Standort dar im Vergleich zu Wöllersheim mit 300 m erosiver Hanglänge und 8% Hangneigung. Die Niederschlagsintensitäten sind aufgrund der räumlichen Nähe von 5 km Entfernung vergleichbar.

Die genannten Faktoren bestimmen zusammen mit den agrarpolitischen Rahmenbedingungen die landwirtschaftliche Bodennutzung auf den ausgewählten Betrieben. So herrscht eine Getreide-Zuckerrüben-Fruchtfolge vor. Insbesondere die weit reihige Sommerfrucht Zuckerrübe lässt den Boden im Frühjahr lange Zeit unbedeckt und damit den Witterungseinflüssen ausgesetzt. Starkregenereignisse führen sehr schnell zu Verschlammung und in Hanglagen zu Oberflächenabfluss und Erosion.

Nach Bodenbearbeitung mit Pflug hinterlässt die Saatbettbereitung eine feinkrümelige Oberfläche. Die hohe Energie der Regentropfen aus einem heftigen Niederschlagsereignis zertrümmert die Oberflächenaggregate und führt zu einer Verstopfung der wasserführenden Poren mit Feinmaterial. Der damit auf der Fläche beginnende Abfluss kann bei ungünstigen Rahmenbedingungen gelöste Dünge- und Pflanzenschutzmittel transportieren und in vorhandenen Pflegespuren (durch schmale Reifen und hohe Radlasten z. T. tiefe und verdichtete Fahrspuren) erhebliche Erosionspfade ausbilden. Für die Bewirtschaftung mit Pflug wurde der Standort Wöllersheim ausgesucht, da er durch die natürlichen Gegebenheiten weniger gefährdet ist.

Eine Übersicht über das Auftreten von Niederschlägen mit Regenintensitäten von mehr als 10 mm/d zeigt Abbildung 1 (Daten zum Bedeckungsgrad aus einer Erhebung der Region Ambergau, Brunotte et al., 1998) für die den Standorten Lamspringe und Wöllersheim in der Nähe gelegene DWD-Klimastation Hildesheim. Wie der Vergleich mit den Bodendeckungsgraden zeigt, fallen dabei Phasen erhöhter Niederschlags-Erosivität (Monate Mai und Juni) mit den Zeitabschnitten zusammen, in denen die Bodenoberfläche bei konventionellem Anbau spätdeckender Fruchtarten keinen oder nur sehr geringen Schutz vor den aufprallenden Regentropfen und dem oberflächlich abfließenden Wasser aufweist.

Im langjährigen Mittel treten in diesem Gebiet pro Jahr 15 bis 17 Niederschlagsereignisse mit Regenintensitäten von mehr als 10 mm/d auf. Hinsichtlich ihrer jahreszeitlichen Verteilung zeigen sie ein Maximum in den Monaten Mai bis Juli. In diesem Zeitraum treten starke Niederschläge häufig in Verbindung mit Gewittertätigkeit auf. Neben diesen Starkniederschlagsereignissen, die z. T. eine Regenintensität von mehr als 30 mm/d erreichen können, sind für das örtliche Erosionsgeschehen auch langanhaltende Herbstregen mit vergleichsweise geringerer Regenenergie von großer Bedeutung. Sie führen insbesondere in den tonreicheren Böden mit geringer Infiltrationskapazität und in den auf gering wasserdurchlässigen Rötfließerden oder Rötverwitterungsprodukten ausgebildeten Böden am Standort Lamspringe zu einer starken Oberbodenvernässung. Durch diese wird bereits auf gering geneigten Standorten mit fehlender Bodenbedeckung Oberflächenabfluss induziert. Ein dritter für das Auftreten stärkerer Bodenerosionsschäden relevanter Zeitabschnitt umfasst die Monate Januar bis März, in denen Schneeschmelzprozesse und/oder auf den nur oberflächlich aufgetauten Boden treffende Niederschläge in unregelmäßigen zeitlichen Abständen mit hohen Boden-Abträgen verbunden sind.



Datengrundlagen: Niederschläge: Monatl. Witterungsberichte des DWD (1969-1998); Bodenbedeckungsgrade: Geograph. Institut d. Universität Hannover (1995-1998); Brunotte et al. (1998)

Abb. 1 Jahreszeitliche Verteilung von Starkniederschlägen und Bodenbedeckungsgrade bei Zuckerrübenanbau in der Region Hildesheim

In Abhängigkeit von dem zum Zeitpunkt eines Erosivereignisses herrschenden Bodenbedeckungsgrad, den Bodenfeuchteverhältnissen und dem Bearbeitungszustand variiert das räumliche Auftreten von Bodenerosionsprozessen stark (s. Abb. 2 bis 4). So sind bei den Ereignissen, die in Verbindung mit Schneeschmelz- und Auftauvorgängen herbeigeführt werden, neben den mit gering deckendem Strohmulch und zur späteren Bestellung mit Zuckerrüben vorgesehenen Schlägen auch die Parzellen betroffen, die mit Wintergetreide bestellt sind. Im Unterschied dazu werden von den bevorzugt in den Monaten Mai bis Juni auftretenden Starkniederschlägen fast ausnahmslos Parzellen mit spätdeckenden Ackerkulturen geschädigt. In den Gebieten Lamspringe und Wöllersheim ist dies die Zuckerrübe.

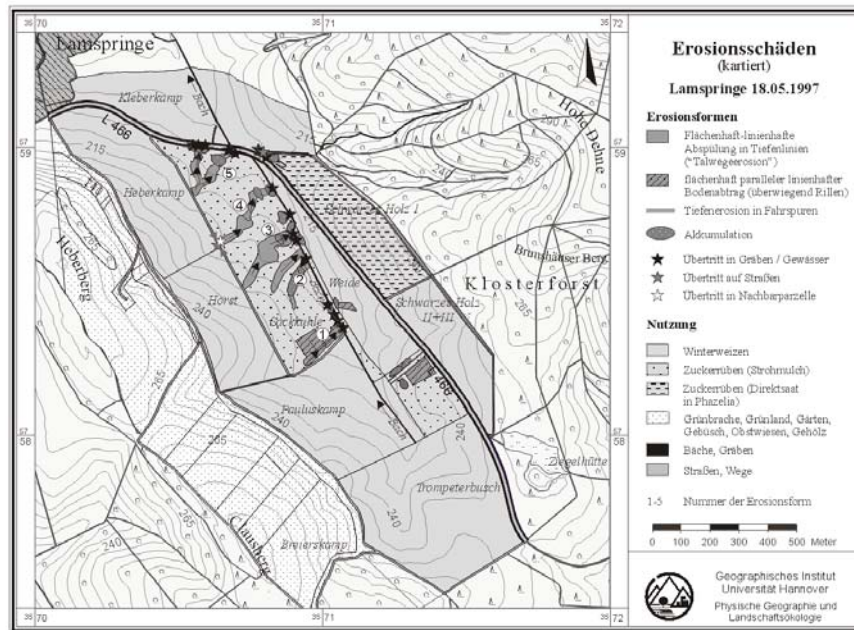


Abb. 2 Bodenerosionsschäden in Lamspringe nach dem Pfingstereignis im Mai 1997

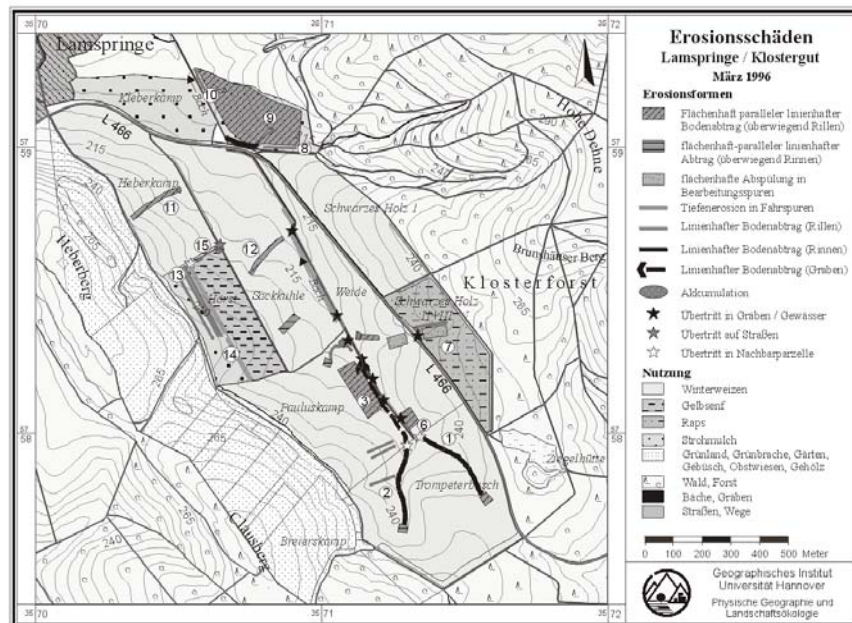


Abb. 3 Bodenerosionsschäden in Lamspringe nach dem Winterereignis im Februar 1996

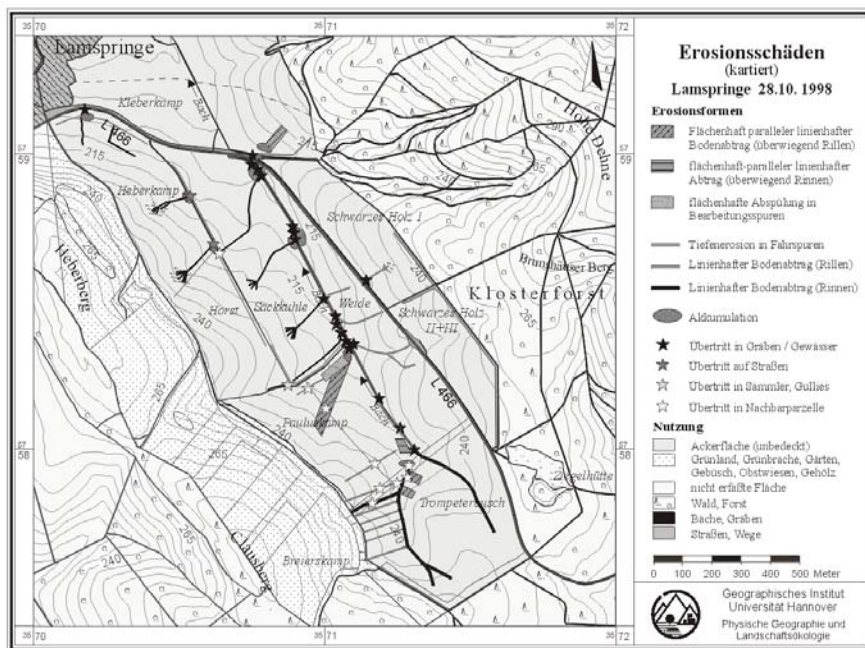


Abb. 4 Bodenerosionsschäden in Lamspringe nach den Ereignissen vom 28.10.1998 und 01.11.1998

Durch technischen Fortschritt (Geräte, Pflanzenschutz) braucht der Landwirt heute solchen Starkregenereignissen nicht mehr tatenlos zuzusehen. Er ist in der Lage, auch im Sinne „guter fachlicher Praxis“ nach dem BBodSchG, durch die richtige Auswahl von Bodenbearbeitungstechnik und Fahrzeugparametern vorbeugend Oberflächenabfluss und Bodenerosion zu mindern.

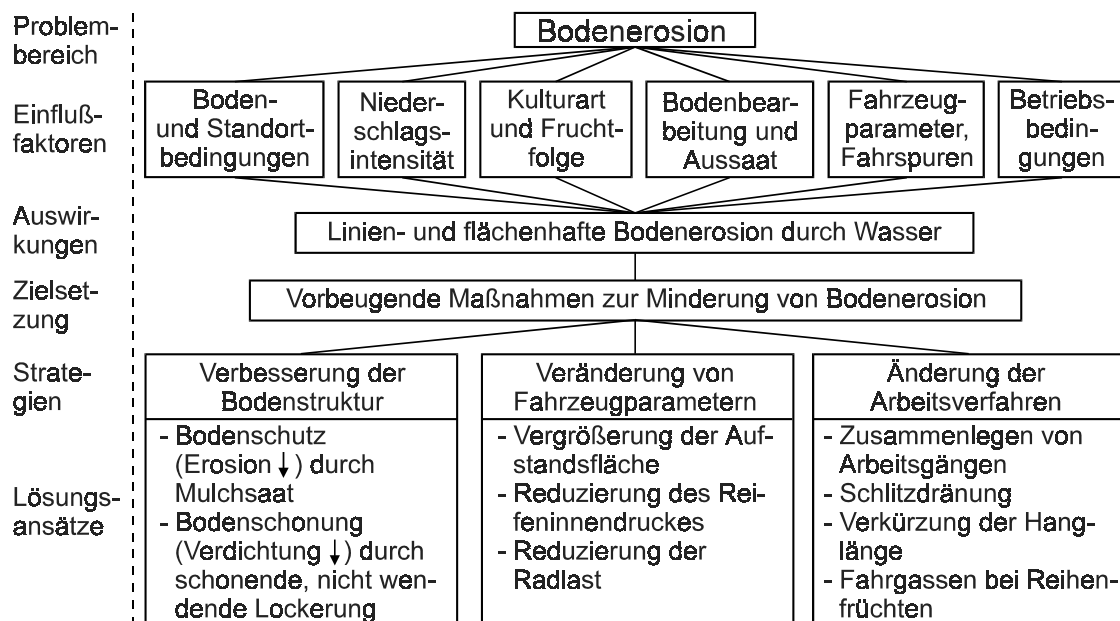


Abb. 5 Auswahl verschiedener Strategien zur vorsorglichen Vermeidung von Bodenerosion (Brunotte & Sommer; 1998)

Bei der Auswahl der Strategien (Abb. 5) wird grundsätzlich unterschieden zwischen:

- Beeinflussung der Bodenstruktur durch Erhöhung von Infiltration und Tragfähigkeit,
- Änderung von Arbeitsverfahren,
- Veränderung von Fahrzeugparametern.

Diese Strategien beinhalten eine Vielzahl von Lösungsansätzen und Maßnahmen, die einzeln, aber besonders in der Kombination, zu positiven Effekten beim Bodenschutz führen (=Konzept des Vorhabens). Am Standort Lamspringe wurden diese Lösungen fruchtfolge- und schlagspezifisch durchgeführt in Verbindung mit einer Effizienzprüfung:

- Herstellung eines Bedeckungsgrades durch organische Rückstände an der Oberfläche und Einsatzsicherheit von Sätechnik, Vermeidung von Bodenerosion.
- Messparameter: Bedeckungsgrad, Feldaufgang; Erhöhung der Bodentragfähigkeit durch schonende Lockerung.
- Ziel: Vermeidung von Schadverdichtung und linienhafter Erosion.
- Messparameter: Spurtiefe, Erosionskartierung.

Verbesserung der Bodenstruktur zur Erhöhung von Infiltration und Tragfähigkeit

(1) Infiltration (Versuchsanstellung und Ergebnisse):

Zahlreiche Feld- und Laborversuche belegen den abflussmindernden Einfluss organischer Rückstände an der Oberfläche (Abb. 6) (ROTH et al., 1990; SOMMER et al., 1994). Zum einen wird die hohe Energie der Regentropfen an die Stengel abgegeben und so die Bodenkrümel geschont, zum anderen entsteht durch die hohe Aktivität der Regenwürmer, induziert durch die Nahrungsaufnahme der Bodenoberfläche, ein stabiles Vertikalporensystem mit hoher Infiltrationsleistung.

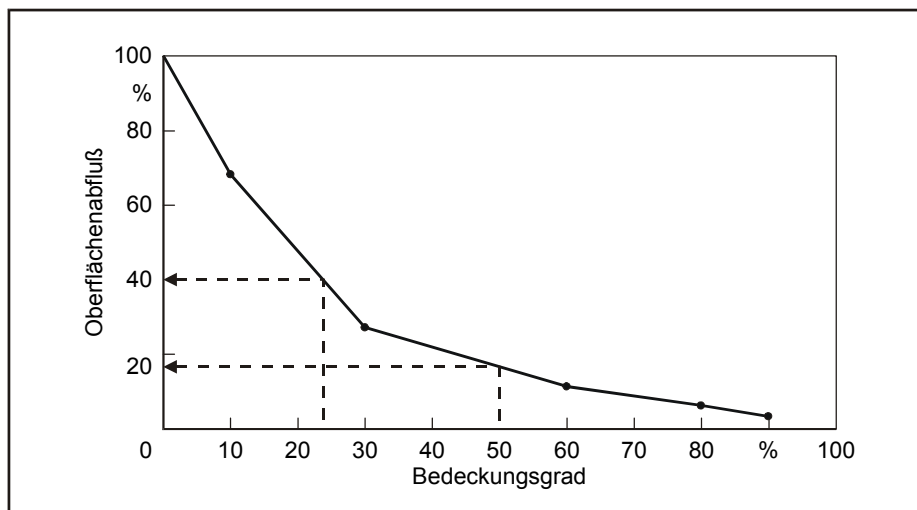


Abb. 6 Einfluss des Bodenbedeckungsgrades auf den Oberflächenabfluss (Roth et al.; 1990)

Diese wirksame, einzige ganzflächige Möglichkeit zur Vorbeugung von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag durch Vor- und/oder Zwischenfruchtreste an der Oberfläche ist wesentlicher Baustein konservierender Bodenbearbeitung. In dem FuE-Vorhaben wurde deshalb die Mulchsaat als Verfahren ausgewählt, um die Abschwemmung von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer effektiv zu mindern.

Die standortangepasste Bodenbearbeitung zu Zuckerrüben für die Standorte Wöllersheim und Lamspringe wurde in Anlehnung an Abb. 7 ausgesucht.

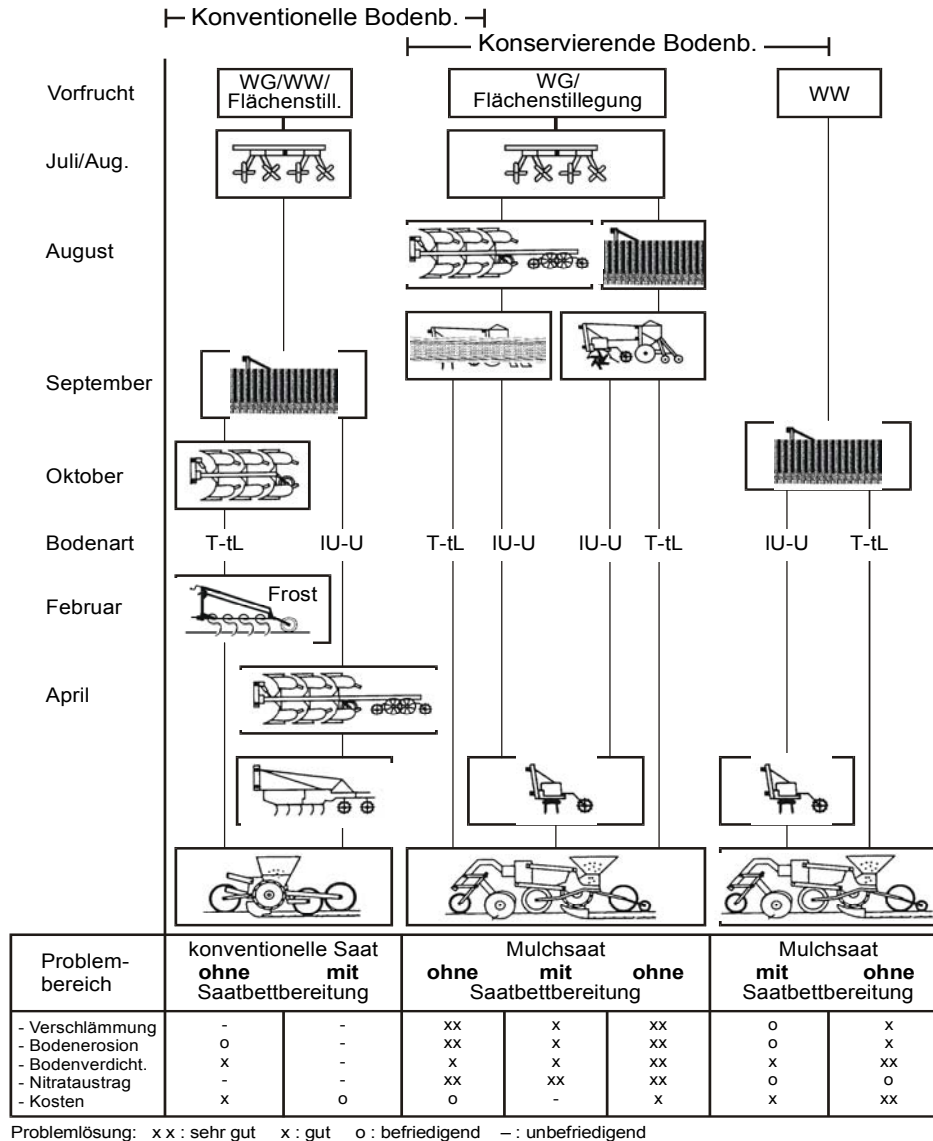


Abb. 7 Geräteinsatz bei konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung (Brunotte & Sommer; 1998)

In Wöllersheim wurde zu den Früchten Zuckerrüben - WG/WW - zu Beginn des Vorhabens eine Bodenbearbeitung mit Pflug durchgeführt. Dabei sind tonige Böden im Herbst, schluffige Lehm Böden im Frühjahr mit Packer gepflügt (linker Pfad).

In Lamspringe wurde der Zuckerrübe sowohl Senf und Phacelia (mittlerer Pfad) wie auch Strohmulch (rechter Pfad) vorangestellt. Der Standort verlangt bei seiner potentiellen Erosionsgefährdung für Zuckerrüben eine Zwischenfrucht als Mulchsaat. Die Zwischenfrucht konnte sich nur dann etablieren, wenn sie rechtzeitig nach frühräumender Gerste bestellt wurde. Nur in Frühdruschregionen gelingt hin und wieder der Senfanbau nach Weizen. So erreichte die Phacelia als Mulchsaat ohne Saatbettbereitung zu Zuckerrüben bestellt im Mai 1997 einen Bedeckungsgrad von > 30% und konnte den heftigen Gewittern zu Pfingsten standhalten (36,5 mm in 120 Minuten). Auch die mit Winterweizen bestellten Schläge waren aufgrund der bereits dichten Bodenabschirmung (Bodenbedeckungsgrad >75%) nicht von größeren Bodenumlagerungen betroffen (s. Abb. 2).

Die Wirksamkeit der höheren Bodenbedeckung gegenüber Oberflächenabfluss und Bodenabtrag veranschaulicht der Vergleich der in Abbildung 2 dargestellten Schadensbilder auf den Schlägen „Schwarzes Holz I“ und „Sackkuhle“. Beide Schläge weisen vergleichbare Bodeneigenschaften,

Hangneigungsverhältnisse und Hanglängen auf. Im Unterschied zum „Schwarzen Holz I“, wo die Zuckerrüben ohne Saatbettbereitung in die Phacelia-Zwischenfrucht gesät wurden, erfolgte die Bestellung der Zuckerrüben in der „Sackkuhle“ in einen durch zu voriges Bearbeiten (Grubbern) stark zerkleinerten Weizen-Strohmulch. Zum Zeitpunkt des Niederschlagsereignisses lag der Bodenbedeckungsgrad auf diesem Schlag bei maximal 10 bis 15%. Wie die Ergebnisse der Erosionsschadenkartierung verdeutlichen, bot die geringe Bedeckung keinen ausreichenden Schutz gegenüber dem oberirdisch abfließenden Wasser und dem darin transportierten Feinbodensediment. Für die Sackkuhle ergab sich nach Vermessung der Ausräumungsvolumina in den einzelnen Erosionsformen ein mittlerer Bodenabtrag von 7 t/ha. Als besonders stark durch Bodenerosion geschädigte Bereiche traten beim Pfingstereignis (17. und 18. Mai 1997) die in Gefällerrichtung verlaufenden Hangmulden auf. So geht hier die an sich quer zum Gefälle verlaufende Bearbeitung an den Flanken der Mulden in eine in Fallrichtung orientierte Bearbeitung über, wodurch die Mulden bei Starkniederschlägen zusätzlich erhebliche Mengen lateral zufließenden Oberflächenwassers erhalten. Eine höhere Bodenbedeckung durch Zwischenfrüchte als Mulchsaat vor Zuckerrüben könnte auf diesem Schlag zu einer deutlichen Reduzierung des Oberflächenabflusses und des Feinbodenaustrages beitragen, da durch sie sowohl die Energie des auftreffenden Regens als auch die erodierende Kraft des abfließenden Wassers stark herabgesetzt wird (siehe Schwarzes Holz I).

So ergaben Modellrechnungen für das Pfingstereignis 1997, dass ein Bodenbedeckungsgrad (BRUNOTTE et al., 1998) von 40% auf dem Schlag „Sackkuhle“ alleine zu einer 43%igen Verminderung des Sedimentaustrages aus dem Gesamteinzugsgebiet geführt hätte. Ähnliche Effekte wären für diesen Schlag auch bei sachgerechter Anwendung von Mulchsaat zu Getreide und dem ergänzenden Einsatz der „Intervallfahrgassenschaltung“ zu erwarten.

Ein wirksamer Erosionsschutz durch Mulchsaat und Zwischenfruchtanbau hängt entscheidend vom Bodenbedeckungsgrad zum Zeitpunkt eines erosiven Niederschlagsereignisses ab.

Der mit abgefrorenem Gelbsenf und Gelbsenfresiduen zu 60% bedeckte Schlag „Horst“ (untere Schlaghälfte) blieb mit Ausnahme einer in der oberen Ackerrandfurche ausgebildeten Erosions-Rinne beim Winterereignis im Februar 1996 frei von Bodenerosionsschäden (vgl. Abb. 3). Die hohe Bodenbedeckung durch rechtzeitige Senfbestellung nach Wintergerste bewirkte gleichzeitig eine Unterbrechung des vom oberen Schlagteil (Strohmulch) in einer Tiefenlinie gebündelt zufließenden Oberflächenwassers.

Dagegen lieferte der nach später Weizenernte bestellte Senf (07. September 1996) mit Bedeckungsgraden von unter 10% für den Standort keinen ausreichenden Erosionsschutz. Die aktuelle Erosionsgefährdung war deshalb bei den nachfolgenden Starkregenereignissen im Herbst und im Winter hoch, so dass es hier zu erheblichen Bodenverlusten kam (>30 t/ha).

Da nach einer späträumenden Frucht Winterweizen der Zwischenfruchtanbau zu keinem ausreichenden Bodenschutz führt, sind die Rückstände der Vorfrucht zu nutzen (rechter Pfad). Zu diesem Zweck ist auf jegliche Bearbeitung im Herbst verzichtet und erst kurz vor der Rübenbestellung 1997 mit Schichtengrubber und Kreiselgrubber gearbeitet worden. Die durch Standort - und Fruchtfolge angepasste Bodenbearbeitung erreichten Bedeckungsgrade von >25% mit Stroh lieferten einen ausreichenden Erosionsschutz und sparten gegenüber einer Zwischenfruchtbestellung 300,- DM/ha Kosten ein (BRUNOTTE et al., 1995).

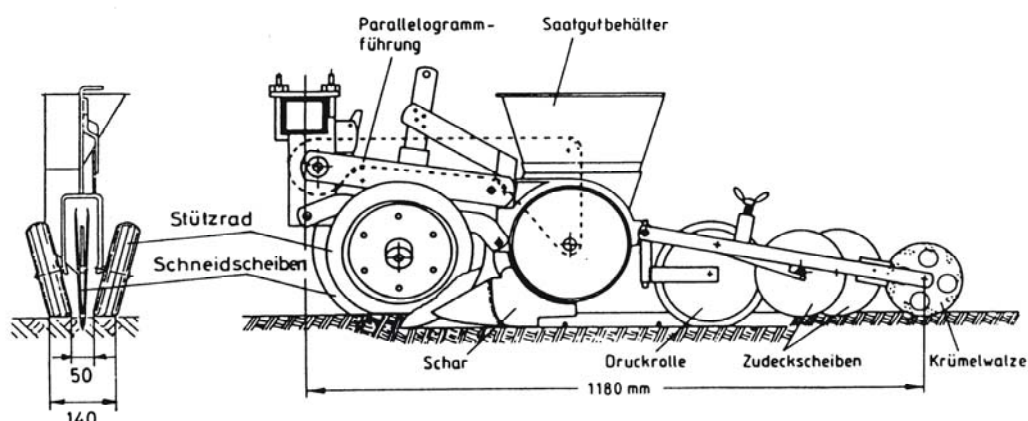


Abb. 8: Schneidscheibengerät mit Stützradführung

Effektiver Bodenschutz fordert einen hohen Bedeckungsgrad an der Bodenoberfläche. Dies verlangt für die Aussaat spezielle Sätechniken, die sich durch Schneid- (Abb. 8) oder Räum-scheiben (Abb. 9) auszeichnen.

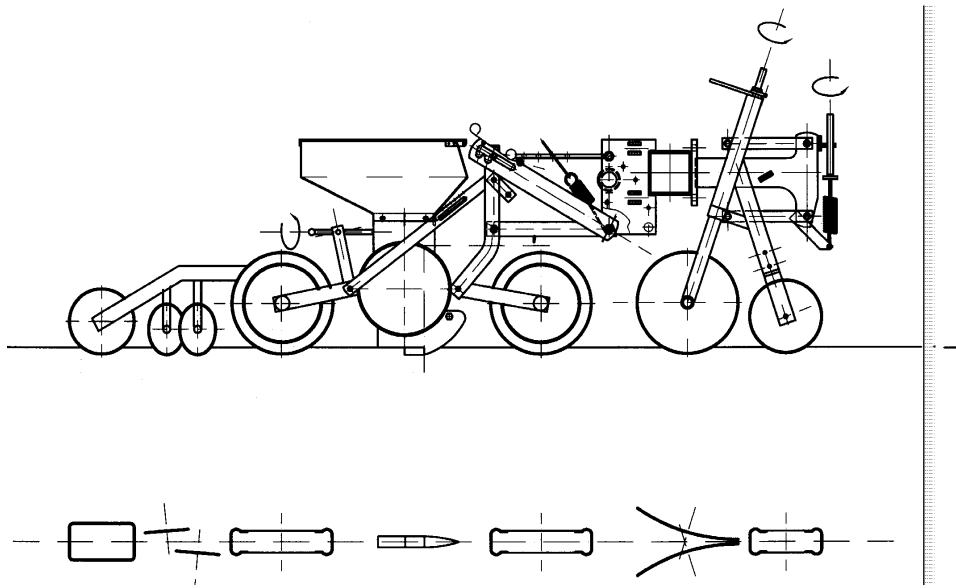
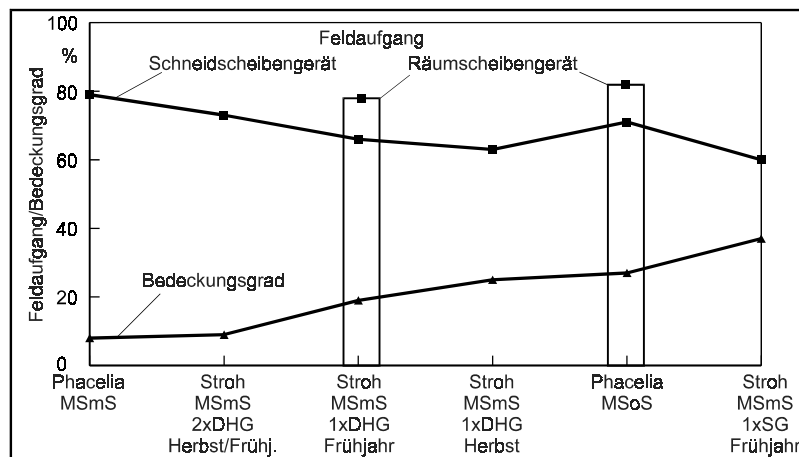


Abb. 9 Räum-scheiben-Sätechnik für konventionelle und konservierende Zuckerrübensaat



MSmS = Mulchsaat mit Saatbettbereitung; MSoS = Mulchsaat ohne Saatbettbereitung;
DHG = Doppelherzschargrubber;
SG = Schichtengrubber)

Abb. 10 Zuckerrübenfeldaufgang in Abhängigkeit von Bedeckungsgrad und Aussaattechnik (Lamspringe 1998)

Das auf dem Betrieb in Lamspringe vor handene Schneidscheibengerät kam insbesondere bei hohen Deckungsgraden durch Stroh an seine Grenzen, da Stroh ungeschnitten unter die Säfurche gedrückt wird und der Feldaufgang leidet (Abb. 10). Optimierung der Strohquerverteilung des Mäh-dreschers oder der Einsatz von Räum-scheibengeräten schaffen hier Abhilfe.

Sehr hohe Anforderungen an Betriebsmanagement und Geräteeinsatz stellt die Mulchsaat von Getreide nach Getreide bzw. Raps nach Getreide: ungleichmäßige Strohverteilung durch den Mäh-drescher, hohe Stroh-mengen und wenig Zeit für den Abbau von Stroh z. T. in Verbindung mit trockenen Bodenbedingungen charakterisieren die Probleme.

Erkenntnisse aus bereits abgeschlossenen FuE-Vorhaben und Praxisversuche erleichterten die Auswahl der geeigneten Sätechnik für Getreide, Raps und Zwischenfrucht: Die Bestellkombination setzt sich zusammen aus Kreiselgrubber (auf Griff stehende Zinken zur Mischung von Boden und Rückständen) und Reifenpackersämaschine mit Rollscharen (zur Rückverfestigung und störungsfreien Aussaat in Rückstände) (Abb. 11) (SOMMER et al., 1994).

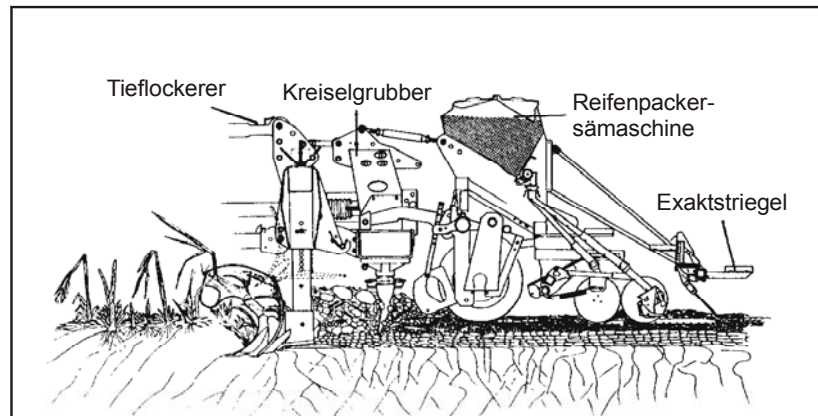


Abb. 11 Bestellkombination bestehend aus Lockerungsvorsatz, Kreiselgrubber und Reifenpackersämaschine mit Rollscharen

Folgt pfluglos Getreide auf Raps oder Zuckerrüben, ist eine einmalige Bearbeitung mit dem Grubber vor der Bestellkombination (Kreiselgrubber + Rollscharmaschine) ausreichend für eine sachgerechte Bestellung. Folgt jedoch Getreide nach Getreide pfluglos, so hat im Abstand von ca. 2 Wochen eine in der Tiefe zunehmende Bearbeitung mit dem Grubber zu erfolgen (=2 cm Einarbeitungstiefe für 10dt Stroh/ha). Der Bedeckungsgrad durch Storeste und neu gesäten Weizen erreicht im Herbst 40-60% und bietet einen wirksamen Schutz vor Abfluss und Erosion über Winter und bei Niederschlag auf getautem Boden über Frost (Ereignis Februar 1996).

Die Rapsbestellung nach Winterweizen konnte aufgrund der frühen Getreideernte zwar rechtzeitig erfolgen, jedoch nur nach vorhergehender Pflugfurche. Die trockene Witterung zum Zeitpunkt der Bestellung macht i. d. R. die Pflugfurche notwendig, um

- etwas Bodenfeuchte für den Rapsaufgang hochzupflügen,
- das Stroh von der Oberfläche zu beseitigen, da es die ersten 5 mm Niederschlag auffängt, der dann für die Keimung des Saatgutes nicht zur Verfügung steht.

Winterweizen kann nach Winterraps problemlos erfolgen. ca. 3 Wochen nach der Ernte erfolgt eine Stoppelbearbeitung mit dem Grubber auf ca. 10-15 cm Tiefe. Dabei wird der Ausfallraps bekämpft, Stroh eingemischt und den Schnecken die Lebensgrundlage genommen. Zwei weitere Wochen später erfolgt pfluglos die Aussaat mit Kreiselgrubber und Reifenpackermaschine.

(2) Tragfähigkeit

Der zweite Grundsatz für Konservierende Bodenbearbeitung ist die schonende Lockerung z. B. mit Schichtengrubber. Wird das jährlich krumentiefe Lockern z. B. auf einmal in der Fruchtfolge beschränkt, so sinken nicht nur die Kosten für Bodenbearbeitung, sondern die Tragfähigkeit des Bodens nimmt aufgrund einer erhöhten Lagerungsdichte zu. Bei der durchgeführten Fruchtfolge ist das krumentiefe Lockern zur tiefwurzelnden Frucht Zuckerrübe erfolgt. Bei Weizen nach Rüben nur bei feuchter Ernte und bei Weizen nach Weizen hat sich die Bearbeitungstiefe auf eine optimale Stroheinmischung (ca. 15-18 cm) beschränkt.

Bei unveränderter Technik stellt die gemessene Spurtiefe der Pflegespuren einen Parameter dar, der auf die Tragfähigkeit des Bodens schließen lässt: erfasst die Ausgangslagerung des Bodens, die Bodenfeuchte zum Zeitpunkt des Befahrens, die Radlast und den Kontaktflächendruck zusammen. Die Spurtiefe steht in direktem Verhältnis zum Kontaktflächendruck eines Fahrzeugs, eignet sich allerdings nur für einen rel. Vergleich zwischen Bodenbearbeitungsmaßnahmen oder unterschiedlichen Trägerfahrzeugen zur Pflege von Kulturen (Abb. 12). Die Sommerpflugfurche zum Senf hat zu einer Überlockerung des Bodens geführt, die weder technisch noch durch natürliche Setzungsvorgänge in ein tragfähiges Gefüge zurückgeführt werden

konnte. Das Fahren gleich nach Niederschlägen hat die Spuren zusätzlich vertieft. Die technische Gleichbehandlung der Strohmulch-Varianten belegt mit 8 cm Spurtiefe die höhere Tragfähigkeit des schonend, nichtwendend gelockerten Bodens im Strohmulch.

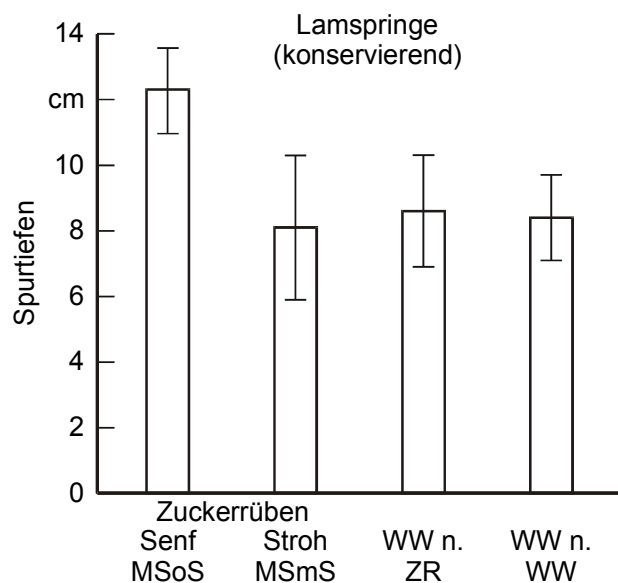


Abb. 12 Spurtiefenmessung in Abhängigkeit von Kulturart und Bodenbearbeitung (Spur hangabwärts bei voller Pflanzenschutzspritze nach Beendigung der Pflegemaßnahmen, Lamspringe 1996)

Die Spurtiefen der Weizenschläge liegen auf vergleichbarem Niveau. Obwohl unterschiedliche Vorfrüchte vorliegen, ist die Spurtiefe der Pflegemaßnahmen gleich, weil der Grad der Lockerung (=Flügelschargrubber 15 cm tief) nicht variiert wurde. Nur die zu Senf durchgeführte Pflugfurche hat deutlich tiefere Spuren und damit eine geringere Tragfähigkeit.

Veränderung der Arbeitsverfahren

(3) Zusammenlegen von Arbeitsgängen

Während zur Zuckerrübenbestellung i. d. R. absetzig gearbeitet wird, das heißt Sekundär-Boden-Bearbeitung und Saat in getrennten Arbeitsgängen erfolgen (=erforderlich, da Oberfläche bis zur Saat abtrocknen muss), werden bei der Aussaat von Getreide und Raps Arbeitsgänge zusammen gefasst. Die für das FuE-Vorhaben ausgewählte Kombination aus Kreiselgrubber und Rollschar-Sämaschine erlaubt die Sekundärbodenbearbeitung und Aussaat in einem Arbeitsgang durchzuführen, das mindert den Spurfächenanteil und spart Energie und damit Kosten für die Arbeiterledigung (BRUNOTTE und SOMMER, 1998). Als Grundbodenbearbeitungsgerät dient ein kurzgebauter Schichtengrubber mit in der Breite und Tiefe verstellbaren Flügelscharen. Dieser Grubber wird immer dann solo zur schonenden Lockerung eingesetzt, wenn, wie bei Zuckerrüben, der Termin für Grundbodenbearbeitung und Aussaat nicht zusammen fallen.

Im Herbst zur Getreidebestellung kann jedoch auch eine Kombination des Schichtengrubbers mit der Bestellkombination erfolgen, so dass Grund-, Sekundärbodenbearbeitung und Aussaat in einem Arbeitsgang erfolgen. Dies ist insbesondere dann sinnvoll, wenn Verdichtungen aufzubrechen sind und im Anschluss eine Zwischenfrucht das mechanisch gelockerte Gefüge biologisch zu stabilisieren hat. Durch die Kopplung von Arbeitsgängen wird die gelockerte Krume nicht erneut vom Bestellschlepper befahren. Der Spurfächenanteil und die Überrollhäufigkeit sinken auf ein Minimum und helfen somit Bodenverdichtungen nach dem Vorsorgeaspekt vorzubeugen.

(4) Raue Oberfläche

Die Rückverfestigung des gelockerten Bodens erfolgt durch eine Reifenpackerwalze. Sie übernimmt durch die aufgelöste Bauweise zwei gegenläufige Funktionen:

Die Reifen rückverfestigen den Boden nur dort in Streifen, wo anschließend die Rollschare laufen. Dies schafft nicht nur Kapillarwasseraufstieg, sondern ermöglicht zusätzlich den Scharen die Führung auf einer vorverfestigten Zone mit gleichmäßiger Ablagetiefe. Die zwischen den Reifen verbleibenden Zwischenräume zeichnen sich durch eine raue Oberfläche aus, unterstützen damit die Verschlammungsminde rung und fördern durch die fehlende Rückverfestigung die Wasserinfiltration (=2,5fach höher als der rückverfestigte Reifenbereich). Diese streifenförmige Bearbeitung, die hohen Feldaufgang mit hoher Infiltration kombiniert, wird als „gezielte Heterogenität“ bezeichnet. Sie ermöglicht darüber hinaus der Wurzel einer Kulturpflanze, sich immer die für das Wachstum optimalen Bereiche zu suchen: bei Trockenheit dichte Lagerung, bei Feuchtigkeit lockere Lagerung (BRUNOTTE und SOMMER 1998).

(5) Verkürzung der Hanglänge

Eine Mulchsaat (mit/ohne Saatbettbereitung) macht es grundsätzlich nicht erforderlich, die erosive Hanglänge z. B. durch Streifeneinsaat von Wintergerste zu verkürzen (Sommer et al., 1994). Hin und wieder nicht ausreichend ist die Abflussminderung in tief ausgefahrenen Pflegespuren=linienhafte Erosion. Die Infiltrationsleistung in der Spur ist durch Verdichtungen stark herabgesetzt (Abb. 13) und das Stengelmaterial reicht in seiner Bremsfunktion nicht aus. Am Standort Lamspringe wurde die erosive Hanglänge gekürzt durch die technische Einrichtung einer „Intervall-Fahrgassenschaltung“: alle 5, 10 oder 20 m wird die jeweilige Frucht in der Fahrgasse mit ausgesät, um einen ausreichenden Bremseffekt für Wasser und Boden zu erzielen.

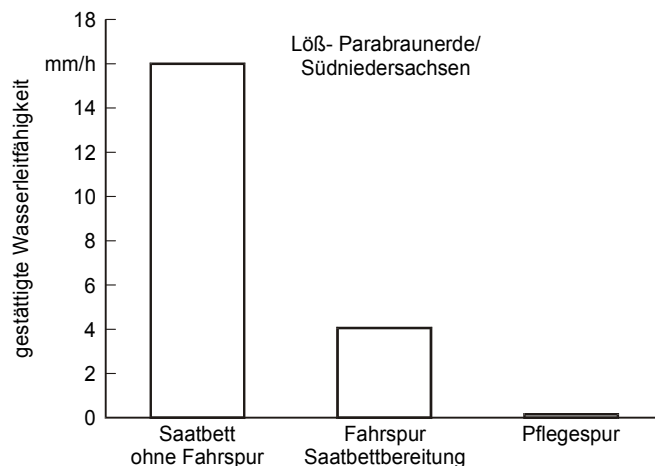


Abb. 13 Wasserleitfähigkeit unterschiedlicher Fahrsuren nach der Zuckerrübenbestellung
//*/*

Bei extremen Starkregenereignissen im Herbst, wie bei denen vom 28.10.1998 (41,3 mm/d) und vom 01.11.1998 (32,6 mm/d), sind der Wirkung der „Intervall-Fahrgassenschaltung“ aufgrund der noch geringen Bodenabschirmung (Bodenbedeckung durch die Blattfläche im Einsaatbereich ca. 20-25%) und des zuvor bereits hochgradig wassergesättigten Bodens (Wassergehalt 40-45 Vol.-%) allerdings Grenzen gesetzt. Der Bremseffekt wird auch durch die eine Befahrung bei der Herbstapplikation gemindert, da das Getreide in der Fahrgasse durch die Reifen gequetscht wird.

So wurden über die beiden in den Tiefenlinien des Schlages „Trompeterbusch“ verlaufenden Erosionssysteme (linienhafter Bodenabtrag durch Rillen und Rinnen) bei den Starkniederschlägen im Herbst 1998 etwa 160 t humosen Feinbodens aus 108 ha des Einzugsgebietes ausgetragen und in den Vorfluter transportiert. Da diese Tiefenlinien jeweils große Einzugsgebiete entwässern, die bei Starkniederschlägen erhebliche Mengen an Oberflächenabfluss liefern, ist ein ausreichender Erosionsschutz ebenso wie die Verminderung oberirdischer Stoffeinträge hier nur durch eine Verringerung der erosiven Hanglänge oder durch eine höhere Bodenbedeckung zu erreichen.

(6) Fahrgassen bei Reihenfrüchten

Die Pflegemaßnahmen in Raps, Getreide und Zuckerrüben werden immer dann zum Problem, wenn nach Niederschlägen termingebundene Düngungs- bzw. Pflanzenschutzmaßnahmen durchzuführen sind. Treffen feuchter Boden, eine überlockerte Krume und schmale Reifen mit hohen Radlasten zusammen, können Spurtiefen von mehr als 10 cm entstehen mit all den bereits beschriebenen unerwünschten Nebeneffekten.

Neben einer erhöhten Tragfähigkeit kann Vorsorge auch durch Änderung der Fahrzeugparameter geschaffen werden. Soll die hohe Rad-Last bis zu 3 t, z. B. auf breitere Reifen abgestützt werden, muss von Seiten der Arbeitsverfahren erst die entsprechende Voraussetzung geschaffen werden. Bei Getreide sind 3 statt 2 Reihen zu schließen, und bei Zuckerrüben sind Fahrgassen anzulegen, indem eine Reihe nicht ausgesät wird (Abb. 14). Dadurch entstehen theoretisch 80 cm Platz für breitere Reifen. Der Pflegeschlepper kann demnach mit der breiteren Standardbereifung 16.9 bzw. 18.4 Zoll ausgerüstet werden. Die Fahrgassenrandreihen erbringen 145 % des Ertrages der Fläche, so dass ab einer Arbeitsbreite von 18 m der Fahrgassenanbau ertragsneutral ist (BRUNOTTE und SOMMER 1993).

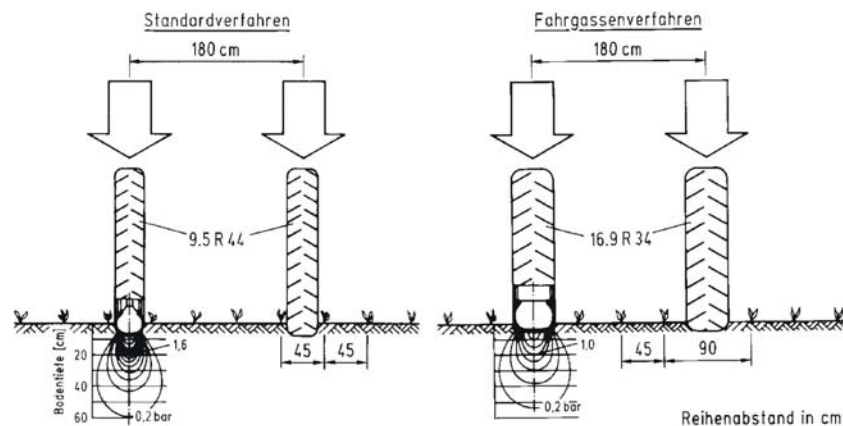


Abb. 14 Pflegesysteme im Zuckerrübenanbau

Veränderung der Fahrzeugparameter

Es werden zur Vorsorge von Abfluss und Abtrag nur die Arbeitsgänge betrachtet, die großen Einfluss z. B. auf die linienhafte Erosion haben, wie die Pflegespuren, die als Spurwannen über einen langen Zeitraum an der Oberfläche erhalten bleiben. Zusätzlich liefern die Spurtiefen Hinweise über den Einfluss von Fahrzeugparametern auf die Bodenstruktur.

Während des Versuchszeitraumes hat es eine ständige Weiterentwicklung bei den Trägerfahrzeugen zur Pflege gegeben:

- 1995: Systemschlepper MB-trac mit 2000 l Aufbauspritze und schmalen Rädern,
- 1996-97: Systemschlepper Xylon mit Anhängespritze und schmalen Rädern,
- 1998: Systemschlepper Xylon mit Anhängespritze und breiten Rädern (Abb. 15).

Darüber hinaus haben zur Zuckerrübe für den Vergleich auf Teilflächen immer eine Bodenbearbeitung mit Pflug und eine pfluglose Bodenbearbeitung (=Strohmulch) stattgefunden, die unterschiedliche Tragfähigkeiten liefern.

Die in Abb. 15 dargestellten Fahrzeugparameter stellen Maximalwerte dar, die nur bei gefüllter Pflanzenschutzspritze kurzzeitig wirken, da der Behälterinhalt während der Strecke abnimmt. So erreichte der 1995 ein gesetzte System-Schlepper durch die auf der Hinterachse aufgebaute Spritze Radlasten von 2,4 t, die sich über 11.2 Zollreifen mit dem hohen Reifen-Innen-Druck von 3 bar abstützten und im Maximum Kontaktflächendrucke von 1,74 bar erreichten.

Der Übergang auf den Systemschlepper mit Anhängespritze brachte 1996 und 1997 nicht den gewünschten Effekt einer günstigeren Gewichtsverteilung durch eine angehängte Spritze und die 3. Achse, da gleichzeitig der schwerere Systemschlepper und ein größeres Fass gewählt wurden. Demzufolge entstanden ähnliche Radlasten und Kontaktflächendrucke. Die Spurtiefen lagen bei feuchterem Boden zum Zeitpunkt des Befahren auf etwas erhöhtem Niveau.

1998 wurden die Pflegereifen durch die breitere Standardbereifung (18.4 R 38) ersetzt. Dadurch konnte der Reifen-Innen-Druck auf 1,2 bar abgesenkt werden und erhöhte Aufstandsflächen reduzierten den Kontaktflächendruck auf Werte <1 bar.

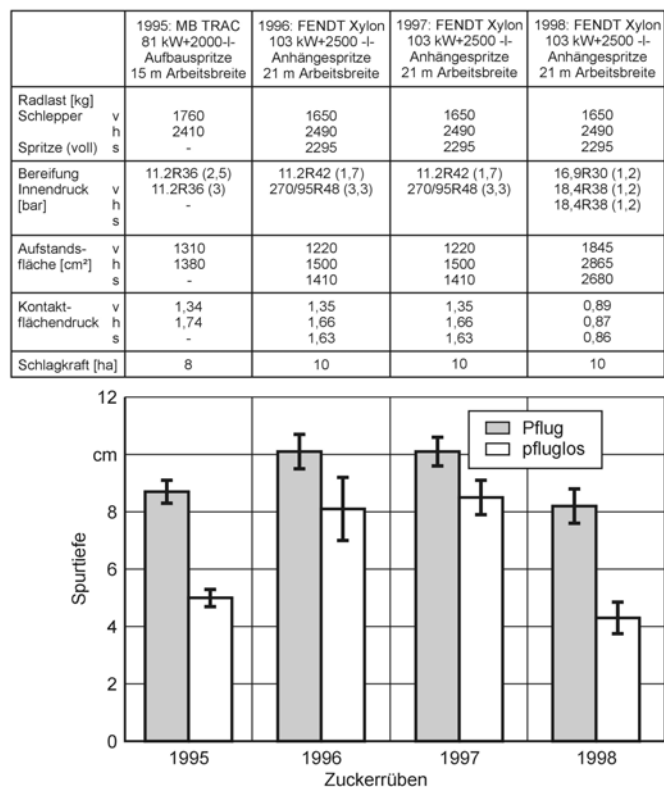


Abb. 15 Veränderung des Pflanzenschutzträgerfahrzeuges von 1995-1998 und Auswirkungen auf die Spurtiefe (Spur hangabwärts bei voller Pflanzenschutzspritze, Lamspringe 1995-98)

Die Spurtiefen waren durch breite Bereifung gegenüber 1996 und 1997 eindeutig flacher. Nach Pflug ist die Spurwanne 8 cm tief, nach Mulchsaat mit 4 cm nur halb so tief. Die Umstellung von 1995 mit MB-trac + Aufbauspritze auf Xylon plus Anhängespritze bringt keine Verringerung der Spurtiefe, da das Trägerfahrzeug insgesamt schwerer geworden ist und eine Überrollung/Überfahrt mehr erfolgt. Eine Verringerung der Radlast wie z. B. bei einem 60 kW-Schlepper + Anhängespritze würde einen weiteren Beitrag zur Bodenschonung liefern und flachere Spurwannen erzielen.

Auch andere Untersuchungen belegen die Halbierung der Spurtiefe beim Übergang von Konventioneller auf Konservierende Bodenbearbeitung. Bei dieser weniger starken Beeinträchtigung der Bodenstruktur ist bei Mulchsaat in den Spuren Regenwurmaktivität (*Lumbricus terrestris*) zu beobachten, so dass eine gewisse Infiltrationsleistung bei nicht zu heftigen Niederschlägen festzustellen ist.

Ein Boden schonendes Befahren ist demnach immer dann zu realisieren, wenn mehrere Maßnahmen kombiniert werden (Abb. 16):

- hohe Tragfähigkeit des Bodens durch schonende Lockerung mit Schichtengrubber,
- Begrenzung der Radlasten durch Auswahl von Trägerfahrzeugen mit günstiger Gewichtsverteilung (Anhängespritze),
- Änderung der Arbeitsverfahren z. B. in Richtung Fahrgassenanbau bei Zuckerrüben, um breiten Reifen eine ausreichenden Platz zwischen den Reihen zu geben,
- Einsatz breiter Reifen (bei Pflegemaßnahmen die Standardbereifung) zur Senkung von Reifen-Innen-Druck und Kontaktflächendruck.

Die Kopplung der vier aufgeführten Maßnahmen für bodenschonendes Befahren berücksichtigt nicht nur den Vorsorgeaspekt, nach dem Bodenschutzgesetz Verdichtungen zu vermeiden, sondern schafft gleichzeitig die Voraussetzung für eine hohe Schlagkraft bei Pflegemaßnahmen, weil mit 2000-3000 l Fassinhalt gefahren werden kann.

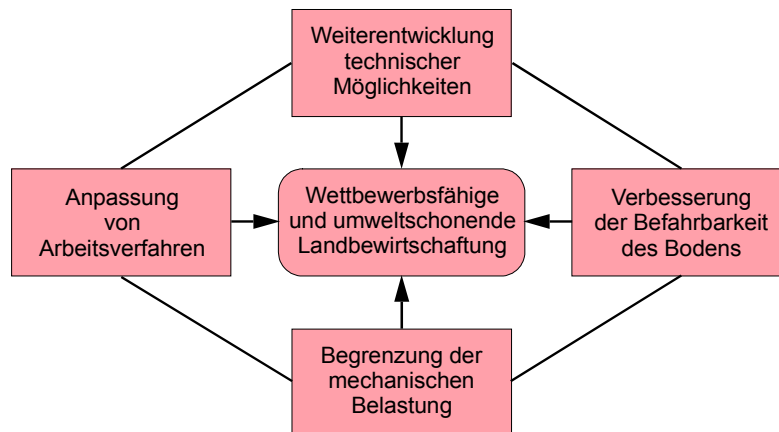


Abb. 16 Konzept für bodenschonendes Befahren in der pflanzlichen Produktion (Brunotte und Sommer, 1993 und 1998)

Schlussfolgerungen

Ziel und Konzeption des durchgeführten FuE-Vorhabens war die Beurteilung des Austrags von Pflanzenschutzmitteln durch Abschwemmung und Abtrift landwirtschaftlicher Flächen. In dem beschriebenen Teilprojekt ging es um die gezielte Auswahl von Verfahren und Gerätetechnik, um den Austrag von Pflanzenschutzmitteln zu reduzieren. Dabei wurden zu Zuckerrüben und Getreide Mulchsaat-Verfahren ausgewählt, die über an der Oberfläche vorhandene Rückstände die Verschlammungsneigung, Abfluss und Erosion mindern.

Insbesondere bei Zuckerrüben konnten auf stark gefährdeten Schlägen der Anbau von Zwischenfrüchten nach Wintergerste und die Nutzung als Mulchsaat das Abfluss- und Austragsgeschehen effektiv verringern. Auf schwach geneigten Flächen nach Winterweizen reichte auch die Mulchsaat auf Basis Strohmulch aus.

Die Mulchsaat zu Getreide erforderte zwei Einarbeitungsvorgänge für das Stroh, um eine sachgerechte Mulchsaat durchführen zu können. Um linienhaften Abfluss insbesondere im Herbst nach Applikation der ersten Herbizidmaßnahme zu reduzieren, wurde die erosive Hanglänge durch eine „Intervallfahrgassenschaltung“ verkürzt.

Setzen Starkregenereignisse kurz nach dem Applikationstermin ein, können die erosionsbedingten Austräge - verglichen mit Bodenbearbeitung nach Pflug – zwar reduziert, aber nicht ganz vermindert werden. Die reduzierte Eingriffsintensität bei Mulchsaat führt neben einer Abflussminderung gleichzeitig zu einer Erhöhung der Bodentragfähigkeit. Schaffen zusätzlich Arbeitsverfahren (z. B. Fahrgassenanbau) die Voraussetzung für den Einsatz veränderter Fahrzeugparameter (z. B. breite Reifen bei Pflegemaßnahmen), dann ist ein Höchstmaß an Bodenschonung – das heißt Vorsorge vor Bodenverdichtungen – möglich. Die dabei realisierte hohe Schlagkraft der Verfahren verbindet die Ziele für eine wettbewerbsfähige und umweltverträgliche Landwirtschaft.

Literatur

- Brunotte J., Sommer C. (1993): Fahrgassen im Zuckerrübenanbau. Die Zuckerrübe, 42 (6), 344-349.
- Brunotte J., Sommer C. (1998): Mulchsaat – ein Wichtiger Baustein zukünftiger Landwirtschaft. Broschüre Amazone, S. 64.
- Brunotte, J., Sommer C., Winnige, B., Frielinghaus, M. (1998): Ermittlung aktueller Bodenbedeckungsgrade auf Versuchs- und Praxisflächen. Bericht aus dem Institut für Betriebstechnik, 246, S. 35.
- Brunotte, J., Roth, C.H., Hollmann, P., Sommer, C. (1995): Einzelbetrieblicher Nutzen-Kosten-Vergleich von Erosionsschutz durch Mulchsaat-Verfahren. Landbauforschung Völkenrode, 45 (3), 122-134.
- Roth, C.H., Brunotte, J., Sommer, C. (1990): Die Bedeutung von Verschlammung und Verdichtung auf Lössböden. Die Zuckerrübe, 39 (1), 50-53.
- Sommer, C., Brunotte, J., Ortmeier, B. (1994): Einführung von Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung in die Praxis. FuE-Vorhaben 87 UM 01. Bericht aus dem Institut für Betriebstechnik, 222, S. 385.
- Sommer, C., Brunotte, J. (1996): Kriterien für eine bodenschutzorientierte Landwirtschaft. In: Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Tagung Wittenberg, 11./12.07.1996. Zeller Verlag Osnabrück, 1997, 55-79.
- Winnige, B., Cornelius, U., Frielinghaus, M. (1998): Indikation der aktuellen Erosionsgefährdung mit Hilfe der Bodenbedeckung. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkunde, Lichen-Gesellschaft.

Technische Lösungsansätze zur Minimierung des Eintrags von Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässer durch Abtrift

Ripke, F.-O., Warnecke-Busch, G., Garrelts, J.

Einleitung und Zielsetzung

Bei der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln im Freiland kann Abtrift entstehen und zum Wirkstoffeintrag in oberirdische Gewässer führen. Dabei muss zwischen der indirekten Abtrift, die nach Beendigung des Applikationsvorganges in Abhängigkeit von den physikalisch-chemischen Eigenschaften des Pflanzenschutzmittels, von der Witterung und der benetzten Oberfläche in Form von Verdunstung aus der behandelten Fläche auftritt, und der direkten Abtrift unterschieden werden.

Bei der direkten Abtrift handelt es sich um den Anteil der ausgebrachten Wirkstoffmenge, der während des Spritzvorganges durch horizontale und vertikale Luftbewegungen aus der Behandlungsfläche herausgetragen wird. Neben zahlreichen Witterungsfaktoren, den Geländebeziehungen und dem Pflanzenbestand auf und neben der Behandlungsfläche wird die direkte Abtrift besonders von technologischen Faktoren beeinflusst. Zu diesen zählen die vom Anwender variabel wähl- und einstellbaren Faktoren Zerstäuberart, Betriebsdruck und Fahrgeschwindigkeit sowie die Ausstattung des Feldspritzgerätes mit z. B. Vertikalluftstromtechnik.

Eine Minimierung der direkten Abtrift setzt genaueste Kenntnisse der einzelnen Parameter voraus. Entsprechende Daten können nur durch gezielte Freilandmessungen der direkten Abtrift gewonnen werden.

Ziel des Vorhabens war der Vergleich eines zeitgemäßen, dem Stand der Technik entsprechenden konventionellen Zerstäuberverfahrens mit einem neu entwickelten Vertikal-Luftstrom-Verfahren. Die Messungen unter Freilandbedingungen zeigen erfahrungsgemäß eine hohe Variabilität der Einzelergebnisse. Dies zwingt zu mehrfachen Wiederholungen der Messdurchgänge – insbesondere auf gewässernahen Ackerflächen in Hanglagen mit schwankenden Wind-Geschwindigkeiten und –Richtungen.

Material und Methoden

Versuchsstandorte

Im Vergleich zum konventionellen Feldspritzgerät, das mit Flachstrahl-Düsen ausgestattet war, sollte ein Feldspritzgerät mit Vertikalluftstrom-Zusatzausstattung im Hinblick auf seine abtriftreduzierenden Effekte untersucht werden.

Die notwendigen Freilandmessungen des direkt abgetrifteten Wirkstoff-Bodensediments erfolgten auf Ackerflächen am Standort Lamspringe beim Einsatz eines Anhänger-Feldspritzgerätes des Typs Rau Air Plus. Für Messungen ohne Pflanzenbestand konnten gemähte Grasbracheflächen und für Messungen mit Pflanzenbestand Weizenschläge genutzt werden. Serienuntersuchungen am Gewässer, d. h. unter praxisüblichen Böschungs- und Bewuchs-Verhältnissen, waren auf Flächen im Anschluss an das Untersuchungstal, d. h. unterhalb der Wasserprobenentnahmestelle in der Lamme, dem Hauptgewässer des zentralen Untersuchungsraumes, möglich.

Abtrift-Gewässer-Wirkstoffeinträge aus betriebsüblichen Mittelanwendungen des Versuchsbetriebes auf den Schlägen „Sackkuhle“, „Pauluskamp“, „Weide“ und „Trompeterbusch“ konnten unbeeinflusst von den vorgenannten Serien-Begleitversuchen mit der Wasserproben-Entnahme aus der Lamme erfasst werden. Abbildung 1 gibt den geographischen Überblick. Die konventionelle Vergleichsvariante kam am Standort Wöllersheim zum Einsatz. Abbildung 2 zeigt die praxisüblich behandelten Ackerschläge mit den anliegenden oberirdischen Gewässern.

Die betroffenen Betriebsleiter erhielten eine Einweisung in Versuchsaufbau, Versuchsfrage und Gerätetechnik und wurden auf das Führen des alle Praxiseinsätze begleitenden „Spritztagebuches“ vorbereitet.

Die parallel zu den Praxiseinsätzen und unabhängig von diesen notwendigen Serien-Abtriftmessungen wurden von Mitarbeitern des Pflanzenschutzamtes Hannover unter Nutzung der vorgenannten Geräte auf Flächen außerhalb der in Abbildung 1 und Abbildung 2 dargestellten zentralen Untersuchungsräume durchgeführt.

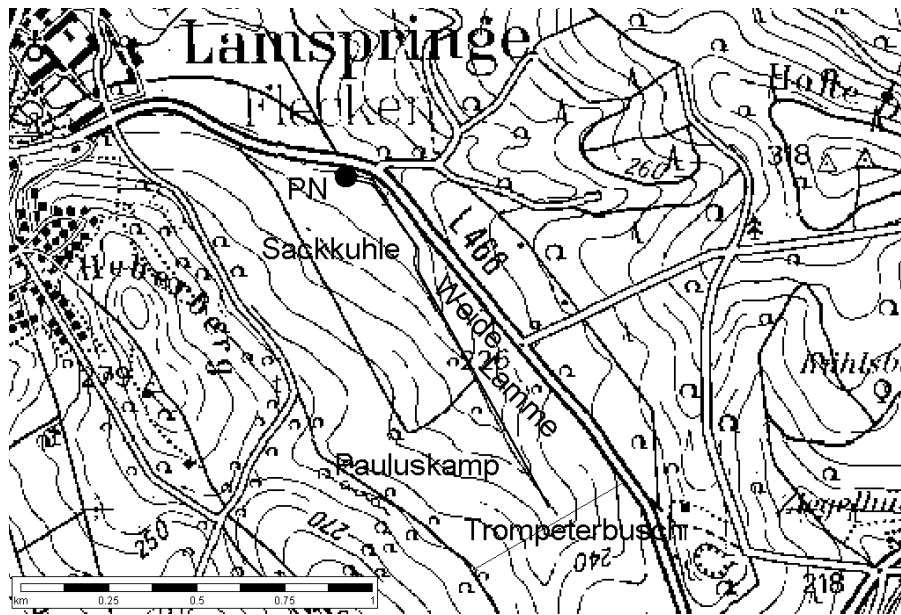


Abb. 1 Lage der Ackerschläge mit Lamme im Untersuchungsraum Lamspringe (PN = Standort des Wasserprobennehmers)

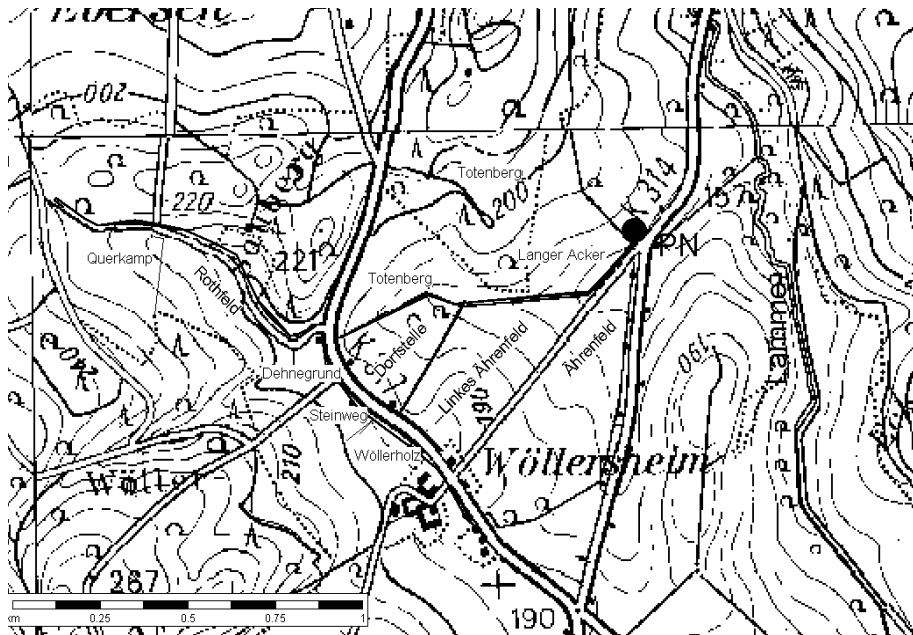


Abb. 2 Lage der Ackerschläge mit oberirdischen Gewässern im Untersuchungs-Raum Wöllersheim (PN = Standort des Wasserprobennehmers)

Die Einhaltung der Zielplanung gestaltete sich in der Praxis schwierig, weil in den Hanglagen der Vorharz-Region „Lamspringe“ offensichtlich variable Windrichtungs- und -geschwindigkeitsverhältnisse vorherrschen.

Angewandte Untersuchungsmethode

Die Auswahl der Versuchsflächen, die Durchführung der Abtriftuntersuchungen und die Auswertung der Ergebnisse erfolgte auf Basis der BBA-Richtlinie für die Prüfung von Pflanzenschutzgeräten Teil VII 2-1.1 „Messung der direkten Abtrift beim Ausbringen von flüssigen Pflanzenschutzmitteln im Freiland“ (Stand September 1992).

Abbildung 3 veranschaulicht die Versuchsanordnung.

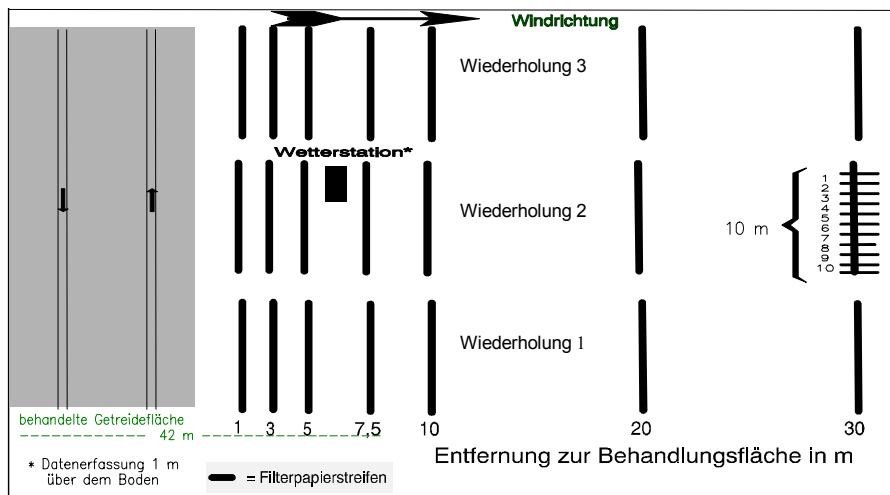


Abb. 3 Freilandmessungen – Direkte Abtrift – Bodensediment

An den Entfernungspositionen (1, 3, 5, 7,5, 10, 20 und 30 m) dienen 10 m lange und 30 mm breite Filterpapierstreifen zur Erfassung der direkten Abtrift in Form des Bodensedimentes. Jede Messreihe wurde in 10 Abschnitte von 1 m Länge unterteilt. In den Versuchsjahren 1996 und 1997 sind pro Spritzdurchgang 3 Messblöcke im Abstand von 10 m hintereinander aufgebaut worden. Im mittleren Messblock befand sich im Abstand von 5 m zur Behandlungsfläche die Wetterstation zur Aufzeichnung von Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Lufttemperatur und rel. Luftfeuchtigkeit.

Als Versuchsflüssigkeit diente das amtlich zugelassene Pflanzenschutzmittel Cupravit OB 21 (Hersteller: Bayer AG, Zulassungs-Nr.: 30723-63, Wirkstoffgehalt: 756 g/kg Kupferoxychlorid) in 1%iger Konzentration in Wasser.

Die ausgelegten Filterpapierstreifen (1 m x 0,03 m) wurden unmittelbar nach der Spritzung im Feld in Gläser (500 ml Volumen) gefüllt, in diesen transportiert und im Labor in 100 ml EDTA-Lösung (Ethylendinitrotetraessigsäure 1%-ig in bidestilliertem Wasser) 15 Minuten im Überkopfschüttler geschüttelt. Nach der anschließenden Ruhephase von 60 Minuten erfolgte die Analyse bzw. Bestimmung des Kupfergehaltes mit Hilfe eines Graphitrohfen-Atom-Absorptions-Spektrometers (Typ Perkin Elmer 1100B) bei 324,7 nm Wellenlänge (Messbereich von 2 bis 100 µg/l bei Wiederfindungsraten von 97-99% auf Filterpapier).

Die statistische Auswertung erstreckte sich auf das 95%ige Perzentil und den Mittelwert.

Eingesetzte Zerstäuberverfahren

Anhänge-Feldspritzgerät mit Vertikal-Luftstromunterstützung

Für die Durchführung der Freilanduntersuchungen wurde ein Anhänge-Feldspritzgerät mit 2500 Behältervolumen und 21 m breitem Spritzgestänge vom Typ „RAU AIR PLUS“ beschafft. Dieses Gerät ist serienmäßig mit einem Luftverteilsystem ausgerüstet, welches hinter den Düsen einen Vertikal-Luftstrom erzeugt. Der Luftstrom nimmt aus dem Spritzstrahl nach hinten austretende, in der Regel feine Tropfen auf und transportiert sie senkrecht nach unten in den Pflanzenbestand oder auf den Boden. Die Luftleistung ist hydraulisch stufenlos verstellbar. Sie soll der Höhe und Dichte des Pflanzenbestandes angepasst werden, damit die Zweiphasen-Strömung aus Luft und Flüssigkeitstropfen vom Boden nicht reflektiert wird. Der Abspritzwinkel von Flüssigkeit und Luftstrom lässt sich um bis zu 30 Grad schräg nach vorn und hinten verstellen.

Aufgrund der sehr hohen Abtriftwerte bei Hohlkegeldüseneinsatz zu Beginn des Versuchsjahres 1995, die z. T. noch weit über den gültigen BBA-Abtrift-Eckwerten lagen, kamen im Praxisbetrieb von vornherein ausschließlich die konventionellen Flachstrahldüsen 8004 XR mit und ohne Vertikalluftstrom-Unterstützung zum Einsatz. Der Abspritzwinkel von Flüssigkeit und Luftstrom wurde dem Bestand angepasst. Bei Grasbrache in EC 11 betrug der Abspritzwinkel 30 Grad schräg nach hinten, um den auftretenden Schleier feiner Tropfen nach Möglichkeit vollständig auf dem Boden zu halten. Entsprechend dem bei visueller

Beurteilung geringsten Tropfenschleier wurde die Austrittsgeschwindigkeit des Vertikalluftstromes am Gerät auf unter 25 m/s eingestellt.

Luftinjektordüsen

Neben der genannten Vertikal-Luftstromtechnik waren Luft-Injektor-Düsen des Typs ID 12002, 120025 und 12003 der Firma Lechler im Versuchsprogramm enthalten.

Detailinformationen zur Funktions-Weise von Luft-Injektor-Düsen sind einschlägigen Veröffentlichungen in Fachzeitschriften zu entnehmen.

Tab 1 Luft-Injektor-Düsen für Ganzflächenspritzungen im Ackerbau bei 200 – 300 – 400 l/ha Wasseraufwandmenge

| Zer- stäuber | Betriebs- druck [bar] | Einzelzer- stäuber- Ausstoss [l/min*] | Wasseraufwand ** l/ha | | Mittlerer volumetrischer Tropfen- durch- messer (MVD) [mm] | Feintropfen- durchmesser mit 10 % Volumen- Summen- anteil am Ausstoss [mm] | Geschätzte Windge- schwindigkeits- Einsatzgrenze für kon- ventionelle Feldspritzgeräte [m/s] | Eignung für abtrift- reduzierte Behandlung der Rand- Fahrgasse an Gewässern mit ca. 2,0 bar Betriebsdruck |
|-----------------|-----------------------------|--|--------------------------|------|--|---|---|---|
| | | | 6 km/h / 7 km/h *** | **** | | | | |
| Air Injektor | 3,0 | 0,99 | 196 | - | 0,500 | 0,191 | 5 | |
| ID 120 025 | 4,0 | 1,15 | 230 | 197 | 0,467 | 0,179 | 5 | ++ |
| TD 110 025 | 5,0 | 1,28 | 266 | 219 | 0,432 | 0,167 | 4 | |
| Air Injektor | 3,0 | 1,17 | 234 | 200 | 0,529 | 0,198 | 5 | |
| ID 120 03 | 4,0 | 1,35 | 271 | 232 | 0,489 | 0,189 | 5 | ++ |
| TD 110 03 | 5,0 | 1,52 | 303 | 260 | 0,455 | 0,180 | 5 | |
| Air Injektor | 3,0 | 1,55 | 311 | 266 | 0,591 | 0,217 | 5 | |
| ID 120 04 | 4,0 | 1,80 | 360 | 309 | 0,543 | 0,207 | 5 | +++ |
| TD 110 04 | 5,0 | 2,02 | 403 | 348 | 0,503 | 0,193 | 5 | |

Erläuterungen: * Tabellenwerte nach Herstellerangabe bei an den Düsen gemessenem Betriebsdruck in Verbindung mit Membranventilen zur Nachtropfverhinderung; ** bei 50 cm Düsenabstand; *** 6 km/h Fahrgeschwindigkeit = 60 Sekunden für 100 m Fahrstrecke; **** 7 km/h Fahrgeschwindigkeit = 51,4 Sekunden für 100 m Fahrstrecke; ***** gemessen in Laser-Doppler-Verfahren (PDPA); ++ = gut geeignet, +++ = sehr gut geeignet

Tabelle 1 listet die technischen Daten der gegenwärtig angebotenen Luft-Injektor-Düsen auf und belegt den relativ großen Tropfen-Durchmesser im Bereich von 0,4-0,5 mm. Derartige Werte werden von den sog. Antidrift-Düsen des Typs AD 12003 nicht erreicht. Selbige wurden in Wöllersheim im konventionellen Feldspritzgerät zunächst in den Versuchsjahren 1995 und 1996 eingesetzt. Tabelle 2 gibt Auskunft über die technische Ausstattung der Versuchsbetriebe im Untersuchungszeitraum.

In den vom Praxiseinsatz getrennten, vom Pflanzenschutzamt Hannover durchgeführten Abtriftmessungen kamen in 1997 auch Injektordüsen des Typs ID 12003 mit auf 2,0 bar reduziertem Betriebsdruck zur Anwendung. Die in der Vergangenheit in Deutschland erarbeiteten Abtriftmessergebnisse reichen für die Darstellung des funktionalen Zusammenhanges zwischen Tropfengröße und direkter Abtrift entsprechend Abbildung 4 aus. Die vorgenannte Luft-Injektor-Düse realisiert bei 2,0 bar Tropfengröße im Bereich von 0,55 mm MVD und damit die zur Zeit technisch besten Voraussetzungen für den notwendigen Kompromiss zwischen Abtriftfestigkeit und biologischer Mittelwirkung.

Tab 2 Technische Ausstattung der Versuchsbetriebe in Lamspringe und Wöllersheim

| Standort | Gerätetyp | Arbeitsbreite m | Jahr | Düsenausstattung | Wasseraufwand l/ha | Fahrtgeschwindigkeit km/h | Betriebsdruck bar |
|-------------|------------------|--------------------|------|------------------|-----------------------|------------------------------|----------------------|
| Lamspringe | Rau | 21 | 1995 | XR 8004 | 200 | 7 | 1,7 |
| | Spridotrain | | 1996 | XR 8004 | 200 | 7 | 1,7 |
| | Air Plus 2500 | | 1997 | ID 120025 | 200 | 7 | 4,5 |
| Wöllersheim | Schmotzer | 16 | 1995 | AD 12003 | 200 | 7 | 3,0 |
| | Supermat 2 | | 1996 | AD 12003 | 200 | 7 | 3,0 |
| | 1000 I | | 1997 | ID 120025 | 200 | 7 | 4,5 |

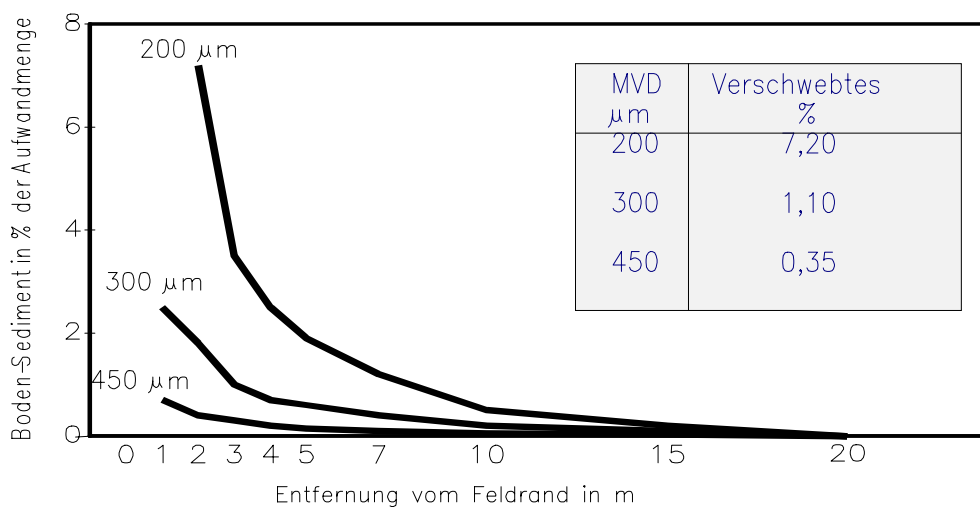


Abb. 4 Einfluss des Tropfengrößenspektrums auf die direkte Abtrift

Ergebnisse und Diskussion

Zerstäuberverfahren mit Vertikal-Luftstromtechnik

Die serienmäßige Ausstattung des RAU-Air-Plus-Gerätes mit Kegelstrahl-Düsen bei 250 mm Düsen-Abstand erwies sich in den ersten Testversuchen als nicht geeignet für abtriftreduzierte Praxiseinsätze. Abbildung 5 belegt für 100 l/ha Wasseraufwand mit Düse TR 800067 Bodensedimentwerte in Windrichtung neben der Behandlungsfläche, die deutlich über dem von Biologischer Bundesanstalt (BBA) und Umweltbundesamt (UBA) gegenwärtig zugrunde gelegten Abtriftewerten liegen. Diese Abbildung beweist darüber hinaus, dass bei fein tropfiger Applikation im Getreidebestand mit Zuschalten des Vertikal-Luftstromes ein deutlicher Abtriftreduzierungseffekt einsetzt.

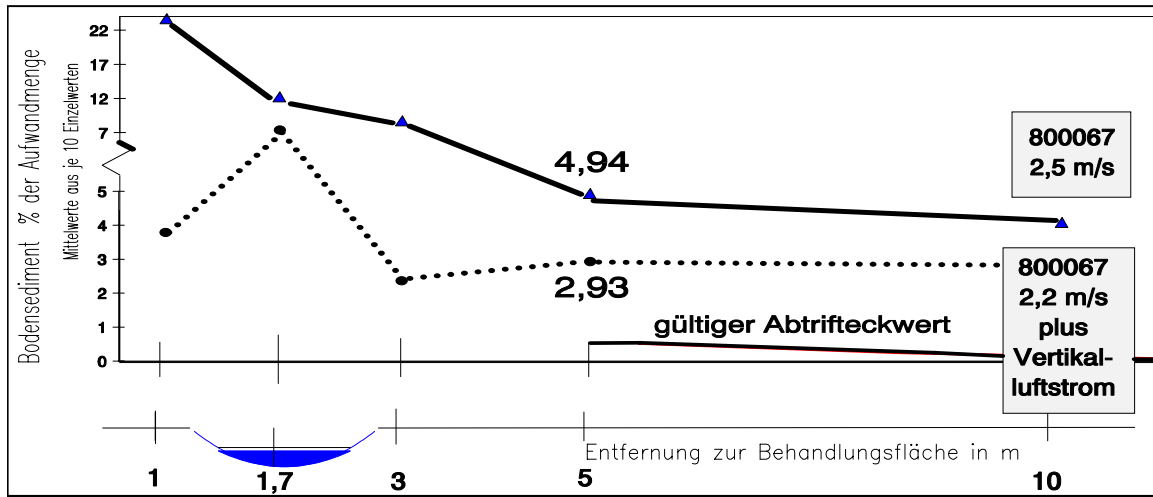


Abb. 5 Direkte Abtrift im Ackerbau unter folgenden Bedingungen: Fahrgeschwindigkeit: 6 km/h; Windgeschwindigkeit: 2-5 m/s; Wasseraufwand/Druck: 100 l/ha mit 1,5 bar; Kulturart: Wintergerste in BBCH 49; Kegelstrahldüsen mit 25 cm Düsenabstand

Der Wechsel der Düsenmundstücke zur Größe bzw. zum Typ TR 80015 bei unverändertem Düsenabstand von 250 mm, aber 200 l/ha Wasseraufwand brachte eine Reduzierung des Abtriftniveaus auf 0,2% Bodensediment 5 m neben der Behandlungsfläche mit Kulturpflanzenbestand entsprechend Abbildung 6 ein zweiter Messdurchgang neben am Feldrain vorhandenen Gehölz- und Buschstreifen deutet die abtriftrduzierende Wirkung dieses „Naturfilters“ auf 0,037% im 5 m Messpunkt an.

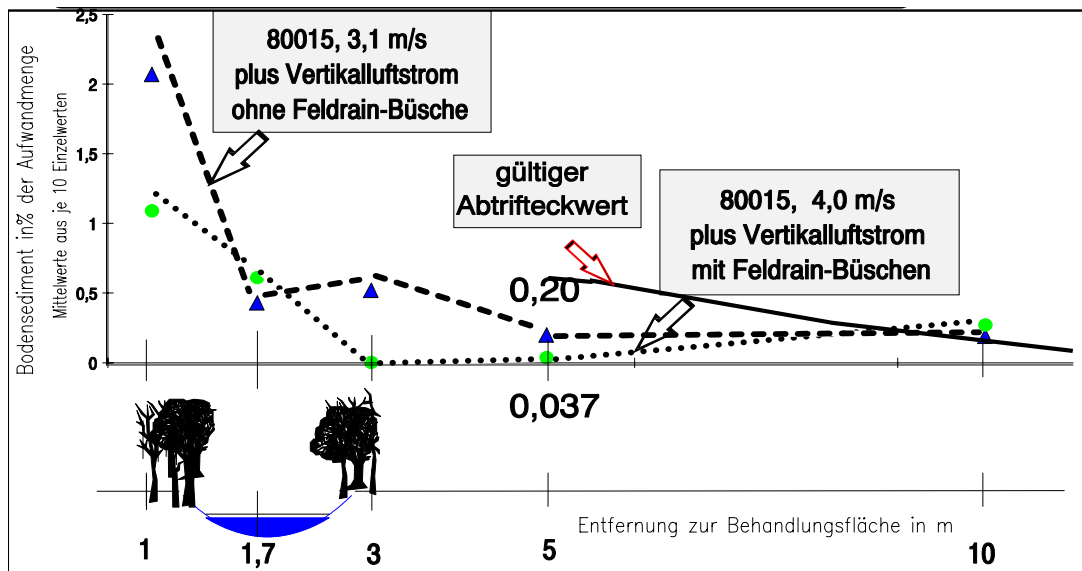


Abb. 6 Direkte Abtrift im Ackerbau unter folgenden Bedingungen: Fahrgeschwindigkeit: 6 km/h; Windgeschwindigkeit: 2-5 m/s; Wasseraufwand/Druck: 200 l/ha mit 2,3 bar; Kulturart: Wintergerste in BBCH 59; Kegelstrahldüsen TR 80015 mit 25 cm Düsenabstand

Serienuntersuchungen mit Feldrain-Büschen konnten allerdings nicht durchgeführt werden, weil keine geschlossenen Buschreihen zur Verfügung standen und diese in der Praxis nicht die Regel, sondern eher die Ausnahme sind.

Die weiteren Abtriftmessungen sollten im übrigen unter abtriftfördernden Bedingungen, d. h. auf freier Fläche ohne Kulturpflanzenbestand, durchgeführt werden. Als Versuchsfläche diente eine gemähte Grasbrache-Fläche. Düsenstock und Vertikalluftstrom wurden dementsprechend 30 Grad schräg nach hinten ausgerichtet, um den auf dem Boden auftreffenden Tropfenschleier unten zu halten. Während der Versuche trat bei eingeschaltetem Zusatzgebläse hinter dem Gestänge allerdings häufig ein sichtbarer Tropfenschleier auf, der bei Windgeschwindigkeiten über 2 m/s aus der Behandlungsfläche herausgeweht wurde.

Für den Schlepperfahrer gestaltete es sich von den Sichtverhältnissen her schwierig, die im jeweiligen Moment geeignete Luftgeschwindigkeit einzustellen. Daneben war es problematisch, das in den vorhandenen Hanglagen vertikal schwingende Spritzgestänge permanent parallel und bodennah zu halten. Diese Ursachen führten zu dem Ergebnis, dass die Variante RAU-Air-Plus mit Vertikalluftstrom auf Freilandflächen ohne Kulturpflanzen-Bestand mehr direkte Abtrift produzierte als die konventionelle Flachstrahldüsenvariante. Tabelle 3 macht dies deutlich. Die unter lfd. Nr. 1 dargestellte Flachstrahldüsenvariante hat mit 0,27% Bodensediment 5 m neben der Behandlungsfläche am günstigsten abgeschnitten.

Tab. 3 Direkte Abtrift im Ackerbau ohne Kulturpflanzen-Bestand-Bodensediment (in Prozentwerten bezogen auf den Mittelaufwand innerhalb der Behandlungsfläche bei 200 l/ha Wasseraufwand, 6 km/h Fahr-Geschwindigkeit, gemähte Grasbrache)

| Zerstäubervariante | | | | | | | Bodensediment | | | | | | |
|--------------------|------------|-------------------------------|---------------------|----------------------------|--------------------|------|------------------------------------|--------------------------|-------|------|------|------|------|
| Lfd. Nr. | Zerstäuber | Vertikal-luftstrom-geschw m/s | Be-triebs-druck bar | Wind-ge-schw. Be-reich m/s | Anzahl Mess-punkte | Wdh | Abstand zur Behandlungsfläche | | | | | | |
| | | | | | | | 1m | 3m | 5m | 7,5m | 10m | 20m | 30m |
| | | | | | | | Abstand zum begrüntem Randstreifen | | | | | | |
| | | | | | | | 0 m | 2 m | 4,5 m | 7 m | 17 m | 27 m | |
| 1 | 8004 XR | 0 | 1,5 | 2,0 - 3,0 | 280 | 4 | 0,45 ¹⁾ | 0,22 | 0,11 | 0,06 | 0,06 | 0,04 | 0,02 |
| | | | | | | | 1,16 ²⁾ | 0,57 | 0,27 | 0,14 | 0,15 | 0,09 | 0,09 |
| 2 | 8004 XR | 25 | 1,5 | 2,0 - 3,0 | 630 | 9 | 0,66 | 0,25 | 0,16 | 0,12 | 0,07 | 0,06 | 0,02 |
| | | | | | | | 1,63 | 0,54 | 0,35 | 0,26 | 0,22 | 0,20 | 0,09 |
| 3 | 8004 XR | 25 | 1,5 | 3,5 - 5,0 | 560 | 8 | 1,12 | 0,44 | 0,32 | 0,19 | 0,12 | 0,10 | 0,08 |
| | | | | | | | 3,17 | 1,02 | 0,76 | 0,44 | 0,52 | 0,34 | 0,32 |
| 4 | 12002 ID | 25 | 5,5 | 2,0 - 2,5 | 560 | 8 | 1,22 | 0,30 | 0,22 | 0,14 | 0,11 | 0,06 | 0,04 |
| | | | | | | | 2,58 | 0,73 | 0,47 | 0,36 | 0,30 | 0,22 | 0,18 |
| 5 | 12002 ID | 25 | 5,5 | 3,5 - 4,0 | 560 | 8 | 1,21 | 0,43 | 0,16 | 0,12 | 0,2 | 0,07 | 0,05 |
| | | | | | | | 2,67 | 1,02 | 0,66 | 0,42 | 0,27 | 0,41 | 0,21 |
| Summe | | | | | | 2590 | 37 | Gültiger Abtrift-Eckwert | 0,6 | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |

¹⁾=Mittelwert; ²⁾=95% Perzentil

Dies Ergebnis liegt – berechnet als 90% Perzentil – bei 45% des derzeit gültigen Abtrifteckwertes. Mit eingeschalteter Vertikal-Luftströmung konnten 0,35% Bodensediment (=58% des Abtrifteckwertes) in 5 m Abstand bei 2,0-3,0 m/s Windgeschwindigkeit und 0,76% (=126% des Abtrifteckwertes) bei 3,0-5,0 m/s realisiert werden.

Der Wechsel von der konventionellen Flachstrahldüse 8004 XR zur Luft-Injektor-Düse 12002 ID brachte in Verbindung mit Vertikal-Luftströmung keine gesicherten Vorteile. Effektiver ist die Anlage eines 3 m breiten, mit Gras bewachsenen Grünstreifens zwischen Behandlungs- und Messfläche oder - auf natürliche Verhältnisse übertragen – zwischen Acker und oberirdischem Gewässer. Die Abbildungen 7 bis 9 stellen diesen Grünstreifen dar und Tabelle 4 nimmt ihn oben rechts in einer zweiten Abstandszeile auf.

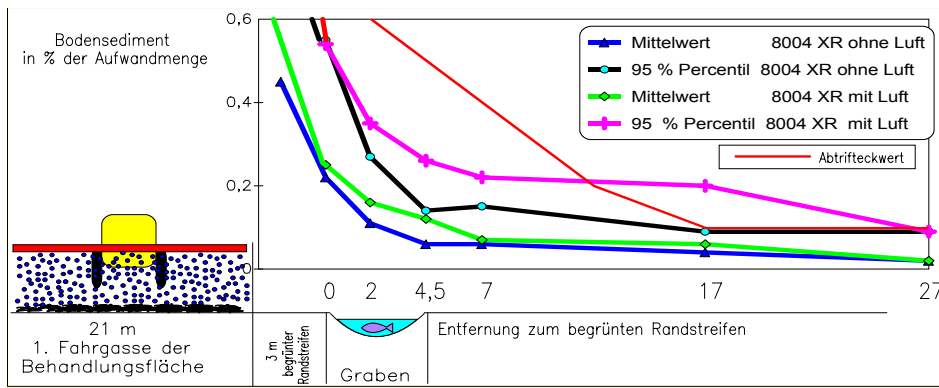


Abb. 7 Direkte Abtrift im Ackerbau unter folgenden Bedingungen: Fahrgeschwindigkeit: 6 km/h; Windgeschwindigkeit: 2-5 m/s; Wasseraufwand/Druck: 200 l/ha mit 1,5 bar; Kulturart: Grasbrache BBCH 7-11; Flachstrahl-Düse XR 8004 mit 25 cm Düsenabstand mit und ohne Vertikalluftstrom

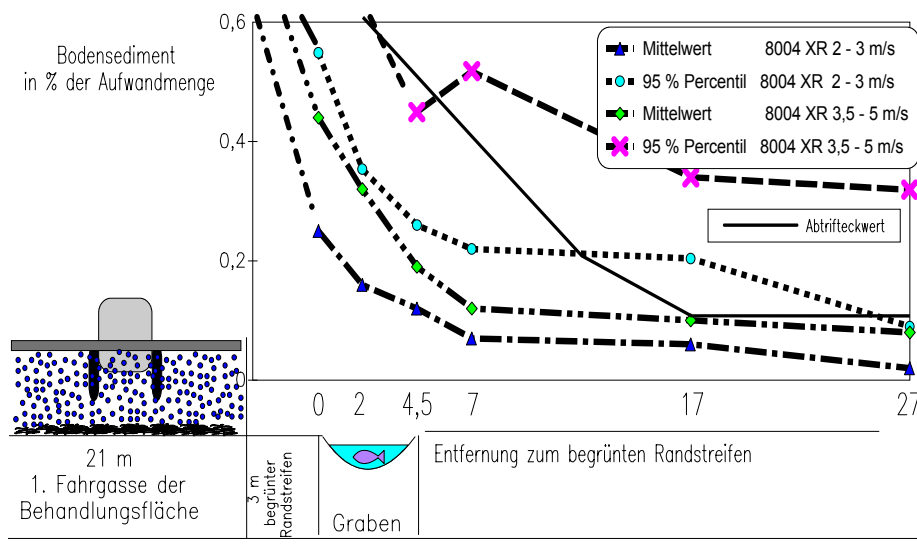


Abb. 8 Direkte Abtrift im Ackerbau unter folgenden Bedingungen: Fahrgeschwindigkeit: 6 km/h; Windgeschwindigkeiten verschiedene (2-5 m/s); Wasseraufwand / Druck: 200 l/ha mit 1,5 bar; Kulturart: Grasbrache BBCH 7-11; Flachstrahl-Düse XR 8004 mit 25 cm Düsenabstand mit Vertikalluftstrom (25 m/s)

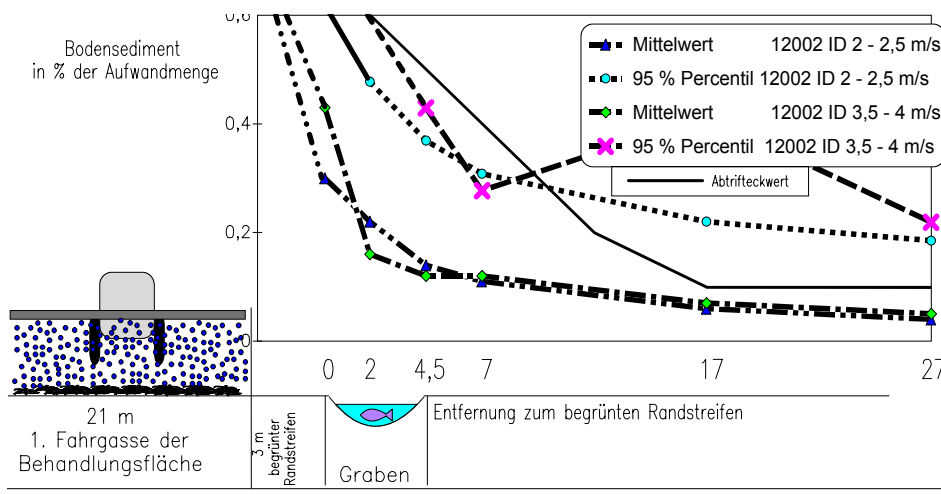


Abb. 9 Direkte Abtrift im Ackerbau unter folgenden Bedingungen: Fahrgeschwindigkeit: 6 km/h; Windgeschwindigkeiten verschiedene (2-4 m/s); Wasseraufwand/Druck: 200 l/ha mit 5,5 bar; Kulturart: Grasbrache BBCH 7-11; Flachstrahl-Injektor-Düse ID 12002 mit 50 cm Düsenabstand mit Vertikalluftstrom (25 m/s)

Tab. 4 Direkte Abtrift im Ackerbau mit Kulturpflanzen-Bestand-Boden-Sediment (in Prozent-Werten bezogen auf den Mittel-Aufwand innerhalb der Behandlungsfläche bei 200 l/ha Wasseraufwand, 6 km/h Fahrgeschwindigkeit, Winterweizen EC 59)

| Zerstäubervariante | | | | | | | Bodensediment | | | | | | |
|--------------------|------------|--------------------------------|-------------------|--------------------------|------------|-----|------------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|----------------------|
| Lfd Nr. | Zerstäuber | Vertikal-Luftstrom-Geschw. m/s | Betriebsdruck bar | Wind-Geschw. Bereich m/s | Anzahl | | Abstand zur Behandlungsfläche | | | | | | |
| | | | | | Messpunkte | Wdh | 1m | 3m | 5m | 7,5m | 10m | 20m | 30m |
| | | | | | | | Abstand zum begrünten Randstreifen | | | | | | |
| | | | | | | | 0m | 2m | 4,5m | 7m | 17m | 27m | |
| 1 | 12002 ID | 0 | 5,0 | 2,0 | 259 | 4 | 0,31 <i>0,67²</i> | 0,19 <i>0,52</i> | 0,09 <i>0,27</i> | 0,05 <i>0,38</i> | 0,02 <i>0,11</i> | 0,01 <i>0,11</i> | 0,004 <i>0,04</i> |
| 2 | 12002 ID | 25 | 5,0 | 2,0 | 210 | 3 | 0,03 <i>0,14</i> | 0,09 <i>0,46</i> | 0,08 <i>0,32</i> | 0,08 <i>0,30</i> | 0,07 <i>0,31</i> | 0,05 <i>0,31</i> | 0,01 <i>0,05</i> |
| Summe | | | | | 2590 | 37 | Gültiger Abtrift-Eckwert | 0,6 | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |

¹⁾ = Mittelwert; ²⁾ = 95% Perzentil

Die relativ hohen Perzentil-Boden-Sediment-Werte von 1,16% in 1 m und 0,57% in 3 m Abstand zur Behandlungsfläche gehen dann auf dem Grünstreifen nieder. In 4,5 m Abstand zum Grünstreifen (7,5 m Abstand zur Behandlungsfläche) werden nur noch 0,14% im 95% Perzentil und 0,06% im Mittelwert erreicht.

17 m neben dem Grünstreifen (20 m neben der Behandlungsfläche) sind 0,09% festzustellen – ebenso im Abstand von 27 bzw. 30 m. Diesbezüglich wird der für diesen Abstandsbereich gültige Abtrift-Eckwert von 0,1% bestätigt.

Luftinjektordüsen

Dem Stand der Technik und dem aktuellen Marktangebot folgend kamen in 1997 sowohl in Wöllersheim und Lamspringe als auch in den Serienuntersuchungen des Pflanzenschutzamtes Luft-Injektor-Düsen zum Einsatz.

Im Winterweizen im EC 59 konnten entsprechend Tabelle 4 mit und ohne Vertikal-Luftstromunterstützung erwartungsgemäß bessere Resultate erzielt werden als bei den vorangegangenen Freilandmessungen ohne Kulturpflanzenbestand.

0,32% Bodensediment im Vergleich zu 0,47% bei 2-2,5 m/s Windgeschwindigkeit und 5 bar Betriebsdruck an den Düsen in 5 m Entfernung zur Behandlungsfläche belegen dies. Ohne Vertikal-Luftstromunterstützung zieht die ID 12002 im 5 m-Punkt mit 0,27% mit der 8004 XR gleich, d. h. ein entscheidender Fortschritt konnte im bestimmungsgemäßen Druckbereich der Luft-Injektor-Düsen (5,0 bar) nicht erzielt werden.

Aus diesem Grunde folgte eine weitere Untersuchungsreihe mit der Luft-Injektor-Düse bei auf 2,0 bar reduziertem Betriebsdruck.

Mit dem Ziel, eine abtriftminimierte „Gewässerrandvariante“ zu etablieren, die in der Praxis problemlos umgesetzt werden kann, wurde die bei 200 l/ha Wasseraufwand und 4,0 bar Betriebsdruck übliche Fahrgeschwindigkeit von 8 km/h auf 5,5 km/h abgesenkt. Dabei fällt der Betriebsdruck parallel und automatisch auf 2,0 bar zurück, d. h. der Schlepperfahrer hat lediglich die Motordrehzahl durch Rücknahme des Gaspedals entsprechend zu reduzieren. Die Genauigkeit der Querverteilung reichte mit gemessenen Variations-Koeffizienten von <10% noch aus. Die Tropfengrößen nehmen bei nur 2,0 bar über die in Tabelle 4 genannten Werte hinaus zu. Außerdem wird in der Regel keine Luft mehr angesaugt, so dass die Luftanreicherung der Tropfen entfällt.

Die erhofften Effekte sind, wie Tabelle 5 und Abb. 10 beweisen, in 14 Messdurchgängen mit insgesamt 1260 Messpunkten eingetreten. Das Bodensediment liegt 5 m neben der Behandlungsfläche bei Wind-Geschwindigkeiten bis 3,0 m/s bei 0,09% bzw. bei nur 15% des gültigen Abtrifteckwertes in Höhe von 0,6%.

Tab. 5 Direkte Abtrift im Ackerbau ohne Kulturpflanzen-Bestand-Boden-Sediment (in Prozentwerten bezogen auf den Mittelaufwand innerhalb der Behandlungsfläche bei 200 l/ha Wasseraufwand, 5,5 km/h Fahrgeschwindigkeit, gemähte Grasbrache

| Zerstäubervariante | | | | | | Bodensediment | | | | | | |
|--------------------|------------|-------------------|-------------------------|-------------------|-----|------------------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Lfd. Nr. | Zerstäuber | Betriebsdruck bar | Windgeschw. Bereich m/s | Anzahl Messpunkte | Wdh | Abstand zur Behandlungsfläche | | | | | | |
| | | | | | | 1m | 3m | 5m | 7,5m | 10m | 20m | 30m |
| | | | | | | Abstand zum begrünten Randstreifen | | | | | | |
| | | | | | | 0m | 2m | 4,5m | 7m | 17m | 27m | |
| Abtrift Eckwerte | | | | | | | 0,6 | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| 1 | 12003 ID | 2,0 | 1,0 - 3,0 | 1260 | 14 | 0,122 <i>0,39</i> | 0,033 <i>0,17</i> | 0,021 <i>0,09</i> | 0,014 <i>0,07</i> | 0,012 <i>0,09</i> | 0,013 <i>0,09</i> | 0,007 <i>0,04</i> |

¹⁾ = Mittelwert; ²⁾ = 95 % Perzentil

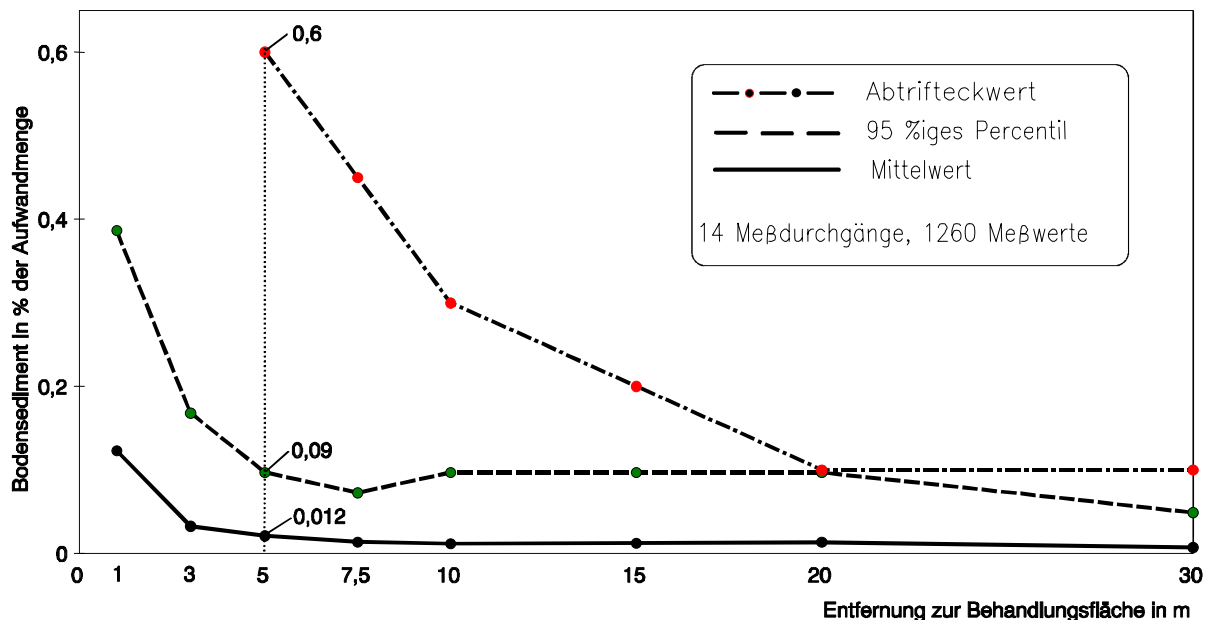


Abb. 10 Direkte Abtrift im Ackerbau unter folgenden Bedingungen: Fahrgeschwindigkeit: 5,5 km/h; Windgeschwindigkeiten verschiedene (1-3 m/s); Wasseraufwand/Druck: 200 l/ha mit 2,0 bar; Kulturart: Grasbrache: gemäht; Flachstrahl-Injektor-Düse ID 12003 mit 50 cm Düsenabstand ohne Vertikalluftstrom

Abtriftrelevanz betriebsüblicher PSM-Applikationen

Berechnetes Abtriftpotential

Auf der Grundlage der vorstehend dargestellten Ergebnisse der Abtrift-Serienuntersuchungen lassen sich für die in Abbildung 1 gezeigten Ackerflächen in der Gemarkung Lamspringe mit dem zentralen Hauptgewässer „Lamme“ Stoffeinträge durch direkte Abtrift berechnen.

In der Vegetation 1995/96 wurden auf den 82,1 ha Ackerfläche im Lamme-Tal insgesamt 259 kg Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe ausgebracht. 5,8% dieser Ackerfläche sind als abtriftrelevant einzustufen –

ausgehend von 1200 m Gewässerlänge und 20 m breitem, „abtriftpendenden“ Behandlungstreifen beidseitig des Gewässers.

Bei 0,6% direkter Abtrift (= gültiger Abtrifteckwert) wären von den 0,315 g/m² Wirkstoff innerhalb der Behandlungsfläche 0,00189 g/m² als Bodensediment 5 m neben der Behandlungsfläche wiederzufinden.

Bei dem mit Injektordüsen bei 2,0 bar Betriebsdruck im Forschungsvorhaben realisierten Abtriftwert von 0,09% würde der Eintrag in das 5 m neben dem Acker liegende Gewässer lediglich 0,00028 g/m² betragen.

Bei diesem Wert handelt es sich im übrigen um einen „Worst case Wert“, weil er mit dem 95% Perzentilabtriftwert errechnet wurde. Dieser schließt 95% aller ermittelten Einzelwerte ein, d. h. er lässt nur 5% Extremwerte unberücksichtigt.

Davon ausgehend, dass der Mittelwert unter durchschnittlichen, sachgerechten Geräteeinsatzbedingungen praxisrelevanter ist als der 95%-Perzentil-Wert, ergibt sich mit 0,012% Abtrift im 5 m Punkt ein Wirkstoffeintrag von nur 0,0000378 g/m² im genannten Untersuchungsraum.

Tabelle 6 listet die erwähnten Rechendaten zusammenfassend auf.

Tab. 6 Berechnetes Gewässer-Eintrags-Potential des Wirkstoff-Sediments aus direkter Abtrift in die „Lamme“ in Lamspringe 1995/96

| Rahmenbedingungen: | |
|--|-----------------------------------|
| 1. 1995/96 in 82,1 ha Getreide ausgebrachte Wirkstoffmenge | 259 kg |
| 2. 1995/96 Durchschnittlicher Wirkstoffaufwand in Getreide | 3,15 kg/ha=0,315 g/m ² |
| 3. Fläche oberirdischer Gewässer im Untersuchungsraum (1200 m x 1 m) | 1200 m ² |
| 4. Fläche des abtriftrelevanten Behandlungs-Streifens am Gewässer beidseitig 20 m bei Windgeschwindigkeiten bis 5 m/s und Windrichtung zum Gewässer bei jedem Geräteeinsatz | 4,8 ha |
| 5. Anteil abtriftrelevanter Ackerfläche an 82,1 ha Getreidefläche | 5,8 % |
| 6. Wirkstoff-Bodensediment 5 m neben Behandlungsfläche | |
| bei 100 % Abtriftwert ¹⁾ | 0,315 g/m ² |
| bei 0,60 % Abtriftwert ²⁾ | 0,00189 g/m ² |
| bei 0,27 % Abtriftwert ³⁾ | 0,00085 g/m ² |
| bei 0,09 % Abtriftwert ⁴⁾ | 0,00028 g/m ² |
| bei 0,012 % Abtriftwert ⁵⁾ | 0,0000378 g/m ² |
| bei 0,012 % Abtriftwert | 0,0000378 g/m ² |
| auf 1200 m ² Gewässeroberfläche | 0,04536g/Jahr |
| 7. Durch Abtrifteintrag verursachter Wirkstoffgehalt der Lamme im Jahresdurchschnitt in Prozent bezogen auf den Wirkstoffaufwand in kg oder l/ha derzeit gültiger von BBA und UBA angenommener Abtrifteckwert in 5 m Abstand zur Behandlungsfläche | 0,0002326 µg/l |
| im FuE-Vorhaben mit konventionellen Düsen erzielter Abtriftwert als 95 % Perzentil | |
| im Fu.E-Vorhaben mit Luft-Injektor-Düsen erzielter Abtriftwert als 95 % Perzentil | |
| im FuE-Vorhaben mit Luft-Injektor-Düsen erzielter Abtriftwert als Mittelwert | |

Bezieht man diese 0,0000378 g/m² jährlichen Wirkstoffeintrag durch direkte Abtrift auf 19.5000 m³ Jahres-Wasser-Durchflussmenge der Lamme (exakt ermittelt für den Zeitraum Oktober 1996 bis Oktober 1997), ergibt sich ein durchschnittlicher Wirkstoffgehalt in Höhe von 0,0002326 µg/l.

In der Praxis ist der Eintragswert mit Sicherheit noch geringer, weil 4 bis 6 im Getreidebau Südhannovers üblichen Pflanzenschutzmittelspritzungen nicht ohne, sondern mit Kulturpflanzenbestand, d. h. im Entwicklungsstadium EC 32 und später durchgeführt werden.

Am Beispiel der in Abbildung 11 gezeigten, mit 3 Wiederholungen am 15.10.1996 durchgeführten Abtriftmessung lässt sich außerdem verdeutlichen, dass die Ergebniskurve eine grobe Vereinheitlichung von stark schwankenden Einzelwerten darstellt.

Dem Kurvenverlauf liegen in jedem genannten Abstandspunkt 12 bzw. 30 Einzelwerte zugrunde.

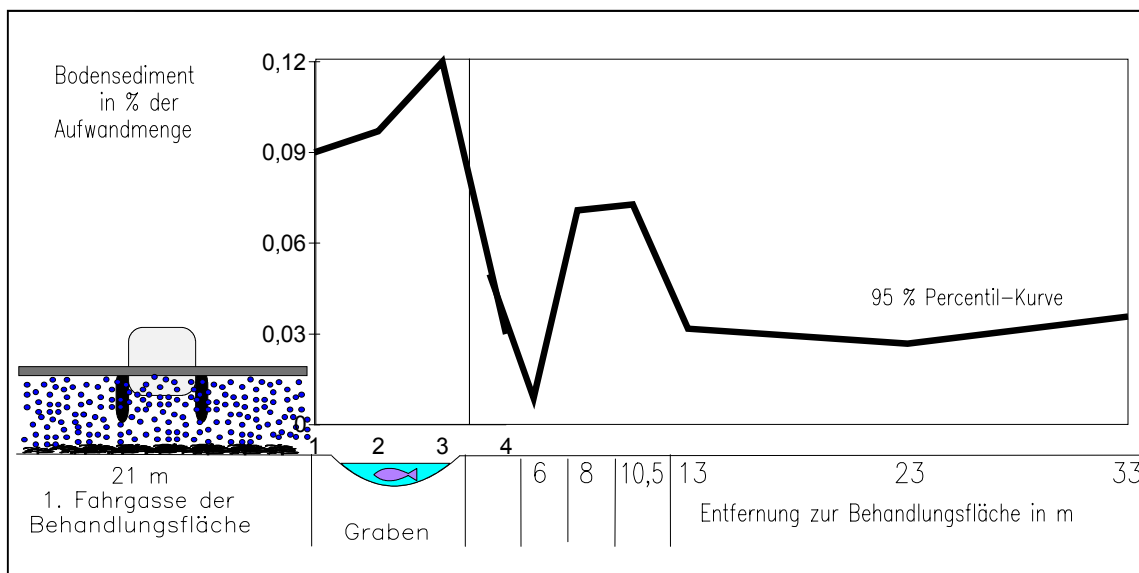


Abb. 11 Direkte Abtrift im Ackerbau unter folgenden Bedingungen: Fahrgeschwindigkeit: 6 km/h; Windgeschwindigkeit: 0-0,5 m/s; Wasseraufwand/Druck: 200 l/ha mit 2,0 bar; Kulturart: Wintergerste BBCH 7; Flachstrahldüse XR 11004 mit 50 cm Düsenabstand mit Vertikalluftstrom (25 m/s)

Tabelle 7 belegt, dass es eine große Streubreite mit Variationskoeffizienten zwischen 95 und 425% gibt.

Mit anderen Worten: Die einzelnen, 1 m langen Messwertbereiche im 3 x 10 m langen Messstreifen werden nicht gleichmäßig, sondern sehr unterschiedlich mit Wirkstoff belastet. Die Messreihe in 6 m Abstand zur Behandlungsfläche zeigt in der 2. Wiederholung beispielsweise überhaupt keinen Bodensediment-Befund. Für ein Fließgewässer bedeutet dies, dass aus Punkteinträgen resultierende Wirkstoff-Konzentrationen durch Verdünnung sofort absinken.

Insofern gibt das vorstehende, auf technischen Messergebnissen auf bauende Rechenmodell nicht die Realität wieder.

Tab. 7 Bodensediment-Einzelwerte der Abtrift-Percentil-Kurve in Abb. 11

| | Abstand zur Behandlungsfläche in m: | | | | | | | | | |
|----------------|-------------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10,5 | 13 | 23 | 33 |
| Wiederholung 1 | 0,0460 | 0,1370 | 0,2750 | 0,3218 | 0,2299 | 0,1839 | 0,0000 | 0,2299 | 0,2299 | 0,1839 |
| | 0,0920 | 0,0460 | 0,0920 | 0,4138 | 0,1379 | 0,2759 | 0,0920 | 0,1839 | 0,2299 | 0,0000 |
| | 0,0000 | 0,1930 | 0,0505 | 0,2759 | 0,1839 | 0,1839 | 0,0000 | 0,0920 | 0,5057 | 0,1839 |
| | 0,1370 | 0,3670 | 0,1370 | 0,2759 | 0,1839 | 0,0920 | 0,0460 | 0,1839 | 0,2299 | 0,1379 |
| | | | | 0,0920 | 0,3218 | 0,0920 | 0,0920 | 0,1839 | 0,3218 | 0,2759 |
| | | | | 0,2299 | 0,2759 | 0,0460 | 0,0920 | 0,0000 | 0,0460 | 0,0460 |
| | | | | 0,2299 | 0,1379 | 0,3678 | 0,3218 | 0,0000 | 0,1379 | 0,2299 |
| | | | | 0,0000 | 0,3218 | 0,0920 | 0,0920 | 0,1839 | 0,3678 | 0,1839 |
| | | | | 0,3678 | 0,1379 | 0,0460 | 0,0000 | 0,1839 | 0,0000 | 0,1379 |
| | | | | 0,3218 | 0,3218 | 0,1839 | 0,0460 | 0,1379 | 0,3678 | 0,2299 |
| Wiederholung 2 | 0,0920 | 0,0000 | 0,1370 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| | 0,0000 | 0,3210 | 0,0000 | 0,0920 | 0,0000 | 0,0920 | 0,0460 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| | 0,0460 | 0,1370 | 0,3750 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,1839 | 0,1839 | 0,0460 | 0,0000 |
| | 0,0000 | 0,1370 | | 0,0000 | 0,0000 | 0,0460 | 0,0920 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0460 |
| | | | | 0,0000 | 0,0000 | 0,0920 | 0,0920 | 0,0000 | 0,1839 | 0,0000 |
| | | | | 0,0000 | 0,0000 | 0,3218 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0460 | 0,2759 |
| | | | 0,0000 | 0,0000 | 0,2759 | 0,0000 | 0,0460 | 0,0000 | 0,1839 | |

| | | Abstand zur Behandlungsfläche in m: | | | | | | | | | |
|------------------------------|--------|-------------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10,5 | 13 | 23 | 33 |
| | | | | | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0460 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| | | | | | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,6897 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| | | | | | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0920 | 0,0460 | 0,0000 | 0,0460 |
| Wieder- holung 3 | 0,0000 | 0,0460 | 0,0000 | 0,0460 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0920 | 0,0000 | 0,0920 |
| | 0,0920 | 0,0000 | 0,0000 | 0,5517 | 0,0000 | 0,0920 | 0,0460 | 0,0920 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| | 0,0000 | 0,0460 | 0,0000 | 0,0920 | 0,0000 | 0,0000 | 0,1839 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| | 0,5050 | 0,0920 | 0,4580 | 0,0000 | 0,1839 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0460 | 0,0000 |
| | | | | 0,0460 | 0,0000 | 0,2299 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| | | | | | 0,0000 | 0,0000 | 0,1379 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0460 | 0,0000 |
| | | | | | 0,2299 | 0,0000 | 0,0460 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| | | | | | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| | | | | | 0,0460 | 0,0000 | 0,0920 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| | | | | | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,1839 | 0,1839 | 0,0000 |
| Variations koeffizient in %; | | 165 | 95 | 126 | 223 | 425 | 132 | 202 | 176 | 195 | 191 |

Rückstandsanalytisch nachgewiesener Wirkstoffeintrag in Gewässer durch direkte Abtrift

Die reale Wirkstoffeintragssituation wird aussagekräftiger durch Erfassung aller praxisüblichen, sachgerechten und abtriftrelevanten Pflanzenschutzmittel-

Applikationen in den beiden Untersuchungsräumen bzw. landwirtschaftlichen Betrieben und den zeitnah auf die einzelnen Anwendungstermine folgenden Wasseranalysen der Proben aus den oberirdischen Gewässern beschrieben.

Tabelle 8 gibt eine Übersicht der Mittelanwendungen in Lamspringe und Wöllersheim mit den dazugehörigen nachfolgenden Wasseranalysen.

Tab. 8 Übersicht der Pflanzenschutzmittel-Anwendungen auf Gewässerrandflächen und Wasserproben aus angrenzenden Gewässern in Lamspringe und Wöllersheim

| | Lamspringe | | | Wöllersheim | | | Summe |
|---|------------|------|------|-------------|------|------|-------|
| | 1995 | 1996 | 1997 | 1995 | 1996 | 1997 | |
| Anteile der Mittelanwendungen auf Gewässerrandflächen [%] | 8 | 19 | 17 | 2 | 30 | 25 | 100 |
| davon waren aufgrund der Wind-Richtung abtriftrelevant [%] | 50 | 43 | 35 | 100 | 44 | 53 | 46 |
| davon wurden Gewässerproben nach Anwendung gezogen [%] | | 60 | 57 | 50 | 50 | 75 | 55 |
| Nachgewiesene Wirkstoff-Rückstände mit Abtrift-Kausalität [%] | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Die Tabellen A41-A47 im Anhang listen die Einzeldaten auf.

Von den im Untersuchungszeitraum 1995-1997 in Lamspringe und Wöllersheim vorgenommenen Spritzapplikationen waren insgesamt nur 46% der Geräteeinsätze aufgrund der während herrschenden Windrichtung abtriftrelevant.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden nach ca. 55% abtriftrelevanten Spritzungen zeitnah eine Wasserprobe aus dem Gewässer gezogen und auf PSM-Rückstände analysiert.

In keinem Fall konnte in den Jahren 1995-97 an diesen Beiden Versuchsstandorten ein durch direkte Abtrift verursachter Pflanzenschutzmittelrückstand nachgewiesen werden.

Das vorstehend in der Tabelle 8 berechnete Abtriftpotential lässt sich in der Natur durch direkte Wasseranalysen nicht bestätigen.

Schlussfolgerung

Im Vorhabens-Zeitraum 1995-1997 wurden Freilandmessungen der bei der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln auftretenden direkten Abtrift gemäß Richtlinie der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Teil VII 2-1.1 „Messungen der direkten Abtrift beim Ausbringen von flüssigen Pflanzenschutzmitteln im Freiland“ (Stand: September 1992) durchgeführt. Die Ergebnisse belegen, dass neue Zerstäuberverfahren mit Vertikal-Luftstromtechnik, wie z. B. der eingesetzte Typ „RAU-Air-Plus“, keine optimale Lösung für die abtriftminimierte Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln auf Nutzflächen ohne Kulturpflanzenbestand bieten. Im 95% Perzentil konnte in Windrichtung 5 m neben der Behandlungsfläche ein Bodensedimentwert von 0,35% realisiert werden. Das entspricht einer Reduzierung dem derzeit von Biologischer Bundesanstalt und dem Umweltbundesamt bei der Mittelzulassung zugrunde gelegten Abtrifteckwert von 0,6% im 5 m Abstandspunkt auf 58%.

Ohne Vertikal-Luftstromunterstützung, d. h. bei praxisüblichem Einsatz, wurde mit der konventionellen Flachstrahldüse 8004 XR bei 200 l/ha Wasseraufwand und Max. 3 m/s Windgeschwindigkeit ein Wert von 0,27% (=45% des Abtrifteckwertes) erzielt. Der Wechsel von der konventionellen Flachstrahldüse zur Luftinjektordüse Lechler 12002 ID brachte in Verbindung mit Vertikal-Luftströmung keine gesicherten Vorteile. Auch ohne Luftstromunterstützung ergab sich mit ID 12002 in ihrem bestimmungsgemäßen Druckbereich von 4-5 bar keinen Fortschritt.

Mit dem Ziel, eine abtriftminimierte „Gewässerrandvariante“ zu etablieren, die in der Praxis problemlos umgesetzt werden kann, wurde die bei 200 l/ha Wasseraufwand und 4,0 bar Betriebsdruck übliche Fahrgeschwindigkeit von 8 km/h auf 5,5 km/h abgesenkt. Dabei fällt der Betriebsdruck parallel auf 2,0 bar zurück und die Tropfengröße nimmt über die in Tabelle 1 genannten Werte hinaus zu. Es resultiert eine deutliche Abtriftreduzierung auf 0,09% Bodensediment 5 m in Windrichtung neben der Behandlungsfläche, d.h. der gültige Abtrifteckwert kann um 85% unterschritten werden.

Aus diesem Abtriftwert lässt sich bei Windgeschwindigkeiten bis 3 m/s für den Untersuchungsraum Lamspringe, d. h. für 82,1 ha an der Lamme gelegene Getreidefläche, für die gesamte Vegetation 1995/96 ein Gewässereintragspotential durch direkte Abtrift in der Größenordnung von 0,00028 g Wirkstoff je m² Gewässeroberfläche 5 m neben der Behandlungsfläche errechnen.

Legt man dieser Bilanz statt des 95%-Perzentilwertes den Mittelwert in Höhe von 0,012% Bodensediment zugrunde, resultieren 0,0000378 g/m² Wirkstoff und Jahr als berechneter Gewässereintrag 5 m neben der Behandlungsfläche. Bezogen auf die 1200 m² Gewässeroberfläche im Untersuchungszeitraum wären das 0,04536 g/Jahr. Umgerechnet auf 19.5000 m³ Wasser-Durchfluss-Menge der Lamme pro Jahr würde sich ein durchschnittlicher Wirkstoffgehalt in Höhe von 0,0002326 µg/l ergeben.

Vorstehende Angaben bleiben nicht nur Theorie. Aus den Versuchsergebnissen lässt sich ableiten, dass die realen, in der Natur vor kommenden Einträge bzw. Belastungen tatsächlich minimal, nämlich rückstandsanalytisch nicht messbar sind.

Die Spritztagebücher-Auswertung zeigt für den Untersuchungszeitraum 1995-1997, dass nur 46% der PSM-Applikationen aufgrund der während der Geräteeinsätze herrschenden Wind-Richtung und -Geschwindigkeit abtriftrelevant waren und ein mögliches Potential für Stoffeinträge ins Gewässer dar stellten.

Die rückstandsanalytischen Untersuchungen konnten in keiner der zeitnah entnommenen Wasserproben Pflanzenschutzmittel-Rückstände nachweisen. Die Ergebnisse der unter Praxisbedingungen durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass der Eintragspfad "Abtrift" als Quelle von Stoffeintrag ins Oberflächengewässer überschätzt wird. Sicherlich ist die Bedeutung der Abtrift standortspezifisch unterschiedlich groß.

Letztlich geben die gewonnenen Erkenntnisse Anlaß, über die in der BBA-Richtlinie für die Prüfung von Pflanzenschutzgeräten Teil VII 2-1.1 „Messung der direkten Abtrift beim Ausbringen von flüssigen Pflanzenschutzmitteln im Freiland“ (Stand: September 1992) vorgesehene 95% Perzentil-Auswertung zu diskutieren und deren Praktikabilität zu prüfen. In diesem Zusammenhang erscheinen gemessene Mittelwerte für die Festlegung von Abtrifteckwerten sinnvoll.

Gerade die in der Vergangenheit gültigen Abstandsauflagen, die die Windrichtung nicht berücksichtigen und

deshalb in der Praxis wenig Akzeptanz finden, sollten geprüft werden. Unter Berücksichtigung von Standortbedingungen und eingesetzter Applikationstechnik sollten diese flexibel gestaltet werden.

Literatur

- BBA-Richtlinie für Prüfung von Pflanzenschutzgeräten. Teil VII 2-1.1 „Messung der direkten Abtrift beim Ausbringen von flüssigen Pflanzenschutzmitteln im Freiland“ (Stand: September 1992).
- Bach, M., Fischer, P., Frede H.G. (1996): „Gewässerschutz durch Abstandsaufgaben?“. Nachrichtenbl. Deutsch. Pflanzenschutzd., 48 (6), 60-62.
- Gutsche, V., Enzian, S. (1998): „Quantitative Untersuchungen zur Geographischen Nachbarschaft von Ackerland und Oberflächengewässern am Beispiel von Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt“. Nachrichtenbl. Deutsch. Pflanzenschutzd., 50 (4), 73-78.
- Göhlich, H.M., Hosseinpour, Oheimb R. von (1979): „Einfluss klimatischer und gerätetechnischer Faktoren auf die Drift im Pflanzenschutz“. Nachrichtenbl. Deutsch. Pflanzenschutzd., 31, 1-9.
- Ripke, F.-O. (1990): „Abtrift beim Einsatz von Feldspritzgeräten“. Landtechnik, 144-148.
- Ripke, F.-O. (1997): „Pflanzenschutzmittel überlegt Ausbringen“. Land- und Forstwirtschaftliche Zeitung, 14, 8-13.
- Ripke, F.-O. (1998): „Luft-Injektor-Düsen auch in Zuckerrüben“. DZZ 1, 17-21.
- Ripke, F.-O. (1998): „Mit Turbo-Tropfen die Abtrift mindern“. TOP Agrar, 3, 78-81.
- Ripke, F.-O. (1997): „Luft-Injektor-Düsen auch für Pflanzenschutzmassnahmen im Kartoffelbau“. Kartoffelbau, 48, 1-168-172.
- Ripke, F.-O. (1995): „Mit grossen Tropfen Benetzen“. PSP 2, 14-17.
- Ripke, F.-O. (1998): „Eine intelligente und variable Lösung“. Land- und Forstwirtschaftliche Zeitung, 12, 12-15.
- Schmidt, K. (1990): „Einflussgrößen auf die Abtrift bei Feldspritzgeräten, Insbesondere bei reduzierten Wasseraufwandmengen“. Zeitung Pflanzenkrankheiten, Pflanzenschutz, Sonderheft XII, 361-366.

Rückstände im Oberflächenwasser

Reese-Stähler, G., Kreye, H., Rodemann, B., Pestemer, W.

Einleitung und Zielsetzung

Die ordnungsgemäße Landwirtschaft erfordert einen sachgerechten und gezielten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM). Trotz der Applikation der PSM nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis kann es zu Austrägen von Wirkstoffen kommen. Gelangen diese in angrenzende Oberflächengewässer (Gräben, Bäche etc.) führen sie zu einer Kontamination des Gewässers (Wasser und Sediment) und damit u.a. zu einer möglichen Beeinträchtigung der aquatischen Lebensgemeinschaften. Die Belastung von Oberflächen- und Grundwasser mit Pflanzenschutzmitteln kann zu einem besonderen Problem werden, wenn dieses Wasser zur Herstellung von Trinkwasser verwendet wird. Im Rahmen von Monitoring-Studien können die verschiedenen Einträge durch diffuse und Punktquellen-Kontaminationen ermittelt und quantifiziert werden (CARTER, 1999; SEEL et al., 1995).

In den letzten etwa 20 Jahren ist eine Reihe von Monitoring-Programmen zum Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer unter Betrachtung sehr unterschiedlich großer Einzugsgebiete in Europa und Nordamerika durchgeführt worden. (ALBANIS et al., 1998; BATTAGLIN & HAY, 1996; CLARK et al., 1991; FRANK et al., 1982; FREDE et al., 1998; GRIFFINI, et al., 1997; HERNÁNDEZ et al., 1996; JOHNEN & IWAN, 1988; KIMBROUGH & LITKE, 1996; KREUGER, 1998; LAROCHE & GALLICHAND, 1995; LUNDBERGH et al., 1995; MOGENSEN & SPLIID, 1995). In der Tabelle 1 sind die Charakteristika einiger Studien im Vergleich zu dieser Studie exemplarisch dargestellt.

Tab. 1 Ausgewählte nationale und internationale Monitoring-Studien im Vergleich zum vorgestellten Projekt

| Land | Einzugsgebiet [km ²] | Zeitraum | Anzahl PSM | Quelle |
|----------------|----------------------------------|---------------|------------|--|
| Deutschland | 0,2 - 2,8 | 1995 - 1999 | 34 | Vorgestelltes Projekt |
| Deutschland | 6,9 | 1994 u. 1995 | 7 | Fischer, 1996 |
| Griechenland | 935 | 5/1996-4/1997 | 20 | Albanis et al., 1998 |
| Großbritannien | 160 | 1987-1991 | 20 | Clark et al., 1991 Gomme et al., 1991 |
| Italien | 8.200 | 1992-1995 | 45 | Griffini et al., 1997 |
| Kanada | 19 - 79 | 1975-1977 | 61 | Frank et al., 1982 |
| Schweden | 9 | 1990-1996 | 38 | Kreuger, 1998 |

Die betrachteten Flächen in dem hier vorgestellten Projekt waren zwischen 16 ha und 280 ha groß und sind somit eher als Feldstudien größeren Ausmaßes zu bezeichnen denn als Einzugsgebiete, die in den oben erwähnten Monitoring-Studien in der Regel mehrere Quadratkilometer groß waren. Die Studien hatten unterschiedliche Laufzeiten von einem bis zu mehreren Jahren. Einer der Hauptunterschiede liegt in der Wasserprobenahme sowohl hinsichtlich der Beprobungstechnik als auch der Beprobungsintervalle. Bei der Betrachtung großer Einzugsgebiete wurden die Gewässer überwiegend in monatlichen oder wöchentlichen Intervallen beprobte, teilweise mit einer erhöhten Probenahme-Frequenz beim Auftreten witterungsbedingter Ereignisse (schwere Regenfälle, Run off) oder in Monaten mit höherer Wahrscheinlichkeit von Pflanzenschutzmitteleinträgen (z. B. Applikationszeiträume). Automatische Probenahme-Geräte zur kontinuierlichen Entnahme von Wasser wurden nur in Einzelfällen (KREUGER, 1998) eingesetzt, wobei diese nicht zur ereignisgesteuerten Entnahme von Proben verwendet wurden.

In dem Projekt, das Gegenstand dieses Berichtes ist, war das Augenmerk bezüglich der Rückstandssituation auf folgende Zielsetzungen gerichtet:

- Bestimmung der Pflanzenschutzmittel-Konzentrationen im Oberflächenwasser
- Bestimmung der zeitlichen Verteilung von Pflanzenschutzmittelausträgen (Konzentrationsverläufe) nach kontinuierlicher und ereignisgesteuerter Probenahme
- Bestimmung von Pflanzenschutzmittel-Frachten im Oberflächenwasser

Die daraus resultierenden Ergebnisse werden schwerpunktmäßig am Beispiel der niedersächsischen Standorte Lamspringe und Wöllersheim und ausgewählter Pflanzenschutzmittelwirkstoffe dargestellt und diskutiert. Der komplette Ergebnisteil mit allen Befunden wird im Anhang zur Rückstandsanalytik (A48-A82) wiedergegeben.

Untersuchungsmethode und –umfang

Gewässerbeprobung

Die Entnahme der Wasserproben erfolgte generell am Ausgang des jeweiligen Untersuchungsgebietes. Für Sonderfragen wurde auch an anderen Stellen zusätzlich beprobt.

Beginnend mit Handproben in wöchentlichem Abstand bzw. nach Niederschlägen wurde die Beprobung durch die Einführung neuerer Mess- und Probenahme-Techniken fortlaufend verbessert. Die bestmögliche Beprobung sah kontinuierliche Entnahmen im stündlichen Rhythmus mit einem Probevolumen von 30 ml vor. 24 Proben wurden zu einer Tagesmischprobe vereinigt. Aus Kapazitätsgründen des Untersuchungslabors wurden für die rückstandsanalytischen Untersuchungen wöchentliche Mischproben von 3 l aus den einzelnen Tagesmischproben hergestellt.

Zu der kontinuierlichen wurde weiterhin eine ereignisgesteuerte Beprobung programmiert. Das Programm sah nach dem Überschreiten eines Schwellenwertes hinsichtlich der Pegelhöhe eine Wasserentnahme von 300 ml vor. Diese ereignisgesteuerte Probenahme wurde in Intervallen von 3 Stunden zugelassen. Auf diese Art und Weise war es möglich, Erkenntnisse über Konzentrationsverläufe von Wirkstoffen bei erhöhtem Wasserabfluss infolge von starken Niederschlägen oder bei Schneeschmelze zu erlangen.

Die Beprobungstechnik an den einzelnen Standorten mit den Angaben über Proben-Volumen und –Intervall ist in Tabelle 2 aufgeführt.

Tab. 2 Details der Probenahme

| Standort | Beprobungs- technik | Zeitraum | Art der Probenahme | | | kontinuierlich | | Handprobe | |
|---------------------|------------------------|--------------|--------------------|-----------|--------------|----------------|--------------|-------------------------|--------------|
| | | | Krite- rium | Intervall | Volu- men | Intervall | Volu- men | Kriterium/ Intervall | Volu- men |
| Lam- springe | | 1.95-4.95 | | | | | | 7d | 2 l |
| | Almetron | 5.95-5.96 | | | | 24h | 1 l | Niederschlag | 2 l |
| | ISCO 6700 | 5.96-30.4.99 | Pegel- höhe | 3h | 300ml | 1h | 30ml | defekte Technik | 2 l |
| Wöllers- heim | | 1.95-6.95 | | | | | | 7d | 2 l |
| | Almetron | 6.95-5.96 | | | | 24h | 1 l | Niederschlag | 2 l |
| | ISCO 6700 | 5.96-30.4.99 | Pegel- höhe | 3h | 300ml | 1h | 30ml | defekte Technik | 2 l |
| Flinsbach | Almetron | 10.95-3.97 | | | | 24h | 1 l | defekte Technik | 2 l |
| | Almetron | 3.97-9.98 | | | | 2h | 150ml | defekte Technik | 2 l |
| Fürfeld | Almetron | 10.95-3.97 | | | | 24h | 1 l | defekte Technik | 2 l |
| | Almetron | 3.97-9.98 | | | | 2h | 150ml | defekte Technik | 2 l |
| Saubach-tal | ISCO 3700 | 6.96-12.98 | | | | 1h | 30ml | defekte Technik | 2 l |
| Schwen- necketal | ISCO 3700 | 6.96-12.98 | | | | 1h | 30ml | defekte Technik | 2 l |

Erfassung des Wasserabflusses

Um die Abfluss-Mengen bestimmen zu können, wurden Durchlässe (Wehre) mit einem definierten Querschnitt am Ausgang des jeweiligen Untersuchungsgebietes in die Fließgewässer eingebaut (Abb. 1). Mittels Eintauchsensoren wurden die Pegelhöhen (hydrostatischer Druck) im Abstand von 30 Minuten gemessen und von den Wasserprobenehmern aufgezeichnet.



Abb. 2 In den Oberflächengewässern eingebaute Durchlässe zur Entnahme von Wasserproben und zur Messung der Pegelhöhe

Auf diese Weise konnten auch kurzfristige Wasserstandsänderungen erfasst und für die Beprobung berücksichtigt werden.

Über die unten aufgeführten Formeln wurde durch die Wasserprobenehmer in Abhängigkeit von der eingebauten Wehrform die Wasserabflussmenge berechnet. Diese Wasserabflussmengen bildeten die Basis für die Ermittlung der PSM-Frachten, die in das Gewässer eingetragen wurden.

| | | |
|--|------------------------------|--------------------------------------|
| 60° V-Wehr | 90° V-Wehr | Horizontalwehr |
| $m^3/h = 2868 \cdot H^{2.5}$ | $m^3/h = 4969 \cdot H^{2.5}$ | $m^3/h = 6618 \cdot L \cdot H^{1.5}$ |
| H = Pegelhöhe in Metern, L = Kanalbreite in Metern | | |

Untersuchungsprogramm

Wirkstoffauswahl

Die Rückstandsanalytik wurde im Projekt mit der Zielvorstellung konfrontiert, möglichst alle in den Einzugsgebieten applizierten Wirkstoffe auch in das Untersuchungs-Programm aufzunehmen. Es wurden keine Leitsubstanzen für das Monitoring ausgewählt, z. B. im Hinblick auf deren Gefährdungspotential basierend auf den Eigenschaften und dem Anwendungsmuster (Anwendungshöhe, Anwendungshäufigkeit und Anwendungszeitpunkt) der Wirkstoffe. Der Pflanzenschutzmitteleinsatz an den verschiedenen Standorten in den jeweiligen Bundesländern wurde harmonisiert, um die praxisüblichen Anwendungen möglichst weitgehend analytisch abzudecken.

Begonnen wurde die Monitoringstudie mit der Beprobung von Oberflächengewässern (Bäche) an den Standorten Lamspringe und Wöllersheim in Niedersachsen. In der Tabelle 3 sind die 34 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe aufgelistet, die in das rückstandsanalytische Untersuchungsprogramm aufgenommen wurden und auf deren Anwesenheit die Wasserproben vorrangig geprüft wurden. Dabei wurde die Palette der Wirkstoffe in den ersten beiden Jahren nach Projektbeginn ständig erweitert, so dass letztlich ca. 30 standortrelevante Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in die Untersuchung einbezogen waren. Bedingt durch den späteren Beginn der Untersuchungen in Baden-Württemberg und Sachsen-Anhalt wurden die Wasserproben von den dortigen Standorten auf die gleiche Wirkstoffpalette hin untersucht wie die an den niedersächsischen Untersuchungsgebieten. Die Analyse wurde jedoch für die Standorte in Baden-

Württemberg um die Maisherbizide Metolachlor und Terbuthylazin erweitert, da Mais hier mit zu den Hauptkulturen gehört.

In den letzten Jahren des Projektes (ab 1997) erstmals zur Anwendung kommende Wirkstoffe wurden nicht mehr berücksichtigt (z. B. Fenoxaprop, Mefenpyr, Propaquizafop und Cyprodinil), da das parallel laufende Validierungsprogramm aus laborinternen Gründen nicht beliebig umgestellt und erweitert werden konnte.

Tab. 3 Angaben zu den ausgewählten Pflanzenschutzmittelwirkstoffen

| Wirkstoff | Typ ¹⁾ | Wasser- | K _{oc} ²⁾ | DT ₅₀ | Quantifiziert mit | Nachweisgrenze | |
|-----------------|-------------------|-------------|-------------------------------|--------------------|-------------------|----------------------|------------------|
| | | löslichkeit | [l/kg] | [Tage] | | [µg/l] ⁴⁾ | |
| | | [mg/l] | PETE ³⁾ | PETE ³⁾ | | OW ⁵⁾ | BW ⁶⁾ |
| Azoxystrobin | F | 6,7 * | 143 | 7 - 28 | HPLC/DAD | 0,05 | 0,02 |
| Bifenox | H | 0,36 * | 1572 | 5 - 28 | GC/ECD | 0,01 | 0,002 |
| Carbetamid | H | 3500 * | 7 | 30 - 110 | HPLC/DAD | 0,05 | 0,03 |
| Chloridazon | H | 340 * | 30 | 10 - 60 | HPLC/DAD | 0,02 | 0,02 |
| Cypermethrin | I | 1,0 * | 19434 | 7 - 70 | GC/ECD | 0,10 | 0,05 |
| 2,4-D | H | 600 | 23 | 2 - 10 | GC/ECD | n.g. ⁷⁾ | 0,05 |
| Dichlorprop | H | 350 | 44 | 10 - 20 | GC/ECD | n.g. | 0,05 |
| Difenoconazol | F | 3,3 * | 1098 | ~120 | GC/ECD | 0,05 | 0,02 |
| Diflufenican | H | 0,05 ** | 2539 | 112 - 700 | GC/ECD | 0,005 | 0,002 |
| Dimefuron | H | 16 * | 145 | 28 - 180 | HPLC/DAD | 0,10 | 0,08 |
| Epoxiconazol | F | 7,0 * | 442 | 120 - 500 | GC/ECD | 0,01 | 0,004 |
| Esfenvalerate | I | < 0,3 ** | 12038 | 35 - 80 | GC/ECD | 0,05 | 0,01 |
| Ethofumesat | H | 50 ** | 182 | 26 - 99 | HPLC/DAD GC/MS | 0,10 0,02 | 0,10 n.g. |
| Fenpropidin | F | 350 * | 800 | 4 - 50 | GC/MS | 0,05 | n.g. |
| Fenpropimorph | F | 4,3 * | 804 | 15 - 93 | GC/MS | 0,02 | n.g. |
| Fluazifop*** | H | 1,0 * | 37 | 35 - 140 | GC/ECD | n.g. | 0,05 |
| Fluroxypyr*** | H | 90 * | 0 | 5 - 15 | GC/ECD | n.g. | 0,05 |
| Ioxynil*** | H | 50 * | 251 | 3 - 14 | GC/ECD | n.g. | 0,10 |
| Isoproturon | H | 65 * | 140 | 6 - 62 | HPLC/DAD | 0,03 | 0,03 |
| Kresoxim-methyl | F | 2,0 * | 421 | 0,5 - 3 | HPLC/DAD | 0,05 | 0,05 |
| MCPA*** | H | 300 ** | 18 | 2 - 14 | GC/ECD | n.g. | 0,03 |
| Mecoprop*** | H | 620 * | 37 | 4 - 21 | GC/ECD | n.g. | 0,05 |
| Metamitron | H | 1700 * | 19 | ~12 | HPLC/DAD | 0,10 | 0,06 |
| Metazachlor | H | 430 * | 92 | 8 - 70 | GC/ECD | 0,02 | 0,01 |
| Metolachlor | H | 490 * | 231 | 12 - 130 | GC/ECD | 0,02 | 0,01 |
| Parathion | I | 24 ** | 705 | 14 - 18 | GC/ECD | 0,01 | 0,005 |
| Phenmedipham | H | 4,7 * | 535 | 7 - 30 | HPLC/DAD | 0,10 | 0,02 |
| Pirimicarb | I | 2700 ** | 1001 | 7 - 275 | GC/NPD | 0,10 | 0,01 |
| Prochloraz | F | 34 ** | 1507 | 7 - 120 | GC/ECD | 0,10 | 0,01 |
| Propiconazol | F | 100 * | 568 | 110 - 264 | GC/ECD | 0,005 | 0,002 |
| Quinmerac*** | H | 220 ** | 18 | 28 - 85 | GC/ECD | n.g. | 0,10 |
| Tebuconazol | F | 32 * | 603 | ~200 | GC/NPD | 0,05 | 0,03 |
| Terbuthylazin | H | 8,5 * | 278 | 30 - 100 | GC/NPD | 0,02 | 0,01 |
| Triadimenol | F | 95 * | 332 | ~200 | GC/ECD | 0,05 | 0,01 |

¹⁾H = Herbizide, F = Fungizide, I = Insektizide; ²⁾ die K_{oc}-Werte beziehen sich auf einen C_{org}-Gehalt von 1; ³⁾ NICHOLLS, P., (1994) Physicochemical Evaluation The Environment – A decision-support System for Pesticide Environmental Preregistration Assessmen; ⁴⁾ die Nachweisgrenzen wurden im Rahmen von Zusatzversuchen mit Oberflächenwasserproben ermittelt, die relativ reich an begleitenden Matrixstoffen waren. Letzteres führt zu herabgesetzten Wiederfindungsraten und zu steigenden Nachweisgrenzen; ⁵⁾ Oberflächenwasser; ⁶⁾ Bidest. Wasser; ⁷⁾ n.g.=nicht geprüft; * bei 20 °C, ** bei 25 °C *** als Pentafluorbenzyl-Derivative

Zuletzt umfasste das Untersuchungsprogramm 20 Herbizide, 10 Fungizide und 4 Insektizide. Nicht analysiert wurden die applizierten Wirkstoffe, die entweder erst in den letzten Jahren zum Einsatz kamen oder aufgrund ihrer Eigenschaften nur parallel mit Einzelmethoden hätten bestimmt werden müssen, wie z. B. Glyphosat, Sulfonylharnstoff-Herbizide (z. B. Amidosulfuron) und Wachstumsregulatoren, wie Chlormequat und Ethephon. Im Hinblick auf die ausgebrachte Menge sind davon lediglich Chlormequat und Glyphosat von Bedeutung. Es wurden jedoch bislang keine Daten publiziert, die aufzeigen, dass diese Wirkstoffe überhaupt oder in höheren Konzentrationen in Oberflächengewässer eingetragen werden und somit in einem Monitoring-Programm nicht fehlen sollten. Berichtet wurden lediglich Einzelbefunde mit Glyphosat-Gehalten bis zu 1,4 µg/l bzw. 2,7 µg/l, die auf punktuelle Einträge zurück zu führen waren (REUPERT & SCHLETT, 1997; HERNÁNDEZ et al., 1996).

Die im GC-Screening-Programm darüber hinaus enthaltenen ca. 150 Wirkstoffe ermöglichten außerdem die Identifizierung von nicht in der Tabelle aufgeführten Wirkstoffen, wenn diese in den Wasserextrakten in auffallenden Konzentrationen vorhanden waren, d. h., dass insbesondere bei den GC/MS-Analysen deutliche Peaks im Chromatogramm auftraten, die dann auch Pflanzenschutzmitteln zugeordnet werden konnten



Abb. 2 Wasserprobenehmer mit Steuerungsmodul und Pumpentechnik; Analysengang der Multimethode für die Wasserproben

Untersuchungsmethode

Mit Projektbeginn wurden auch sofort die ersten Wasserproben in das Analysenlabor überstellt, obwohl nicht alle Standorte ausgewählt waren, die Probensammler noch installiert und erprobt werden mussten, das Untersuchungsprogramm im Hinblick auf die zu analysierenden Wirkstoffe noch nicht etabliert und somit natürlich auch die im Institut für ökologische Chemie entwickelte Multimethode hinsichtlich der neuen Wirkstoffauswahl noch nicht validiert war. Die Validierung der Methode musste demzufolge im erforderlichen Umfang – Wiederfindungsraten in verschiedenen Wässern und Konzentrationen, Lagerstabilitätsprüfungen in verschiedenen Wässern über längere Zeiträume und unter unterschiedlichen Bedingungen – parallel zur laufenden Wasseranalytik durchgeführt werden, was zur Folge hatte, dass Erkenntnisse über die Qualität der Methode und notwendige Änderungen nicht immer kurzfristig vorliegen konnten.

In der Abb. 2 ist die modulare Multimethode dargestellt, nach der die Wasserproben ab dem Frühjahr 1997 aufgearbeitet wurden. Die wesentliche Änderung zur vorher verwendeten Methode besteht in dem zusätzlichen Einsatz von LiChrolut EN-Kartuschen zur Festphasenextraktion, um speziell die Rübenerbizide (insbesondere Metamitron und Chloridazon) besser nachweisen zu können.

Nach Festphasenextraktion der Wasserproben an C₁₈- bzw. LiChrolut EN-Kartuschen erfolgte ein Screening mittels GC/ECD/NPD ergänzt durch HPLC/DAD und eine GC/ECD-Messung nach Derivatisierung eines Extrakt-Anteils.

Die Absicherung der Befunde wurde überwiegend mittels GC/MS vorgenommen. Die GC/MS-Analysen wurden dazu in der Regel mit Elektronenstoß-Ionisation durchgeführt. Zum Spektrenvergleich wurden eine gerätspezifische Bibliothek, deren Referenzsubstanz-Massenspektren mit dem vorhandenen Gerät aufgenommen wurden, und mehrere gekaufte Bibliotheken (NIST, Ehrenstorfer) verwendet. Ab Herbst 1998 konnte die LC/MS zur Absicherung der Befunde in den LC-Extrakten eingesetzt werden.

Abschließend wurden die in den Wässern identifizierten PSM-Wirkstoffe mit GC bzw. HPLC, in einigen Fällen auch mit GC/MS, quantifiziert.

Die detaillierten Aufarbeitungs-, Geräte- und Messparameter sind im Anhang zur Rückstandsanalytik (A48-A82) zusammengestellt.

Probenzahl und Validierung der Methode

Über den gesamten Beprobungszeitraum von Januar 1995 bis Mai 1999 wurden rund 1300 Wasserproben analysiert. Diese Zahl beinhaltet sowohl Proben aus kontinuierlicher und ereignisbezogener Beprobung sowie Handproben als auch solche aus Sonderuntersuchungen (z. B. Drainagebeprobungen, spezielle Standortfragen). Der Untersuchungs-Schwerpunkt lag bei den niedersächsischen Standorten mit knapp 850 Proben, gefolgt von Baden-Württemberg mit ca. 250 und Sachsen-Anhalt mit ca. 200 Proben.

Die rückstandsanalytische Untersuchung von Oberflächenwasser wirft im Vergleich zur Trinkwasseranalyse spezielle Probleme auf. Wie aus Tabelle 3 ersichtlich wird, sind die Nachweisgrenzen für die einzelnen Wirkstoffen u.a. stark von der Zusammensetzung des zu analysierenden Wassers abhängig. Das gleiche gilt für die Bestimmungsgrenzen und die Wiederfindungsraten der PSM.

Die Effizienz der in der Festphasenextraktion zunächst vielfach verwendeten C₁₈-Kartuschen hinsichtlich der Extraktion von PSM aus Oberflächenwasser mit einem hohen Anteil an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) kann viel geringer sein als erwartet (JOHNSON et al., 1991), weil die gelöste organische Substanz (DOM) sorptive Stellen des Kartuschenmaterials absättigen kann oder weil die C₁₈-Kartuschen untauglich sind für die Extraktion von mit DOM assoziierten Pflanzenschutzmitteln. Um die Variationsbreite der Wiederfindungsraten abzuschätzen, wurde den Wässern vor der Extraktion mit den C₁₈-Kartuschen eine Stellvertreter-Substanz (Surrogate) zugegeben, die nicht immer repräsentativ für alle mit diesen Kartuschen extrahierbaren Wirkstoffen sein muss. Das polymere Sorbens der zu sätzlich eingesetzten LiChrolut EN-Kartuschen besitzt eine große Oberfläche und damit verbunden eine größere Kapazität, z. B. störende Begleitstoffe abzupuffern.

Da die Wasserproben nicht unmittelbar nach der Probenahme analysiert werden konnten – die Verweilzeit im Probensammler betrug schon bis zu sieben Tage – wurden Lagerstabilitätstests durchgeführt, um zu überprüfen, ob die Wirkstoffe unter den gewählten Lagerbedingungen stabil bleiben. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass es aufgrund der speziellen Eigenschaften z. B. bei den Wirkstoffen Phenmedipham und Kresoxim-methyl bereits in den ersten Tagen der Lagerung des Oberflächenwassers zu erheblichen Verlusten kommen kann. Hinsichtlich der anderen Wirkstoffe zeigten die Untersuchungen, dass bei der Mehrzahl erkennbare Verluste erst nach 90tägiger Lagerung auftraten, mit Ausnahme der geprüften Insektizide und des Herbizids Metamitron, wo sich erste Verluste bereits nach 14tägiger Lagerung abzeichneten.

Angesichts der Zahl von ca. 1300 analysierten Oberflächenwasserproben unterschiedlicher Herkunft und Zusammensetzung bleibt zu bedenken, dass die im Rahmen der Validierung erzielten Ergebnisse nur Momentaufnahmen der analytischen Praxis darstellen können.

Details zum Analysenverfahren, die Ergebnisse der Methoden-Validierung und die besondere Problematik im Zusammenhang mit den Wiederfindungsraten und damit verknüpft den Lagerstabilitätsuntersuchungen werden im Anhang zur Rückstands-Analytik (A48-A82) ausführlich dargestellt und diskutiert.

Ergebnisse und Diskussion

Ergebnisse

Die Tabelle 4 gibt eine Übersicht, mit welcher Häufigkeit verschiedene Konzentrationen von PSM-Rückständen in den analysierten Wasserproben der sechs ausgewählten Hauptstandorte des Projektes vorkamen. Die Auswertung basiert auf einer Probenzahl von 929 aus dem Untersuchungszeitraum vom 01.10.1995 bis zum 30.04.1999 und den dazugehörigen Ergebnissen. Proben aus Sonderuntersuchungen und aus der Startphase des Projektes wurden hier nicht berücksichtigt.

Tab. 4 Häufigkeit verschiedener Konzentrationsbereiche an der Gesamtheit der untersuchten Wasserproben

| Standort | Konzentrationsbereiche [$\mu\text{g/l}$] | | | |
|-----------------------|--|------|------------|-------|
| | n.n. | <0,1 | 0,1 – 10,0 | >10,0 |
| Saubachtal | 71 % | 19 % | 10 % | 0 % |
| Schwennecketal | 93 % | 7 % | 0 % | 0 % |
| Flinsbach | 35 % | 35 % | 29 % | 1 % |
| Fürfeld | 82 % | 12 % | 6 % | 0 % |
| Lamspringe | 25 % | 17 % | 53 % | 5 % |
| Wöllersheim | 45 % | 17 % | 36 % | 2 % |
| Mittel der Standorte* | 59 % | 18 % | 22 % | 1 % |

*Gesamtprobenzahl: 929, Zeitraum: 1.10.1995 bis 30.4.1999

Die Befunde wurden in vier Gruppen eingeteilt. Beim Nachweis mehrerer Wirkstoffe in einer Probe wurde diese, entsprechend der höchsten Einzelwirkstoffkonzentration, zu geordnet.

Im Mittel über alle Standorte konnten in 59% der Proben keine PSM nachgewiesen werden und in weiteren 18% lagen die Rückstandsgehalte unter 0,1 $\mu\text{g/l}$. Befunde im Konzentrationsbereich über 10 $\mu\text{g/l}$ traten im Durchschnitt nur in 1% der analysierten Wasserproben auf. Auffällig sind die Unterschiede in der prozentualen Verteilung der Ergebnisse zwischen den Standorten. So waren 90% bis 100% der Ergebnisse der von den nicht drainierten Standorten in Sachsen-Anhalt stammenden Proben den Konzentrationsbereichen "n.n." bzw. "<0,1 $\mu\text{g/l}$ " zuzuordnen. Dies gilt auch für die Proben aus Fürfeld in Baden-Württemberg.

Bei Betrachtung des zeitlichen Verlaufs der Pflanzenschutzmittelausträge zeigte sich erwartungsgemäß, dass PSM-Rückstände nicht gleichmäßig über das Jahr verteilt in den Wasserproben auftreten.

Die Abbildung 3 zeigt beispielhaft die Häufigkeitsverteilung der Konzentrationsbereiche in den einzelnen Quartalen des Untersuchungszeitraumes Oktober 1995 bis April 1999 am Standort Wöllersheim. In allen Quartalen, bis auf das 2. Quartal 1999, welches nur den April enthält, wurden Proben gezogen, die keine Pflanzenschutzmittelrückstände enthielten, d. h. es lag keine kontinuierliche Belastung des Gewässers vor.

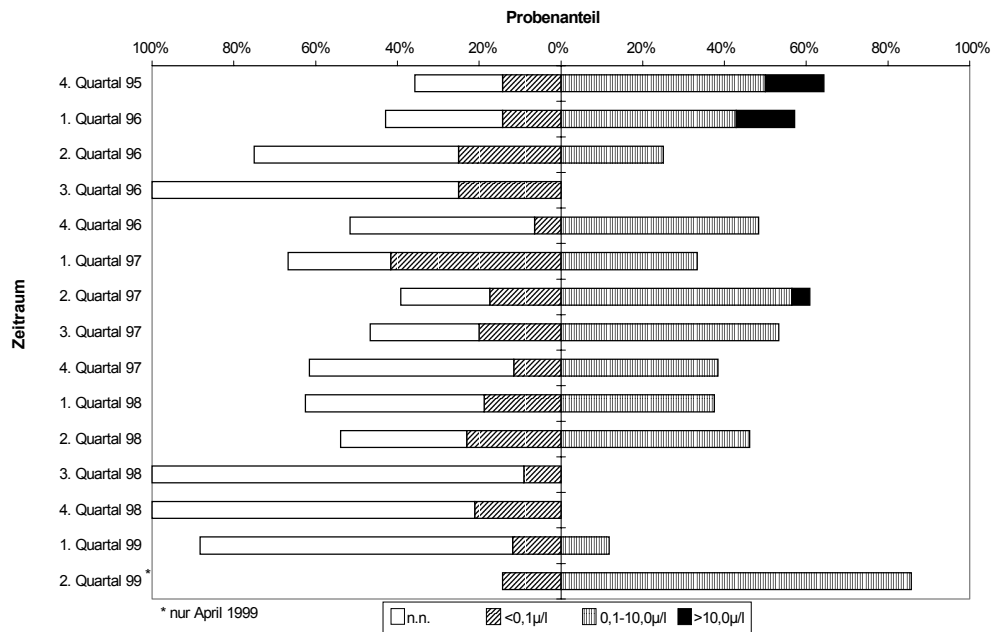


Abb. 3 Prozentuale Aufteilung der Wasserproben der jeweiligen Quartale (4/95 bis 2/99) in vier Konzentrationsbereichen entsprechend der ermittelten PSM-Konzentrationen am Standort Wöllersheim

Die Häufigkeit, mit den Proben der einzelnen Konzentrationsbereiche in den Quartalen gefunden wurden, war nicht einheitlich. Neben Quartalen mit einer Mehrzahl von Ergebnissen in den beiden Gruppen höherer Konzentration ($>0,1 \mu\text{g/l}$) dominierten an diesem Standort vor allem Quartale (10 von 15) mit Befunden geringerer bzw. nicht nachweisbarer Konzentration. In drei Zeitabschnitten waren keine Proben der höheren Konzentrations-Gruppen zu finden. Mit welcher Häufigkeit PSM-Konzentrationen bestimmter Bereiche in Wasserproben von an Agrarflächen angrenzenden Oberflächengewässern gefunden werden, ist stark von den Applikationszeiten, den Witterungsverhältnissen und den Standortbedingungen abhängig.

Im Vergleich zum Standort Wöllersheim war an den vier Standorten in Baden-Württemberg und Sachsen-Anhalt die Anzahl der Quartale ohne PSM-Befund in den beiden hohen Konzentrationsbereichen größer (s. Abbildung A76 bis A79). Besonders günstig erwies sich die Situation für den Bachlauf im Schwennecketal, in dem keine Proben mit einer Konzentration von $0,1 \mu\text{g/l}$ und darüber gefunden wurden.

Am Beispiel der jahreszeitlichen Verteilung der Wirkstoff-Konzentrationen von Ethofumesat und Isoproturon (Abb. 4 und Abb. 5) wird deutlich, welchen Anteil einzelne Wirkstoffe am Verteilungsmuster der Gesamtheit aller Ergebnisse im Jahres-Verlauf haben.

Die Wirkstoffe der Zuckerrübenherbizide, hier dargestellt am Beispiel von Ethofumesat, wurden in der Regel nur im 2. und 3. Quartal eines Jahres gefunden, entsprechend ihrer Applikationszeiten. Gleiches gilt für das Getreideherbizid Isoproturon (Abb. 4), welches im Herbst bzw. im Frühjahr appliziert und im weiteren Zeitverlauf nachgewiesen wurde. Dies war nach Herbstapplikationen häufiger der Fall, wobei hier auch der Schwerpunkt der Anwendungen lag. Hinsichtlich der Häufigkeit höherer Konzentrationen in den Proben ist nach der "Hauptapplikationszeit" im weiteren Zeitverlauf eine abnehmende Tendenz zu verzeichnen. Von einem Konzentrationsverlauf kann aber nicht gesprochen werden, da in jedem Quartal auch Proben ohne Isoproturon-Rückstände gefunden wurden. Die Abweichung vom Verteilungsschema der Konzentrationen in der Anwendungsperiode 1998/99 (Abb. 3 und 5) ist auf die Witterungsbedingungen zurückzuführen. Die für einige Flächen vorgesehene Herbizidapplikation wurde größtenteils in das Frühjahr verschoben.

Generell kann festgehalten werden, dass Rückstände eines Wirkstoffes nie in vier aufeinander folgenden Quartalen gefunden wurden.

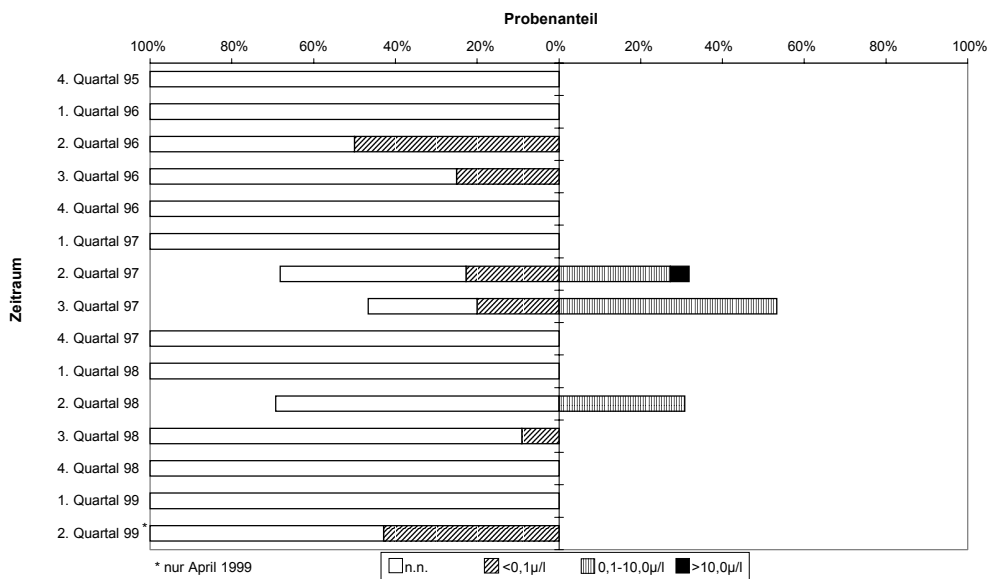


Abb. 4 Prozentuale Aufteilung der Wasserproben der jeweiligen Quartale (4/95 bis 2/99) in vier Konzentrationsbereichen entsprechend der ermittelten Ethofumesat-Konzentrationen am Standort Wöllersheim

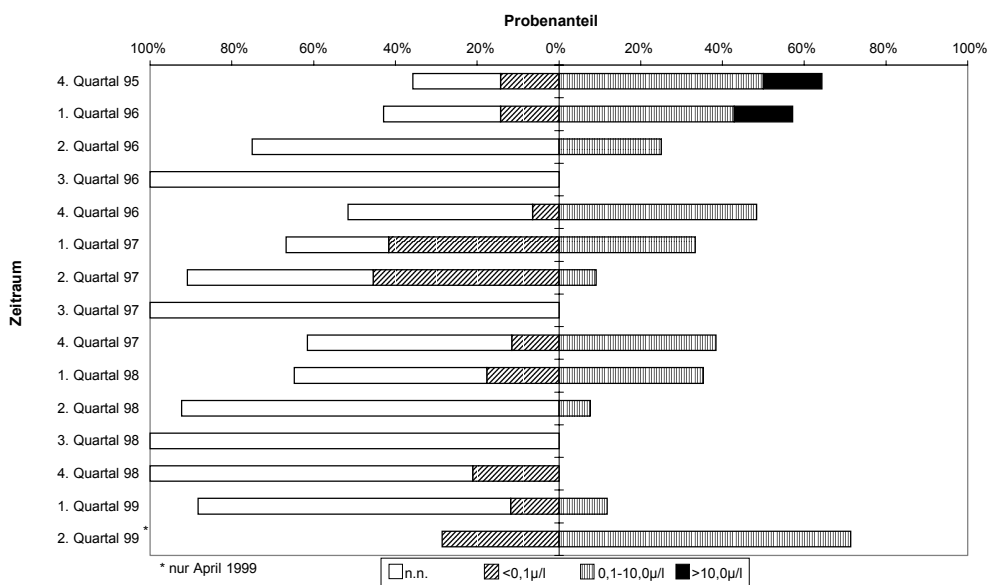


Abb. 5 Prozentuale Aufteilung der Wasserproben der jeweiligen Quartale (4/95 bis 2/99) in vier Konzentrationsbereichen entsprechend der ermittelten Isoproturon-Konzentrationen am Standort Wöllersheim

Konzentrationen von PSM-Rückständen im Fließgewässer sind zwangsläufig stark von der abfließenden Wassermenge abhängig. Dadurch können sich an verschiedenen Standorten trotz unterschiedlicher Wirkstoff-Austräge gleiche Konzentrationen im Wasser einstellen. Das heißt, die Gehalte allein betrachtet geben keine ausreichende Information über die ausgetragenen Mengen der applizierten PSM, die in das Oberflächen-Wasser gelangten. Zu diesem Zweck wurden Frachten berechnet, die dann in Relation zur applizierten Menge gesetzt werden konnten.

In den Tabellen 5 und 6 sind beispielhaft für den Standort Lamspringe die Pflanzenschutzmittel-Frachten für die Zeiträume Oktober 1996 bis September 1997 bzw. Oktober 1997 bis September 1998 dargestellt. Neben der jeweiligen applizierten Einzelwirkstoffmenge sind die über Abflussvolumen und Konzentration berechneten ausgetragenen PSM-Mengen (in kg) und die Austragsrate (Verhältnis der ausgebrachten zur ausgetragenen Menge) aufgeführt. Die Wirkstoffe sind entsprechend ihrer Funktionalität in die Gruppen "Fungizide", "Herbizide" und "Insektizide" eingeteilt.

Tab. 5 Frachten und Austragsraten der untersuchten Wirkstoffe am Standort Lamspringe 1996/97

| Wirkstoff | Gruppe | applizierte Wirkstoff-menge [kg] | ausgetragene Menge [kg] | Austragsrate [%] |
|-----------------|--------|----------------------------------|-------------------------|------------------|
| Azoxystrobin | F | 8,025 | 0 | 0 |
| Epoxiconazol | F | 6,831 | <0,001 | 0,002 |
| Fenpropidin | F | 6,418 | 0 | 0 |
| Fenpropimorph | F | 2,250 | 0 | 0 |
| Kresoxim-Methyl | F | 6,831 | <0,001 | 0,002 |
| Propiconazol | F | 0,938 | 0 | 0 |
| Tebuconazol | F | 4,278 | 0 | 0 |
| Chloridazon | H | 32,560 | 0,004 | 0,011 |
| Diflufenican | H | 3,525 | <0,001 | 0,006 |
| Ethofumesat | H | 8,347 | 0,024 | 0,284 |
| Fluroxypyr | H | 6,345 | 0 | 0 |
| Isoproturon | H | 64,175 | 0,036 | 0,057 |
| MCPA | H | 17,625 | <0,001 | 0,003 |
| Metamitron | H | 62,160 | 0,004 | 0,006 |
| Phenmedipham | H | 8,614 | <0,001 | 0,001 |
| Quinmerac | H | 2,970 | 0,015 | 0,509 |
| Esfenvalerat | I | 1,058 | 0 | 0 |
| Pirimicarb | I | 5,288 | 0 | 0 |
| PSM-gesamt | | 248,430 | 0,083 | 0,034 |

Tab. 6 Frachten und Austragsraten der untersuchten Wirkstoffe am Standort Lamspringe 1997/98

| Wirkstoff | Gruppe | applizierte Wirkstoffmenge [kg] | ausgetragene Menge [kg] | Austragsrate [%] |
|-----------------|--------|---------------------------------|-------------------------|------------------|
| Azoxystrobin | F | 12,200 | 0,001 | 0,011 |
| Epoxiconazol | F | 4,380 | 0 | 0 |
| Fenpropidin | F | 28,600 | 0 | 0 |
| Fenpropimorph | F | 8,190 | 0 | 0 |
| Kresoxim-Methyl | F | 4,380 | 0 | 0 |
| Propiconazol | F | 3,410 | 0 | 0 |
| Tebuconazol | F | 16,630 | 0 | 0 |
| Chloridazon | H | 19,000 | 0,123 | 0,647 |
| Diflufenican | H | 2,410 | 0 | 0 |
| Ethofumesat | H | 8,360 | <0,001 | 0,011 |
| Fluroxypyr | H | 7,890 | 0 | 0 |
| Isoproturon | H | 85,750 | 0,061 | 0,071 |
| MCPA | H | 20,700 | 0 | 0 |
| Metamitron | H | 26,600 | 0,003 | 0,012 |
| Phenmedipham | H | 7,940 | 0 | 0 |
| Quinmerac | H | 2,380 | 0 | 0 |
| Cypermethrin | I | 0,420 | 0 | 0 |
| Parathion | I | 5,990 | 0 | 0 |
| PSM-gesamt | | 265,210 | 0,189 | 0,071 |

Am Standort Lamspringe wurden im Untersuchungszeitraum 1996/97 zehn von 16 und 1997/98 fünf von 18 Wirkstoffen der Untersuchungspalette in den Wasserproben nachgewiesen. In Relation zur ausgebrachten Menge sind die ausgetragenen Mengen sehr klein, was aus den Austragsraten von durchschnittlich 0,034% (1996/97) bzw. 0,071% (1997/98) hervorgeht. Zu erkennen ist auch, dass vor allem Wirkstoffe der Gruppe der Herbizide ausgetragen wurden. Die insektiziden Wirkstoffe konnten nicht und die fungiziden nur sporadisch in den Wasserproben analysiert werden. Im Maximum wurden 0,647% der applizierten Menge eines Wirkstoffes (Chloridazon, 1997/98) ausgetragen.

Beim Vergleich der Auträge in den zwei Versuchsjahren ist klar zu erkennen, dass die Höhe der applizierten Menge eines Wirkstoffes nicht zwangsläufig zu einer bestimmten Austragsmenge führte. Dies

wird u.a. am Beispiel des Wirkstoffes Chloridazon deutlich, von dem im Untersuchungszeitraum 1996/97 trotz einer 70% höheren applizierten Menge rund 97% weniger Wirkstoff ausgetragen wurde als vergleichsweise im Zeitraum 1997/98. Beim Vergleich der Standorte in den Tabellen 7 und 8 zeigt sich, dass der oben dargestellte Standort Lamspringe in beiden Untersuchungs-Zeiträumen die höchsten Austragsraten mit 0,034% bzw. 0,071% bezogen auf die gesamte applizierte Pflanzenschutzmittelmenge aufweist. Die anderen Standorte weisen dementsprechend geringere auf die applizierte Gesamtmenge bezogene Austragsraten auf. Im Minimum wurden 0,0003% am Standort Fürfeld errechnet.

Tab. 7 Austragsraten [%] von Wirkstoffen an den Standorten im Zeitraum 96/97

| | Azoxystrobin | Chloridazon | Ethofumesat | Metamitron | Isoproturon | PSM-gesamt |
|--------------------------|--------------|-------------|-------------|------------|-------------|------------|
| Flinsbach* | --- | --- | --- | --- | 0,004 | 0,004 |
| Fürfeld* | --- | 0,001 | 0,006 | <0,001 | --- | 0,004 |
| Lamspringe | 0 | 0,011 | 0,224 | 0,006 | 0,057 | 0,031 |
| Wöllersheim | --- | 0,007 | 0,023 | 0,006 | 0,017 | 0,027 |
| Mittel der Standorte [%] | 0 | 0,006 | 0,084 | 0,004 | 0,026 | 0,017 |

* Beprobung nur von April bis Oktober 1997

Tab. 8 Austragsraten [%] von Wirkstoffen an den Standorten im Zeitraum 97/98

| | Azoxystrobin | Chloridazon | Ethofumesat | Metamitron | Isoproturon | PSM-gesamt |
|--------------------------|--------------|-------------|-------------|------------|-------------|------------|
| Saubachtal | --- | 0,022 | 0,025 | 0,052 | --- | 0,013 |
| Schwennecketal | 0 | --- | --- | --- | 0,007 | 0,003 |
| Flinsbach | --- | --- | --- | --- | 0,0005 | 0,0005 |
| Fürfeld | --- | --- | --- | --- | 0,0005 | 0,0003 |
| Lamspringe | 0,011 | 0,647 | 0,011 | 0,012 | 0,071 | 0,071 |
| Wöllersheim | 0,0001 | 0,001 | 0,003 | 0,001 | 0,006 | 0,003 |
| Mittel der Standorte [%] | 0,006 | 0,223 | 0,013 | 0,022 | 0,017 | 0,015 |

Aus den Daten der Tabelle 8 ist weiterhin zu ersehen, dass bei Betrachtung der Austragsraten einzelner Wirkstoffe über die Versuchsstandorte hinweg nicht für jeden Wirkstoff die höchste Rate am Standort Lamspringe ermittelt wurde. Die Austragsraten von Metamitron und Ethofumesat waren beispielsweise 1997/98 im Saubachtal mit 0,052% bzw. 0,025% (Lamspringe 0,011% bzw. 0,012%) höher.

Werte für Austragsraten eines Wirkstoffes aus allen drei Untersuchungs-Regionen liegen nur für Isoproturon vor. Alle anderen Wirkstoffe wurden entweder nicht gefunden oder - anbaubedingt - nicht in jeder Region eingesetzt. Die Austragsraten des Herbizids Isoproturon weichen stark voneinander ab (Faktor 140), sie lagen zwischen 0,0005% an den beiden Standorten in Baden-Württemberg (1997/98) und 0,071% am niedersächsischen Standort Lamspringe (1997/98).

Im Mittel über die Standorte ergaben sich für die Gesamtmenge aller eingesetzten und analysierten Pflanzenschutzmittel Austragsraten von 0,017% im Zeitraum 1996/97 bzw. 0,015% im Untersuchungsjahr 1997/98.

In den Tabellen 5 bis 8 wurde u. a. die gesamte ausgetragene Menge eines Jahres summiert über alle Pflanzenschutzmittel aufgeführt. Die monatlich ausgetragene Menge eines Wirkstoffes ist im Verlauf des Jahres nicht konstant. In den folgenden Tabellen 9 bis 12 werden deshalb die auf einen Monat berechneten Frachten einzelner Wirkstoffe und die Gesamtfracht eines Monats aller Wirkstoffe sowie deren prozentualer Anteil an der Jahresfracht dargestellt.

Weiterhin ist für die jeweilige Summe der monatlich ausgetragenen Einzelwirkstoff-Menge der prozentuale Anteil an der Jahresfracht aller Wirkstoffe angegeben. Aufgeführt werden der Zeitraum Oktober 1996 bis September 1997 und der Vergleichszeitraum 1997/98 für die Standorte Lamspringe und Wöllersheim.

Tab. 9 Frachten [g] von Oktober 1996 bis September 1997 aller an diesem Standort gefundenen Wirkstoffe am Standort Lamspringe

| Monat \ Wirkstoff | Wirkstoff | | | | | | | | | | | Abfluß [m³] | |
|---------------------------|-------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-----------------|-------------|--------------|--------------|-------------|---------------|-------------|--------------------|
| | Chloridazon | Diflufenican | Ethofumesat | Epoxiconazol | Isoproturon | Kresoxim-methyl | Metamitron | Phenmedipham | Quinmerac | Terbutryn | Monatsfracht | | % der Jahresfracht |
| Okt 96 | 0 | 0 | 0 | 0 | 27,278 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 27,37 | 32,7 | 5.341 |
| Nov | 0 | 0 | 0 | 0 | 6,912 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6,97 | 8,3 | 26.330 |
| Dez | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,088 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,09 | 1,3 | 24.183 |
| Jan 97 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,076 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,08 | 0,1 | 8.380 |
| Feb | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,338 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,41 | 0,5 | 18.562 |
| Mrz | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,331 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,33 | 0,4 | 41.327 |
| Apr | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,289 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,33 | 0,4 | 27.351 |
| Mai | 2,597 | 0 | 21,957 | 0,119 | 0,186 | 0,119 | 1,342 | 0 | 15,110 | 0 | 41,53 | 49,6 | 21.338 |
| Jun | 0 | 0 | 0,838 | 0 | 0 | 0 | 0,807 | 0 | 0 | 0 | 1,95 | 2,3 | 9.044 |
| Jul | 1 | 0 | 0,901 | 0 | 0 | 0 | 1,422 | 0 | 0 | 0,606 | 3,52 | 4,2 | 5.985 |
| Aug | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,21 | 0,3 | 3.235 |
| Sep | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,00 | 0,0 | 1.640 |
| Summe | 3,70 | 0,21 | 23,71 | 0,14 | 36,50 | 0,14 | 3,57 | 0,10 | 15,11 | 0,61 | 83,787 | | 192.715 |
| % der Jahresfracht | 4,42 | 0,25 | 28,30 | 0,16 | 43,56 | 0,16 | 4,26 | 0,12 | 18,03 | 0,72 | | | |

Jahresübersicht:

Applizierte PSM-Menge a.i. [g] : 248.270
 Austrag a.i. [g] : 83,787
 Austragsrate [%] : 0,034

Jahresfracht [g]

Tab. 10 Frachten [g] von Oktober 1997 bis September 1998 aller an diesem Standort gefundenen Wirkstoffe am Standort Lamspringe/Wehr

| Monat \ Wirkstoff | Wirkstoff | | | | | | | Abfluß [m³] |
|---------------------------|--------------|---------------|-------------|--------------|-------------|---------------|--------------------|----------------|
| | Azoxystrobin | Chloridazon | Ethofumesat | Isoproturon | Metamitron | Monatsfracht | % der Jahresfracht | |
| Okt 96 | 0 | 0,053 | 0 | 0 | 0 | 0,05 | 0,0 | 2.674 |
| Nov | 0 | 0,015 | 0 | 10,208 | 0 | 10,22 | 5,4 | 4.515 |
| Dez | 0 | 0 | 0 | 7,123 | 0 | 7,12 | 3,8 | 19.891 |
| Jan 97 | 0 | 0 | 0 | 0,458 | 0 | 0,46 | 0,2 | 48.299 |
| Feb | 0 | 0 | 0 | 0,598 | 0 | 0,60 | 0,3 | 26.932 |
| Mrz | 0 | 1,081 | 0 | 24,279 | 0 | 25,36 | 13,4 | 46.560 |
| Apr | 0 | 116,729 | 0 | 17,795 | 0 | 134,52 | 71,1 | 27.462 |
| Mai | 0,097 | 3,570 | 0,203 | 0,318 | 0,681 | 4,87 | 2,6 | 15.040 |
| Jun | 0,899 | 1,202 | 0,678 | 0 | 2,473 | 5,25 | 2,8 | 7.581 |
| Jul | 0,397 | 0,091 | 0,033 | 0 | 0,074 | 0,59 | 0,3 | 5.937 |
| Aug | 0 | 0,133 | 0 | 0 | 0 | 0,13 | 0,1 | 7.611 |
| Sep | 0 | 0,034 | 0 | 0 | 0 | 0,03 | 0,0 | 18.979 |
| Summe | 1,39 | 122,91 | 0,91 | 60,78 | 3,23 | 189,22 | | 231.482 |
| % der Jahresfracht | 0,74 | 64,96 | 0,48 | 32,12 | 1,71 | | | |

Jahresübersicht:

Applizierte PSM-Menge a.i. [g] : 265.210
 Austrag a.i. [g] : 189,222
 Austragsrate [%] : 0,071

Jahresfracht [g]

Tab. 11 Frachten [g] von Oktober 1996 bis September 1997 aller an diesem Standort gefundenen Wirkstoffe am Standort Wöllersheim

| Monat | Wirkstoff | | | | | | | | | | | | Abfluss [m³] |
|---------------------------|-------------|--------------|-------------|--------------|--------------|-----------------|-------------|--------------|-------------|--------------|---------------|--------------------|---------------|
| | Chloridazon | Diflufenican | Ethofumesat | Epoxiconazol | Isoproturon | Kresoxim-methyl | Metamitron | Phenmedipham | Mecoprop | MCPA | Monatsfracht | % der Jahresfracht | |
| Okt 96 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,691 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,69 | 1,4 | 8.457 |
| Nov | 0 | 0 | 0 | 0 | 2,440 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2,44 | 5,0 | 10.462 |
| Dez | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,920 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,92 | 3,9 | 11.044 |
| Jan 97 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,021 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,02 | 0,0 | 3.852 |
| Feb | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,282 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,28 | 0,6 | 11.326 |
| Mrz | 0 | 0 | 0 | 0 | 2,515 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2,51 | 5,1 | 13.742 |
| Apr | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,144 | 0 | 0 | 0,121 | 0 | 0 | 0,26 | 0,5 | 6.283 |
| Mai | 0,894 | 0,023 | 1,331 | 0,274 | 0,111 | 0,026 | 3,004 | 0 | 0 | 0,930 | 6,59 | 13,5 | 3.270 |
| Jun | 0 | 0 | 0,295 | 0 | 0 | 0 | 0,054 | 0 | 2,730 | 19,830 | 22,91 | 46,8 | 347 |
| Jul | 0 | 0 | 0,613 | 0 | 0 | 0 | 0,060 | 0 | 0 | 10,640 | 11,33 | 23,1 | 2.300 |
| Aug | 0 | 0 | 0,038 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,04 | 0,1 | 1.070 |
| Sep | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,00 | 0,0 | 885 |
| Summe | 0,91 | 0,02 | 2,28 | 0,27 | 8,12 | 0,03 | 3,12 | 0,12 | 2,73 | 31,40 | 49,003 | | 73.038 |
| % der Jahresfracht | 1,86 | 0,05 | 4,65 | 0,56 | 16,58 | 0,05 | 6,36 | 0,25 | 5,57 | 64,08 | | | |

Jahresfracht [g]

Jahresübersicht:

Applizierte PSM-Menge a.i. [g] : 180.510
 Austrag a.i. [g] : 49.003
 Austragsrate [%] : 0,027

Tab. 12 Frachten [g] von Oktober 1997 bis September 1998 aller an diesem Standort gefundenen Wirkstoffe am Standort Wöllersheim

| Monat | Wirkstoff | | | | | | | Abfluss [m³] |
|---------------------------|--------------|-------------|-------------|--------------|-------------|--------------|--------------------|---------------|
| | Azoxystrobin | Chloridazon | Ethofumesat | Isoproturon | Metamitron | Monatsfracht | % der Jahresfracht | |
| Okt 97 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,00 | 0,0 | 2.332 |
| Nov | 0 | 0 | 0 | 0,361 | 0 | 0,36 | 7,2 | 2.577 |
| Dez | 0 | 0 | 0 | 0,319 | 0 | 0,32 | 6,3 | 7.653 |
| Jan 98 | 0 | 0 | 0 | 0,014 | 0 | 0,01 | 0,3 | 4.295 |
| Feb | 0 | 0 | 0 | 0,002 | 0 | 0,00 | 0,0 | 789 |
| Mrz | 0 | 0 | 0 | 3,501 | 0 | 3,50 | 69,5 | 1.475 |
| Apr | 0 | 0,056 | 0 | 0,149 | 0,032 | 0,24 | 4,7 | 2.956 |
| Mai | 0,002 | 0,036 | 0,031 | 0 | 0,035 | 0,10 | 2,1 | 809 |
| Jun | 0,008 | 0,147 | 0,182 | 0 | 0,159 | 0,50 | 9,9 | 200 |
| Jul | 0 | 0,0001 | 0,0008 | 0 | 0 | 0,00 | 0,0 | 129 |
| Aug | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,00 | 0,0 | 79 |
| Sep | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,00 | 0,0 | 2.044 |
| Summe | 0,01 | 0,24 | 0,21 | 4,35 | 0,23 | 5,035 | | 25.339 |
| % der Jahresfracht | 0,20 | 4,74 | 4,25 | 86,32 | 4,49 | | | |

Jahresfracht [g]

Jahresübersicht:

Applizierte PSM-Menge a.i. [g] : 181.980
 Austrag a.i. [g] : 5.035
 Austragsrate [%] : 0,003

Bei Betrachtung der Tabellen wird deutlich, dass im Zeitraum 1996/97 am Standort Wöllersheim - wie oben auch schon für den Standort Lamspringe beschrieben - doppelt so viele Wirkstoffe nachgewiesen wurden wie im Vergleichszeitraum 1997/98. Obwohl an beiden Standorten in den betrachteten Zeiträumen keine größeren Abweichungen bei den applizierten Pflanzenschutzmittelmengen auftraten, unterscheiden sich die jeweils zu vergleichenden Werte hinsichtlich der ausgetragenen Mengen deutlich voneinander. Die Jahresfracht 1996/97 am Standort Wöllersheim ist mit 49,003 g a. i. (a. i.=active ingredient) fast zehnmal so hoch wie 1997/98 (5,035 g a. i.). Am Standort Lamspringe macht dagegen die Jahresfracht 1996/97 mit 83,787 g a. i. in etwa nur die Hälfte der Jahresfracht 1997/98 (189,22 g a. i.) aus.

Das heißt, in Lamspringe wurde 1997/98 deutlich mehr und in Wöllersheim deutlich weniger Aktivsubstanz ausgetragen als im Vergleichszeitraum 1996/97. Die Unterschiede beruhen aber nicht auf einem generell höheren bzw. niedrigeren Niveau des Austrages aller Wirkstoffe, sondern waren vor allem auf den in den Jahren ereignisspezifisch erhöhten Austrag einzelner Wirkstoffe zurück zu führen. In Lamspringe wurden 1997/98 im Vergleich zu 1996/97 wesentlich mehr Chloridazon und Isoproturon ausgetragen, was sogar die Höhe der im Frühjahr nicht wieder erfolgten Quinmerac-Austräge in der Summe (Jahresfracht) klar kompensierte.

Am Standort Wöllersheim ist der Rückgang der 1997/98 ausgetragenen Menge vor allem auf den in dem Jahr nicht erfolgten Eintrag des Herbizids MCPA bzw. anderer nicht mehr nachgewiesener Wirkstoffe zurückzuführen.

Die quantitativen Unterschiede bei den Austragsmengen sind das Resultat verschiedener Einflussfaktoren. Diese sind zum einen in der Länge der Zeiträume zu suchen, über die ein Wirkstoff ausgetragen wurde, zum anderen in außerordentlich hohen kurzfristig, z. B. in nur einem Monat, ausgetragenen Mengen. Eine weitere Möglichkeit stellt die Kombination dieser beiden Einflussgrößen dar.

Die Bedeutung der einzelnen Effekte für die Jahresfracht ist jedoch unterschiedlich. Die Möglichkeit, über verschieden lange Austragszeiträume die Jahresfracht zu beeinflussen, scheint die geringste Bedeutung zu haben, da sich die ermittelten Monatsfrachten auf einem sehr geringen Niveau befanden. Dies wurde unter anderem am Beispiel von Chloridazon am Standort Wöllersheim deutlich. Dort wurde der Wirkstoff 1997/98 über drei Monate hinweg gefunden, 1996/97 dagegen nur in einem Monat. Die jährliche Austragsmenge dieses Wirkstoffes blieb aber in etwa vergleichbar.

Die Auswirkungen auf die Jahresfracht durch Wirkstoffe, die nur in einem Monat detektiert werden konnten, waren sehr unterschiedlich. In einigen Fällen war die Bedeutung gering, da die berechnete Austragsmenge nur sehr niedrig war, wie die Beispiele der Wirkstoffe Epoxiconazol und Diflufenican aus dem Jahr 1996/97 zeigen. Andere hingegen, wie der Wirkstoff Quinmerac (Tab. 9), wurden ebenfalls nur in einem sehr kurzen Zeitraum nachgewiesen (4 Tage im Mai 1997). Die ausgetragene Menge war in diesem Fall aber so hoch, dass der Anteil an der Jahresfracht mit rund 18% bedeutend ausfiel.

Die meisten größeren Schwankungen bei den Jahresfrachten lassen sich auf die außer-ordentlich hohen Monatsfrachten zurück führen. Solche auffallend hohen Monatsfrachten konnten für Isoproturon, Chloridazon und Ethofumesat berechnet werden. Im Falle von Chloridazon betrug diese am Standort Lamspringe im April 1998 das 150fache der mittleren Fracht der anderen Monate (Tabelle 12). Das Risiko dieser erhöhten Austräge war jedoch auf die Monate der Applikation des jeweiligen Wirkstoffes begrenzt.

Durch die Höhe der monatlichen Wasserabflussmengen lassen sich diese hohen Austräge nicht erklären. So konnten hohe Monatsfrachten sowohl bei relativ geringem als auch bei relativ hohem Abfluss berechnet werden (siehe Oktober 1996 – Mai 1997 in Tabelle 11). Zur Klärung dieser Frage müsste das Austrags-Geschehen auf Tagesebene zeitlich differenziert betrachtet werden. Dieser Ansatz wird in den folgenden Abbildungen vollzogen. Dazu ist in den Abbildungen 4 bis 6 der Zusammenhang zwischen der Applikation eines Wirkstoffes (schwarzer Pfeil) und den anschließend analysierten Konzentrationen im Grabenwasser dargestellt. Als Zusatzinformation sind der tägliche Niederschlag und der am Ausgang des Untersuchungsgebietes ermittelte tägliche Wasserabfluss abgebildet.

Abbildung 5 zeigt, dass nach einer Applikation von Isoproturon und anschließend ansteigendem Grabenwasserabfluss erste positive Nachweise des Wirkstoffes zu verzeichnen waren. Die Konzentrationen waren zu Beginn des Austrags am höchsten und nahmen dann im weiteren Verlauf gleichermaßen mit dem Wasserabfluss ab. Zwischenzeitliche leichte Anstiege bei Isoproturon-Konzentration waren die Folge eines erneuten Anstiegs des Wasserabflusses. Diese zwischenzeitlich höheren Konzentrationen erreichten in der Regel jedoch nur ein niedrigeres Niveau als zu Beginn des Austrages.

Dieser Fortgang wird besonders deutlich in der Abbildung 6 am Beispiel der Austrags-Konzentrationen des Wirkstoffes Chloridazon im Verlauf der Monate April bis Juli 1998 am Standort Lamspringe. Diese zwischenzeitlichen Anstiege der Herbizidkonzentration infolge steigenden Wasserabflusses zeigen auf, dass zu dem bereits bestehenden Niveau an Wirkstoffrückständen, die in das Wasser gelangten, noch einmal zusätzlich Wirkstoffreste mobilisiert wurden.

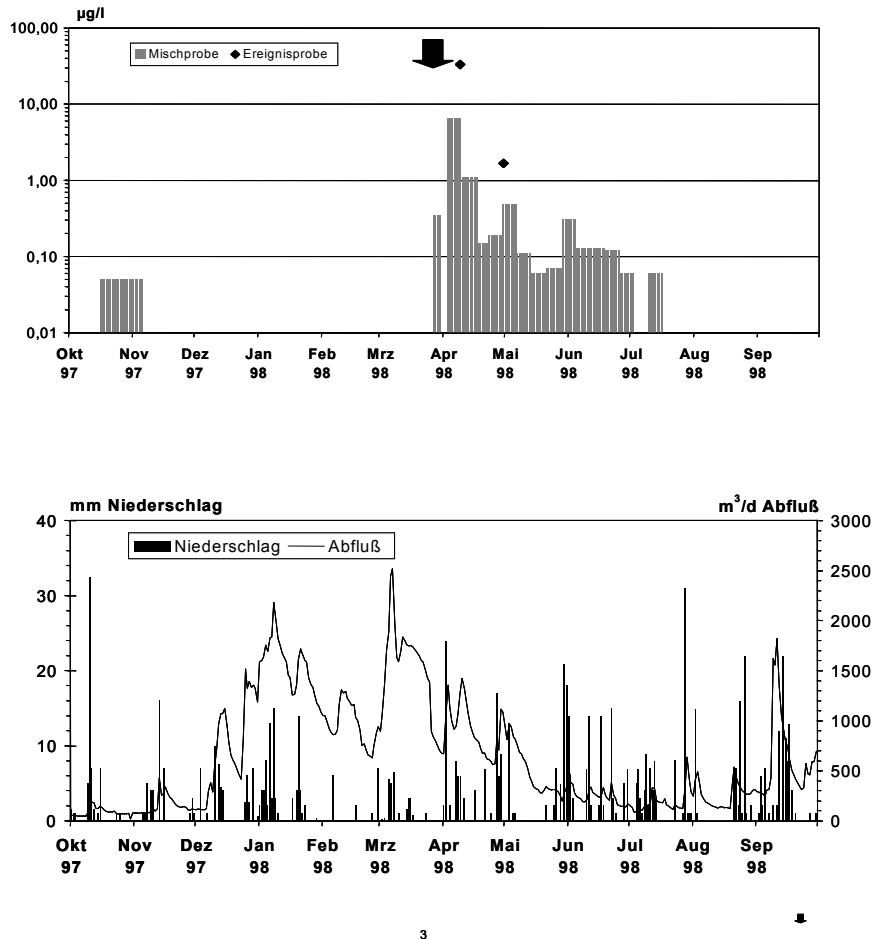


Abb. 6 Chloridazon-Konzentrationen [μl] sowie Chloridazon-Applikationen [\blacktriangledown]. Niederschlag [mm] und Abfluss [m^3/d] in Lamspringe von Oktober 97 bis September 98

Aus der Abbildung 6 ist auch zu erkennen, dass der Wirkstoff kontinuierlich über die Dauer eines Monats (Beispiel April 1998) in Konzentrationen im Bereich von 0,1 bis 1 $\mu\text{g/l}$ gefunden werden konnte. Die Kombination dieser Chloridazon-Konzentrationen mit einem erhöhten Wasserabfluss ergab eine vergleichsweise hohe Monats-Fracht.

Daneben konnten im Verlauf der Untersuchungen aber auch erhöhte Frachten einzelner Wirkstoffe begrenzt auf einen kurzen Zeitraum von ein oder zwei Tagen beobachtet werden. Diese Austräge erfolgten nach Starkregen-Ereignissen mit z. T. erodierender Wirkung, die sich in kurzem zeitlichen Abstand nach der Applikation der Pflanzenschutzmittel ereigneten. Ein Beispiel hierfür ist in der Abbildung 6 aufgeführt.

Der Niederschlag von 36,5 mm in zwei Stunden bzw. einer Summe von 50 mm in zwei Tagen führte am 17. und 18. Mai 1997 am Standort Lamspringe zu stärkerem oberflächlichem Abfluss, infolge dessen es zu erhöhten Ethofumesat-Konzentrationen (Max. 13,22 $\mu\text{g/l}$) in den Wasserproben kam. Die berechneten Frachten dieser beiden Tage von 13,606 g bzw. 5,639 g stellten zusammen rund 80% der Jahresfracht des Wirkstoffes dar. Hierdurch wird die Bedeutung einzelner Ereignisse deutlich.

Aus kurzfristigen hohen Konzentrationen im Wasser infolge von ungünstigen Witterungs-Bedingungen nach der Applikation können dementsprechend auch vergleichsweise hohe Monats- bzw. Jahresfrachten resultieren.

Diese oben beschriebenen ungünstigen Witterungsbedingungen führten aber nicht zwangsläufig zu einem vergleichbaren Austrag jeglicher applizierter Wirkstoffe. Dies belegt die Abbildung 6. Parallel zum Ethofumesat wurden die Wirkstoffe Metamitron und Phenmedipham appliziert. Diese zeigten aber ein anderes Austragsverhalten als oben für Ethofumesat beschrieben. So wurde Phenmedipham nur einmalig bereits vor dem Starkregenereignis in einer Konzentration $<0,05 \mu\text{g/l}$ im Grabenwasser nachgewiesen. Metamitron-Funde traten dagegen erst drei Tage nach dem Starkregen in Konzentrationen von $1,84 \mu\text{g/l}$ und darunter auf.

Diskussion

Wie im Ergebnisteil ausgeführt, sind Pflanzenschutzmittelausträge das Resultat komplexer Zusammenhänge. So lassen sich hohe Austräge nicht allein durch die Höhe der monatlichen Wasserabflussmengen erklären. Es konnten hohe Monats-Frachten sowohl bei relativ geringem als auch bei relativ hohem Abfluss berechnet werden. Zu ähnlichen Ergebnissen ist man auch im Rahmen anderer Monitoringstudien gelangt.

In den von CLARK et al. (1991) durchgeführten Untersuchungen nahmen Anzahl und Konzentration der im Oberflächenwasser nachgewiesenen PSM ausgehend von Maxima in Winter und Vorfrühling mit hohen Wasserständen im Fluss über die Sommermonate hin ab. Für einige Pflanzenschutzmittel (z. B. Isoproturon, Chlortoluron, Propyzamid und Simazin) ergab sich eine klare Korrelation zwischen dem Auftreten hoher Wirkstoffkonzentrationen im Wasser und dem Zeitraum hohen Wasserflusses. Hohe Gehalte anderer PSM in den Untersuchungen von CLARK et al. (1991) wie z. B. Atrazin und Mecoprop korrelierten dagegen bereits mit dem Auftreten heftiger Regenereignisse vor dem Anstieg des Wasserabflusses. Die Untersuchungen können nach Ansicht der Autoren so interpretiert werden, dass sie den Effekt eines schnellen Transportes, wahrscheinlich von verfestigten Bodenoberflächen oder an das Gewässer angrenzenden Flächen, bei den Pflanzenschutzmitteln zeigen, deren Auftreten in Spitzenkonzentrationen mit heftigen Regenfällen zusammenfällt. Da in diesen Zeiträumen kein merklicher Anstieg des Wasserabflusses zu verzeichnen war, muss die Konzentration der PSM im schnell abfließenden Run off Wasser hoch sein. Die Wirkstoffspitzenkonzentrationen, die mit dem erhöhten Wasser-Fluss zusammenfallen, repräsentieren dem gegenüber vermutlich die Einträge über weniger schnelle Transportwege, z. B. Felddrainagen, daher hier das Auftreten der auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen hauptsächlich eingesetzten Herbizide.

Untersuchungen zum PSM-Transport im Wasser, inwieweit dieser in gelöster Form oder an suspendierte Partikel gebunden stattfindet, wurden mit filtrierten und unfiltrierten Anteilen gleichzeitig gezogener Oberflächenwasserproben durchgeführt (CLARK et al., 1991). Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass der größere Teil der PSM-Fracht im Wasser gelöst transportiert wird.

Im Verlauf von uns durchgeführter Untersuchungen konnten u. a. erhöhte Frachten einzelner Wirkstoffe begrenzt auf einen kurzen Zeitraum von ein oder zwei Tagen beobachtet werden. Diese Austräge erfolgten nach Starkregen-Ereignissen, die sich in kurzem zeitlichen Abstand nach der Applikation der Pflanzenschutzmittel ereigneten.

FRANK et al. (1982) stellten im Rahmen ihrer Monitoring-Studie bereits in den 70er Jahren für eine Reihe von Herbiziden (z. B. Alachlor, MCPA) und Insektiziden (z. B. Carbofuran, Chlorpyrifos, Diazinon, Malathion) fest, dass deren Austrag gekennzeichnet war durch einen plötzlichen Anstieg gefolgt von einem ebenso plötzlichen Rückgang ihrer Konzentration im Wasser. Schwere Regenfälle innerhalb weniger Tage nach Applikation führten auch hier zum Run off und Eintrag von PSM in angrenzende Gewässer. So wurden beispielsweise 35 g Chlorpyrifos im Zuge eines einzigen Run off Ereignisses bei einem Unwetter vom behandelten Feld ins Wasser eingetragen. Im Falle von persistenteren PSM (Atrazin, Simazin, Endosulfan) konnten Verluste im Zuge von Run off Ereignissen und über Felddrainagen das ganze Jahr über registriert werden.

Auch GRIFFINI et al. (1997) ermittelten im Rahmen ihrer Studie maximale PSM-Konzentration im Wasser des Flusses Arno in Übereinstimmung mit der Haupt-Applikationszeit in der Region (Mai, Juni). Ihre Ergebnisse unterstreichen den Zusammenhang zwischen klimatischen, hydrologischen, standort- und anwendungsbedingten Verhältnissen. So wurden die höchsten Konzentrationen für die Herbizide Metolachlor ($3,68 \mu\text{g/l}$) und Terbutylazin ($2,27 \mu\text{g/l}$) im Wasser nach einem heftigen Regenereignis ermittelt. Hinsichtlich des Konzentrations-Verlaufes konnte auch hier beobachtet werden, dass hohe PSM-

Konzentrationen im Wasser bereits zu Beginn des Ereignisses auftraten und mit dem Einsatz großer Herbizid-Mengen in dem Zeitraum und noch geringem Wasserfluss korrelierten. Vergleichbare Ergebnisse werden auch von anderen Autoren aus anderen Regionen für dort relevante PSM präsentiert (KIMBROUGH & LITKE, 1996; KREUGER, 1998; VAN HOOFF et al., 1992).

In der hier vorgestellten Studie ergaben sich im Mittel über die Standorte für die Gesamtmenge aller eingesetzten und analysierten Pflanzenschutzmittel Austragsraten von 0,017% im Zeitraum 1996/97 bzw. 0,015% im Untersuchungsjahr 1997/98.

Die Ergebnisse einer siebenjährigen in Schweden durchgeführten Studie (KREUGER, 1998) zeigen, dass die Gesamtmenge von PSM, die jeweils in dem Zeitraum Mai bis September ausgetragen wurde, zwischen 0,5 kg und 2,8 kg variierte, entsprechend etwa 0,1% der applizierten Menge.

In der folgenden Tabelle 13 sind die im Projekt ermittelten Austragsraten am Beispiel von Isoproturon an den Standorten in Lamspringe und Wöllersheim den Ergebnissen anderer Studien gegenübergestellt. Hieraus lässt sich ableiten, dass größenordnungsmäßig die Austragsraten gleichermaßen niedrig sind.

Tab. 13 Zusammenstellung der in dieser und verschiedenen anderen Studien ermittelten Verlustraten am Beispiel von Isoproturon

| Wirkstoff | Größe der Fläche | Austragsrate [%] | Quelle |
|-----------------|---------------------|--|-----------------------------------|
| Einzugsgebiet | 160 km ² | 0,10 | Gomme et al., 1991 |
| | 9 km ² | bis 1,96 (nach Herbstapplikation) 0,02 (nach Frühjahrsapplikation) | Kreuger, 1998 |
| Feldstudie | | | Vorgestelltes Projekt, Standorte: |
| | a. 109 ha | a. 0,06 (1996/97) (nach Herbst-Applikation) | a. Lamspringe |
| | b. 66 ha | b. 0,02 (1996/97) (nach Herbst und Frühjahrs-Applikation) | b. Wöllersheim |
| | | a. 0,07 (1997/98) | |
| | | b. <0,01 (1997/98) (jeweils nach Herbst-Applikation) | |
| | 5 ha | 0,35 - 0,55 | Kördel et al., 1997 |
| 1,1 ha | 0,08 | Kördel et al., 1997 | |
| | 5 ha (Sandboden) | <0,001 | Kördel et al., 1997 |
| Parzellenstudie | 0,25 ha | 0 - 0,45 | Brown et al., 1995 |
| | 0,20 ha | 0,5 | Harris et al., 1994 |
| | * | 1,7 - 3,3 | Harris et al., 1995 |

* die Größe der Parzellen wurde nicht berichtet.

Schlussfolgerungen

Im gesamten Zeitraum des Projektes von Januar 1995 bis Mai 1999 wurden insgesamt ca. 1300 Wasserproben aus kontinuierlicher und ereignisbezogener Probenahme (nach Niederschlägen) sowie aus Sonderuntersuchungen (z. B. Drainagebeprobungen) von verschiedenen Standorten in drei Bundesländern (Baden-Württemberg, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt) auf Pflanzenschutzmittel-Rückstände analysiert. In die rückstandsanalytische Untersuchung waren 34 Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe (20 Herbizide, 10 Fungizide, 4 Insektizide) einbezogen. Nach Festphasen-Extraktion erfolgte ein Screening mittels GC/ECD/NPD bzw. HPLC/DAD. Mit GC/MS und - in den letzten Monaten - LC/MS wurde eine Absicherung der Befunde vorgenommen. Abschließend wurden die in den Wässern identifizierten PSM-Wirkstoffe mit GC bzw. HPLC quantifiziert.

Die Eintragungspfade, wie Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässer gelangen können, sind bekannt (Hofabläufe, Drainage, Run off, Abtrift, Interflow). Welche PSM in den Wasserproben nachgewiesen werden, ist in unterschiedlichem Maße abhängig von der Aufwandmenge, der Anwendungsart, -dauer und -häufigkeit, dem Anwendungszeitpunkt, der Boden-Bearbeitung, den Eigenschaften der Wirkstoffe, den klimatischen Bedingungen und den Standortcharakteristika (Art des Bodens und der angebauten Kultur,

Geländemorphologie). Die Beurteilung des Austragsrisikos auf der Basis nur eines Parameters ist nicht möglich.

In anderen Untersuchungen wurden wiederholt insbesondere Herbizide in Oberflächen-Wasser gefunden. Auch in den im Rahmen des Projektes analysierten Wasserproben wurden hauptsächlich Herbizide (Isoproturon, Chloridazon, Metamitron und Ethofumesat) gefunden. Insektizide konnten nur einmal und fungizide Wirkstoffe nur sporadisch nachgewiesen werden. Spitzenkonzentrationen der Wirkstoffe wurden stets in Ereignisproben gemessen. Die jeweilige maximale Isoproturon- und Ethofumesat-Konzentration wurde in beiden Fällen nach hohen Niederschlägen, die nach einer Applikation folgten, mit 86 µg/l Isoproturon in einer Ereignisprobe vom Oktober 1998 bzw. 13 µg/l Ethofumesat im Mai 1997 gemessen. Für Chloridazon wurden Werte von etwa 30 µg/l ebenfalls in Ereignisproben gefunden. Fest zu halten bleibt auch, dass mögliche Austräge in einer engen zeitlichen Beziehung zur Applikation auftraten und keiner der untersuchten Wirkstoffe in allen vier Quartalen eines Jahres gefunden wurde.

Bei der Betrachtung aller untersuchten Wirkstoffe und Standorte liegen die Austragsraten zwischen 0,0003% und 0,071% der applizierten Wirkstoffmengen und damit im Bereich der in anderen Studien ermittelten Austragsraten (vgl. Tab. 13).

Im Mittel über alle Standorte ergaben sich für die Gesamtmenge aller eingesetzten und analysierten Pflanzenschutzmittel nur geringe Austragsraten von lediglich 0,017% im Zeitraum 1996/97 bzw. 0,015% im Untersuchungsjahr 1997/98.

Die Resultate unterstreichen insgesamt die Annahme, dass unter praxisüblichen Bedingungen nur nach extremen Ereignissen, wenn mehrere ungünstige Faktoren zusammentreffen, Herbizide (z. B. Isoproturon, Ethofumesat, Metamitron, Chloridazon, MCPA, Carbetamid, Dimefuron) und auch andere Wirkstoffe (z. B. Fungizide wie Epoxiconazol, Azoxystrobin) in den angrenzenden Gewässern nachweisbar sind.

Die Untersuchungsmethodik und die rückstandsanalytischen Ergebnisse können in Zusammenhang mit Nachsorge-Überlegungen Verwendung finden. Der Verbleib von Pflanzenschutzmitteln (PSM) im Naturhaushalt beinhaltet Belastungshöhe, Verteilung, Ausbreitungswege, Transfer zwischen den Kompartimenten, Persistenz und Metabolismus einschließlich der Bildung nicht extrahierbarer Rückstände. Daraus ergeben sich auch die Grundlagen und Aufgaben eines Nachzulassungs-Monitorings im Hinblick auf Eintragungspfade und Verbleib von PSM bei langfristigem Einsatz, wie es z. B. in der Neufassung des Gesetzes zum Schutz der Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz - PflSchG) vom 14. Mai 1998 § 33 (Abschnitt 2) ausgeführt wird.

Die Biologische Bundesanstalt hat zusätzlich zu den Aufgaben, die ihr durch dieses Gesetz, durch Rechtsverordnungen oder durch andere Rechts-Vorschriften übertragen sind oder werden, auch die Aufgabe, bei der Überwachung zugelassener Pflanzenschutzmittel mitzuwirken. Dies beinhaltet auch eine Bestimmung der Eintragungspfade, der Verteilung, des Metabolismus und des Verbleibs von PSM auf Kulturflächen, angrenzenden Standorten sowie Gewässern und der Umwelt im Rahmen von Nachzulassungs-Monitoring-Studien, wie sie bereits 1992 von BEITZ vorgeschlagen worden sind.

Ausgehend von diesen Anforderungen wurden computergestützte Expertensysteme zur Beurteilung des Langzeitverhaltens von PSM (PEMOSYS=Pesticide Monitoring System) entwickelt, in denen Entscheidungshilfen zur Auswahl und zum Einsatz von PSM und zur Beurteilung des Verhaltens und Verbleibs in verschiedenen Kompartimenten von Agrar-Ökosystemen (Boden, Wasser, Luft, Pflanzen und Tiere) gegeben sowie Auswirkungen der Rückstände prognostiziert werden sollen (PESTEMER, 1994 u. 1995; PESTEMER & GÜNTHER, 1995). Auf der Basis der vorliegenden Untersuchungen an den Standorten in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Baden-Württemberg ist darüber hinaus am Institut für ökologische Chemie eine Konzeption zur Durchführung von Nachzulassungs-Untersuchungen für die Belastung von Oberflächengewässern mit PSM erstellt worden - mit dem Ziel - mögliche Eintrittspfade in das Oberflächengewässer festzustellen und die Wirksamkeit von Auflagen durch Untersuchung der Abschwemmung zu ermitteln (PESTEMER, 1999; REESE-STÄHLER & PESTEMER, 1999).

Literatur

Albanis, T.A., Hela, D.G., Sakellarides, T.M., Konstantinou, I.K. (1998): Monitoring of pesticide residues in surface and ,ergro, waters of imathia (N. Greece) by means of solid phase extraction disks and gas chromatography. *Journal Of Chromatography*, 823, 59-71.

Battaglin, W.A., Hay, L.E. (1996): Effects of sampling strategies on estimates of annual mean herbicide concentrations in midwestern rivers. *Environmental Science , Technology*, 30, 889-896.

- Beitz, H. (1992): Aufgabenstellung für Nachzulassungsuntersuchungen zu Pflanzenschutzmittelanwendungen und Vorstellungen zur Organisation eines Monitorings. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch. (Berlin-Dahlem), 279, 64-78.
- Brown, C.D., Hodgkinson, R.A., Rose, D.A., Syers, J.K., Wilcockson, S.J. (1995): Movement of pesticides to surface waters from a heavy clay soil. Pesticide Science, 43, 131-140.
- Carter, A. (1999): Measurement of frequently used pesticides and their impact on surface water in research catchments. XI. Symposium Pesticide Chemistry, 11-15 Sept.1999, Cremona, Italy, 433-440.
- Clark, L., Gomme, J., Hennings, S. (1991): Study of pesticides in waters from a chalk catchment, Cambridgeshire. Pesticide Science, 32, 15-33.
- Fischer, P. (1996): Quantifizierung der Eintragspfade für Pflanzenschutzmittel in Fließgewässer, Boden und Landschaft. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 12, 180 S.
- Frank, R., Braun, H.E., Hove Holdrinet, M. van, Sirons, G.J., Ripley, B.D. (1982): Agriculture and water quality in the Canadian Great Lakes basin: V. pesticide use in 11 agricultural watersheds and presence in stream water, 1975-1977. Journal of Environmental Quality, 11, 497-505.
- Frede, H.-G., Fischer, P., Bach, M. (1998): Reduction of herbicide contamination in flowing waters. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 161, 395-400.
- Gomme, J.W., Shurvell, S., Hennings, S.M., Clark, L. (1991): Hydrology of pesticides in a chalk catchment: surface waters. Water and Environmental Management, 5, 546-552.
- Griffini, O., Bao, M.L., Barbieri, C., Burrini, D., Pantani, F. (1997): Occurrence of pesticides in the Arno river and in potable water - a survey of the period 1992-1995. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 59, 202-209.
- Harris, G.L., Bailey, S.W., Mason, D.J. (1991): The Determination of pesticide losses to water courses in an agricultural clay catchment with variable drainage land-management. Brighton Crop Protection Conference - Weeds - 1271-1278.
- Harris, G.L., Nicholls, P.H., Bailey, S.W., Howse, K.R., Mason, D.J. (1994): Factors influencing the loss of pesticides in drainage from a cracking clay soil. Journal of Hydrology, 159, 235-253.
- Harris, G.L., Jones, R.L., Catt, J.A., Mason, D.J., Arnold, D.J. (1995): Influence of agricultural management and pesticide sorption on losses to surface waters. Brighton Crop Protection Conference, Monograph No. 62: Pesticide Movement to Water, 305-310.
- Hernández, F., Serrano, R., Miralles, M.C., Font, N. (1996): Gas and liquid chromatography and enzyme linked immuno sorbent assay in pesticide monitoring of surface water from the western mediterranean (Comunidad Valenciana, Spain). Chromatographia, 42, 151-158.
- Hoof F., Ackermans P. van, Celens J. (1992): N-Herbicides in the river meuse basin In Belgium and their behaviour during water treatment. Water Supply, 10,81-88.
- Johnen, B.G., Iwan, J. (1988): Results and implications from monitoring german raw water for residues of a wide range of pesticides. Brighton Crop Protection Conference - Pests and Diseases, 1988, Brighton, England, The British Crop Protection Council, 319-328.
- Johnson, W.E., Fendinger, N.J., Plimmer, J.R. (1991): Solid phase extraction of pesticides from water: possible interferences from dissolved organic material. Analytical Chemistry, 63, 1510-1513.
- Kimbrough, R. A., Litke, D. W. (1996): Pesticides In streams draining agricultural and urban areas in colorado. Environmental Science and Technology, 30, 908-916.
- Kördel, W., Rönnefahrt, I., Winkler, R. (1997): Feldversuche zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln über Drainage - Abschätzung der Belastung Aquatischer Ökosysteme. Gesunde Pflanzen, 49, 163-170.
- Kreuger J. (1998): Pesticides in stream water within an agricultural catchment in Southern Sweden. The Science of the Total Environment, 216, 227-251.
- Laroche, A.-M., Gallichand, J. (1995): Analysis of pesticide residues in surface and gro. Water of a Small Watershed. Transactions of The American Society of Agricultural Engineers, 38, 1731-1736.
- L.,Bergh, I., Kreuger, J., Johnson, A. (1995): Pesticides in surface waters. A review of pesticide residues in nordic countries, Germany, and the Netherlands and problems related to pesticide contamination. Council of Europe Press, Isbn 92-871-2776-X, 54 P.
- Mogensen, B.B., Spliid, N.H. (1995): Pesticides in danish watercourses: occurrence and effects. Chemosphere, 31, 3977-3990.
- Nicholls, P. (1994) Physicochemical Evaluation The Environment - a decision-support system for pesticide environmental preregistration assessment. Brighton Crop Protection Conference - Pests and Diseases - 9c-10, 1337-1342.
- Pestemer, W. (1994): Einbindung von phytotoxischen und ökologisch-chemischen Daten zur Wirkung und zum Verhalten von Herbiziden in Expertensysteme für Beratung und Monitoring. Nachrichtenbl. Deutsch. Pflanzenschutzd. (Braunschweig), 46, 115-121.
- Pestemer, W., Günther, P. (1995): Use of a pesticide monitoring system (Pemosys) for the risk assessment of pesticide leaching potential - concept for post registration activities. Brighton Crop Protection Conference Monograph No. 62: Pesticide Movement to Water, 351-356.
- Pestemer, W. (1995): Computer gestützte Beurteilung des Langzeitverhaltens von Pflanzenschutzmitteln im Boden (Nachzulassungsmonitoring mit dem Expertensystem Pemosys). ZALF-Bericht, 22, Müncheberg 1995, 10-19, Issn 0943-7266.
- Pestemer, W. (1999): Conception And results of post-registration monitoring of pesticides in surface water. In: Proceedings '1st International Conference on the Behaviour of Pesticides in Soils, Gro, and Surface Water'. Akademie Fresenius Gmbh und Forschungszentrum Jülich Gmbh, 21 und 22 June 1999, Darmstadt.
- Reese-Stähler, G., Pestemer, W. (1999): Measurement of frequently used pesticides and their impact on surface water in research catchments. XI. Symposium Pesticide Chemistry, 11-15 Sept.1999, Cremona, Italy, 433-440.
- Reupert, R., Schlett, C. (1997): Glyphosat in der Ruhr. Analytik und Ergebnisse. Gas- und Wasserfach - Wasser, Abwasser, 138, 359-363.
- Seel, P., Lang, S., Zullei-Seibert, N. (1995): Eintragspfade von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer. Wasserwirtschaft, 85, 28-33.

Ökotoxikologische Untersuchungen

Buhr, L., Stähler, M., Süß, A., Schmidt, H., Mueller, A.C.W., Becker, H.

Einleitung und Zielsetzung

Pflanzenschutzmittel (PSM) können bei Anwendung im Einzugsbereich von Gewässern in diese eingetragen werden. Deshalb sind Wirkungen auf aquatische Lebensgemeinschaften nicht a priori auszuschließen. Über die Flora und Fauna kleiner Gewässer in der intensiv genutzten Agrarlandschaft und ihre Beeinflussung durch die Bewirtschaftung liegen nur geringe Informationen vor. Die Sichtung der Literatur über die Zoozönosen von temporären Fließgewässern bzw. deren Beeinflussung ergab z. B., dass im wesentlichen Flüsse oder Bäche untersucht wurden (z. B. im Literatur-Review von SCHELLENBERG und ZAH, 1994). Speziell zu den Verhältnissen in kleinen, periodisch trockenfallenden Gräben in der Agrarlandschaft wurden bisher keine Angaben gefunden, so dass hierzu Untersuchungen durchgeführt werden sollten. Aber auch für permanente kleine Fließgewässer erfordert die Validierung der Gefährdungsabschätzung durch PSM-Einträge eine breitere experimentelle Basis.

Das Institut für Ökotoxikologie im Pflanzenschutz beteiligte sich deshalb an dem Projekt mit ökologischen und ökotoxikologischen Untersuchungen.

Das Untersuchungsziel ist die Beantwortung der Frage, ob die in die untersuchten Fließgewässer gelangten PSM Effekte auf aquatische Zönosen verursachen. Gleichzeitig können die Erhebungen mit dazu dienen, kleine Fließgewässer als häufigsten Gewässertyp in der Agrarlandschaft (LAMPERT und SOMMER, 1993) beispielhaft hinsichtlich ihrer abiotischen Bedingungen und Lebensgemeinschaften zu beschreiben. Es sollte ermittelt werden, welches Arteninventar für Fließgewässer inmitten landwirtschaftlicher Flächen typisch ist, welchem Jahreszyklus die Zönosen unterliegen und ob Einflüsse von Einträgen nach Applikation von PSM auf Abundanzen und das Dominanzgefüge zu erkennen sind.

Material und Methoden

Die Erfassung der Auswirkungen von PSM im Freiland kann durch Vergleich der Organismen-Besiedlung in ihrer arten- und Individuen mäßigen Zusammensetzung vor und nach dem Stoffeintrag erfolgen. Sollen nicht nur Einträge durch Abtrift zum Anwendungszeitpunkt untersucht, sondern auch Einträge durch Run off berücksichtigt werden, so sind kontinuierliche Erfassungen der Organismen erforderlich. Rückschlüsse auf PSM-Wirkungen lassen sich auch durch weitere Beobachtungen, z. B. Jahrgänge der Abundanzen der Organismen, ziehen. Wobei zu berücksichtigen ist, dass verschiedene Faktoren auf die Abundanzen wirken, so dass sich das Auf und Ab der Artendichte meist nicht klar bestimmten Faktoren zuordnen lässt.

Bei der Untersuchung von Effekten in die Gewässer gelangter Rückstände sind die Eintragsereignisse nicht vorherzusehen. Deshalb ist die Erfassung der Besiedlung zu festgelegten Probenahmezeitpunkten der geeignete Weg, um mögliche Auswirkungen auf aquatische Organismen aufzuzeigen. Von den in Gewässern vorkommenden Organismen ist eine Auswahl der zu untersuchenden Organismengruppen zu treffen. Diesen ausgewählten Organismengruppen (Algen, Makrofauna) kommt damit Indikatorfunktion zu. In Niedersachsen wurden folgende Untersuchungen und Erhebungen durchgeführt:

- Chemisch-physikalische Parameter der Gewässer zur Charakterisierung des Biotops,
- Erfassung des Algenaufwuchses (Periphyton) (passives Monitoring),
- Biomassebestimmung des Periphytons durch Pigmentanalyse,
- Tests zur möglichen Ökotoxizität von Wasser der Lamme für die Grünalgenart *Scenedesmus subspicatus* (aktives Biomonitoring),
- Tests zur Toxizität von projektrelevanten herbiziden Wirkstoffen mit der Grünalge *Scenedesmus subspicatus* und
- Erfassung des Zoobenthons in den beiden Gewässern und in einem weiteren unbeeinflussten Zufluss.

Am Standort Kirchartd (BW) wurde untersucht, ob es bei Kontamination eines trockengefallenen Fließgewässers durch eine simulierte PSM-Abtrift zu einer Schädigung der dort auftretenden Lebensgemeinschaften kommt. Im ersten Untersuchungsjahr war ein Überblick über das Auftreten und die saisonalen Veränderungen von Tieren der Makrofauna in Abhängigkeit von natürlichen Biotopveränderungen durch Austrocknung zu gewinnen.

Als weiterer Standort für das passive Monitoring von Auswirkungen auf die Makrofauna diente der ständig wasserführende Lehlesbach bei Fürfeld.

Hinweise auf methodische Details werden in den speziellen Kapiteln gegeben.

Ergebnisse und Diskussion

Niedersachsen - Gewässercharakterisierung

Der Untergrund der Untersuchungsgebiete in Niedersachsen besteht aus Kalkgestein (unterer Muschelkalk) und Mergel (mittlerer Muschelkalk) mit einer Lößauflage, die Ton-, Sand- und Schluffanteile enthält.

Im Bereich des Beprobungsabschnittes der Lamme ist der obere Bodenhorizont durch kolluviale Umlagerungen entstanden, d. h. hier wurde Löß über Löß gelagert. Die Gewässersohle befindet sich größtenteils im Bereich des Löß, nur bei starken Einschnitten des Baches direkt auf Mergel. Die breit angelegte Böschung ist durch pflanzlichen Bewuchs stabil. „Lamme oben“ ist wegen des Trockenfallens im Sommer als temporäres, die „Lamme unten“ als ständig Wasser führendes Gewässer einzustufen.

Der Bach bei Wöllersheim durchschneidet den A-Horizont und fließt damit direkt auf dem Kalkuntergrund. Streckenweise sind Weichsedimente abgelagert. Das Pflügen der dem Beprobungsabschnitt benachbarten Felder erfolgte bis dicht an die steile, z. T. nicht bewachsene Grabenböschung, was zu Abbrüchen in das Gewässer führte.

Es wurden sowohl in der Lamme als auch im Wöllersheimer Bach jeweils zwei Probenahme-Punkte (Ober- und Unterlauf) untersucht, um mögliche Unterschiede hinsichtlich der Belastung zwischen Ober- und Unterlauf und deren Auswirkungen auf die Gewässer-Biozönose herausarbeiten zu können. Unterschiede waren aufgrund der zahlreich einmündenden Drainagen zu erwarten. In diesem Zusammenhang muss darauf hingewiesen werden, dass die zoologischen und botanischen Probenahme-Stellen einen Mindestabstand von 20 Metern aufwiesen, wodurch wechselseitige Beeinflussungen vermieden werden sollten.

Der Waldbach (nur als Vergleichsgewässer für Zoobenthosuntersuchungen genutzt) verläuft in Ost-West-Richtung in einer Senke. Der Bach ist von Erlen locker umstanden, die Teile des Bachbettes beschatten und den Eintrag von organischem Material (Laub, Äste) bewirken. Die Probenahme-Stelle liegt in unmittelbarer Nähe des Waldrandes. Der Waldbach hatte keine ständige Wasserführung, ohne jedoch gänzlich auszutrocknen.

Chemisch-physikalische Parameter und Nährstoffe

Da die in Gewässern vorkommenden Organismen nicht nur von biotischen, sondern auch von abiotischen Faktoren beeinflusst werden, wurde eine Erfassung der Parameter Wassertemperatur und -stand, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, pH-Wert, Gesamthärte, Ammonium, Nitrit, Nitrat sowie Phosphat (gelöst) vorgenommen.

Die Beurteilung der Gewässergüte erfolgt durch Wassergüteklassen (BAUR,1987; HÜTTER, 1992; FRIEDRICH et al.,1995). Es wird zwischen den Hauptklassen I - kaum verunreinigt - (oligosaprob) bis IV - sehr stark verunreinigt - (polysaprob) unterschieden.

Zusammenhänge zwischen Wassergüteklassen und ausgewählten chemischen Parametern sind der Tabelle 1 zu entnehmen.

Tab. 1 Wassergüteklassen und Wasserparameter

| Parameter | Wassergüteklassen | | |
|-------------------|-------------------|--------|--------|
| | I | II | III |
| pH-Wert | 6,5-8,5 | 6-8,5 | 5,5-9 |
| Sauerstoff [mg/l] | min. 6 | min. 5 | min. 3 |
| Nitrat [mg/l] | 13 | 30 | - |
| Ammonium [mg/l] | 1 | 3 | - |

Die Abbildungen A83 bis A125 im Anhang geben eine Übersicht über die Wasserparameter, die während des Untersuchungszeitraumes 1996 bis 1999 ermittelt wurden.

Wasserstand:

Starke Wasserstandsschwankungen stellen häufig drastische Veränderungen für ein Ökosystem dar. Dies muss man bei einer Wertung der biologischen Untersuchungsergebnisse speziell am Standort Lamme berücksichtigen. Da die Wasserzufuhr hauptsächlich aus Drainagen erfolgt, gab es saisonal starke Unterschiede in der Wasserführung, was bei lang anhaltender Trockenheit sogar zur partiellen Austrocknung des Oberlaufes der Lamme geführt hat (z. B. Juli bis September 1996). Andererseits führten Starkniederschläge im Oktober 1998 dazu, dass die Lamme über die Ufer trat und der Bach durch die starke Strömung „beräumt“ wurde.

Die Abbildung 1 zeigt beispielhaft die starken Schwankungen des Wasserstandes im Untersuchungsjahr 1997.

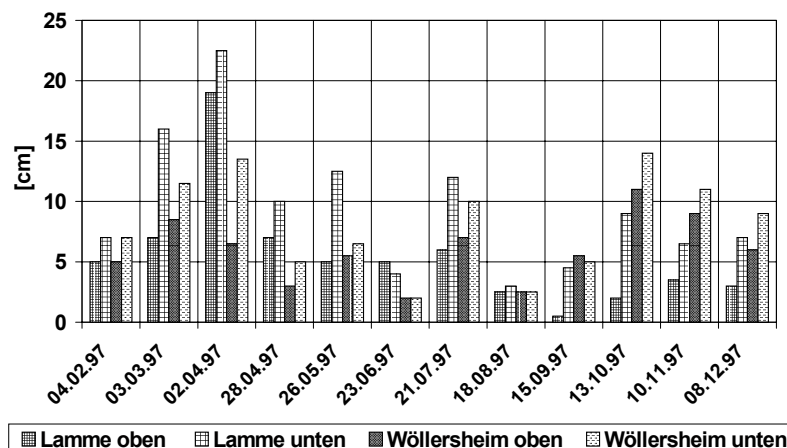


Abb. 1 Wasserstand 1997

Wassertemperatur:

Die Wassertemperatur ist ein wichtiger ökologischer Faktor für die Gewässer (KALBE, 1997). Einerseits kommt es bei höheren Temperaturen zur Beschleunigung bestimmter Prozesse – z. B. Stoffwechsel, Selbstreinigung - andererseits verringert sich die Löslichkeit lebenswichtiger Gase.

Der Temperaturverlauf in den Untersuchungsgewässern folgt jahreszeitlichen Zyklen, wobei besonders in den Sommermonaten trotz Beschattung bei niedrigem Wasserstand, verbunden mit hohen Umgebungstemperaturen, eine relativ starke Erwärmung zu verzeichnen war (z. B. am 18.08.1997 Lamme oben 18,8 °C bei einem Wasserstand von 2,5 cm bzw. Wöllersheim unten 17,6 °C ebenfalls bei einem Wasserstand von 2,5 cm).

Sauerstoffgehalt:

Der Sauerstoff nimmt nicht nur eine Schlüsselstellung bei den Stoffwechselfvorgängen ein, sondern ist auch maßgeblich am Abbau organischer Stoffe bzw. an der Selbstreinigung von Gewässern beteiligt. Nach BREHM & MEERTINUS (1996) eignet sich die Sauerstoffsättigung sehr gut als Indikator für den Sauerstoffumsatz in den Fließgewässern.

Allgemein gilt, dass in sauberen Gewässerläufen die Sauerstoffkonzentrationen zwischen 8 und 14 mg/l schwanken. Betrachtet man unter dem Gesichtspunkt der Unterschreitung der O₂-Sättigung (Tabelle 2) unter 8 mg/l die Messergebnisse von 1996 bis Mai 1999, so zeigt sich folgendes Bild:-

Tab. 2 Häufigkeit der Unterschreitung der O₂-Sättigung

| Standort | Häufigkeit der Unterschreitung [%] | | | |
|--------------|------------------------------------|------|------|------|
| | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 |
| Lamme oben | 80 | 45,5 | 38,5 | 0 |
| Lamme unten | 60 | 54 | 38,5 | 0 |
| Wölle. oben | 70 | 36 | 31 | 0 |
| Wölle. unten | 70 | 54 | 31 | 0 |

pH-Wert:

Eine Vielzahl von Vorgängen in Gewässern sind mit dem pH-Wert eng verbunden, wobei der geogene Untergrund den Ausgangslevel des pH-Wertes durch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bestimmt. In den meisten Fließgewässern liegt der pH-Wert zwischen 6 und 10, kann aber erheblichen Schwankungen unterworfen sein. Besonders durch die biologische Kalkung kommt es zu einer Verschiebung des Gleichgewichtes. Die Toxizität von Wasserinhaltsstoffen kann durch den pH-Wert wesentlich beeinflusst werden. So verschiebt sich z. B. das Gleichgewicht vom ungiftigen Ammonium zum sehr giftigen Ammoniak beim Anstieg des pH-Wertes. In Anbetracht der aus den Untersuchungsgebieten vorliegenden Messwerte dürfte allerdings keine Schädigung zu erwarten sein.

Leitfähigkeit:

Die elektrische Leitfähigkeit gibt einen Anhaltspunkt über die Gesamtmineralisierung eines Gewässers, wobei Werte zwischen 300 und 900 μ S/cm in Oberflächengewässern als normal gelten. Höhere Werte können geologisch bedingt sein bzw. deuten auf Verunreinigungen mit anorganischen Stoffen hin.

Vergleicht man die Messwerte aus Lamspringe und Wöllersheim, so ist zu erkennen, dass die Leitfähigkeit in der Lamme im Normalbereich liegt. Die Werte im Wöllersheimer Bach sind dagegen erhöht. Die Ursachen dafür können unterschiedlicher Natur sein. Zum einen ist es durchaus möglich, dass wie oben beschrieben der geologische Untergrund (Kalk) eine dominierende Rolle spielt, andererseits können Einträge von Abwässern aus Grundstücken bzw. einer nahegelegenen Landstraße nicht ausgeschlossen werden.

Härte:

Die Härte des Wassers ist durch den Gehalt an gelösten Kalzium- und Magnesiumverbindungen gegeben und somit wie die elektrische Leitfähigkeit ein Maß für den Elektrolytgehalt. Kalzium und Magnesium kommen überall in Fließgewässern vor, wobei die Menge fast ausschließlich durch das hydrogeologische Einzugsgebiet determiniert wird. Dies spiegelt sich auch in den Untersuchungsergebnissen der Gesamthärte-Bestimmung wider, wobei auch hier die höheren Werte in der Regel in Wöllersheim nachgewiesen wurden. Diese Tatsache wird auch dadurch dokumentiert, dass am Standort „Wöllersheim unten“ durch die photosynthetisierenden Pflanzen soviel Kalk ausgefällt wird, dass er mit bloßem Auge erkennbar ist. Eine detaillierte Beschreibung zur Härte und dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht findet sich bei HÜTTER (1992).

Neben den chemisch-physikalischen Parametern wurden auch eine Reihe von Nährstoffen (s. o.) in die Untersuchungen einbezogen, da dadurch wichtige Hinweise über den Trophiezustand abgeleitet werden können.

Phosphat:

Phosphat gehört zu den Makronährstoffen der Organismen und ist als Orthophosphat für Pflanzen am besten nutzbar. In stehenden Gewässern ist ein deutlicher Jahresgang der Phosphatkonzentrationen, im Frühjahr hoch, dann abfallend und im Herbst wieder ansteigend, zu erkennen (KALBE, 1997). In Fließgewässern ist dies nicht so deutlich erkennbar. Ehestens 1996 deutet sich solch ein Zyklus an.

Phosphor ist der limitierende Faktor für das Algenwachstum in anthropogen unbeeinflussten Gewässern. In sauberen Fließgewässern liegen die Konzentrationen im μ g/l-Bereich, in verunreinigten im mg/l-Bereich, wobei die kritischen Werte bei etwa 0,1 bis 0,2 mg/l P angesetzt werden. Legt man den Wert von 0,2 mg/l P (entspricht 0,6 mg/l PO_4) für eine Bewertung der Untersuchungsgewässer zugrunde, ergibt sich ein differenziertes Bild (Tabelle 3):

Tab. 3 Häufigkeit der Überschreitung des kritischen P-Wertes

| Standort | Häufigkeit der Überschreitung [%] | | | |
|-------------|-----------------------------------|------|------|------|
| | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 |
| Lamme oben | 30 | 27 | 7,5 | 20 |
| Lamme unten | 10 | 9 | 15 | 0 |
| Wölle oben | 60 | 9 | 15 | 0 |
| Wölle unten | 60 | 18 | 23 | 0 |

Die relativ häufigsten Überschreitungen waren 1996 zu verzeichnen, wobei die Maximalwerte (absolut) im Vergleich zu den Folgejahren mit 1,7 mg/l PO₄ (entspricht 0,6 mg/l P) in der Lamme und 2,4 mg/l PO₄ (entspricht 0,8 mg/l P) in Wöllersheim verhältnismäßig niedrig ausfielen. Dagegen waren 1997 in der Lamme maximal 4,6 mg/l PO₄ (1,5 mg/l P) und in Wöllersheim 5,7 mg/l PO₄ (1,4 mg/l P) und ebenso 1998/99 4,7 bzw. 5,5 mg/l PO₄ als Peaks im Jahresgang ermittelt worden. Diese kurzzeitigen Belastungen deuten auf anthropogene Einträge hin, lösten jedoch keine Massenvermehrung der Algen aus.

Nitrat, Nitrit, Ammonium:

Die Verbindungen Nitrat, Nitrit und Ammonium kann man als Stickstofflieferanten einer gemeinsamen Betrachtung unterziehen, wobei durch Nitrifikanten unter Sauerstoffzehrung Ammonium über Nitrit zu Nitrat umgewandelt wird. Dieser Prozess kann bei Sauerstoffmangel auch umgekehrt ablaufen.

Die ermittelten Nitratwerte sind für Gewässer, die durch landwirtschaftlich intensiv genutzte Gebiete fließen, trotz N-Düngung erstaunlich niedrig. So wurde während des gesamten Untersuchungszeitraumes der Trinkwassergrenzwert von 50 mg/l nicht überschritten. Allerdings war eine Erhöhung des Grundniveaus im Laufe des Untersuchungszeitraumes zu verzeichnen.

Nitrit (Trinkwassergrenzwert 0,1 mg/l) ist in sauberem Wasser nicht oder nur in Spuren vorhanden. Werte über 0,001 mg/l deuten auf eine Verunreinigung hin. Nitrit ist ein starkes Fischgift.

Auf den Zusammenhang - pH-Wert/Ammonium/Ammoniak - wurde bereits hingewiesen. Unter natürlichen bzw. naturnahen Bedingungen treten die Verbindungen nur in Spuren um 30 µg/l auf, können aber im Herbst Werte bis 0,1 mg/l erreichen. Höhere Konzentrationen deuten auf Verunreinigungen hin. Auch durch Niederschläge können erhebliche Mengen (ca. 10 kg/ha und Jahr) (FREDE & DABBERT, 1998) eingetragen werden. Im Falle der beiden Untersuchungsgebiete pendeln die Ammonium-Werte um 0,5 mg/l. Sporadisch treten auch höhere Werte auf, wobei einmalig sogar ein Maximalwert von 3,5 mg/l im Juli 1997 in der Lamme oben ermittelt wurde. Solche Phänomene sind nicht mit absoluter Sicherheit zu klären, da eine Vielzahl Kontaminationsquellen in Frage kommen können.

Nimmt man eine Gesamtbeurteilung der Gewässer aus chemisch-physikalischer Sicht auf der Basis der Gesamtergebnisse vor, so ergeben sich keine gravierenden Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten. Sie können als schwach verunreinigt eingestuft werden. Lediglich beim Sauerstoffgehalt und Nitrat gibt es Abweichungen. Hier deuten die Messwerte teilweise auf eine höhere Verunreinigung hin (Tabelle 4).

Tab. 4 Zuordnung von Wassergüteklassen zu den Jahresmessungen

| Parameter | Lamme oben | | | Lamme unten | | | Wölle oben | | | Wölle unten | | |
|------------|------------|-------|------|-------------|-------|------|------------|-------|------|-------------|-------|------|
| | 96 | 97 | 98 | 96 | 97 | 98 | 96 | 97 | 98 | 96 | 97 | 98 |
| pH-Wert | I | I/II | I/II | I | I/II | I/II | I | I | I | I/II | I/II | I/II |
| Sauerstoff | I/II | I/III | I/II | I/III | I/III | I/II | I/III | I/III | I/II | I/II | I/III | I/II |
| | | III | III | | | III | | | III | III | | III |
| Nitrat | I/II | I/II | I/II | I/II | I/II | I/II | I/II | I/II | I/II | I/II | I/II | I/II |
| | III | III | III | III | III | III | | | III | | | III |
| Ammonium | I/II | I | I | I/II | I | I | I/II | I/II | I/II | I/II | I/II | I/II |

* Die dominierenden Wassergüteklassen sind im Fettdruck dargestellt.

Algenaufwuchs (Periphyton) in Gewässern

Die Algenklasse der Diatomeen enthält Arten, die an die Bedingungen in Fließgewässern angepasst sind. Sie leben z. T. angeheftet an feste Substrate (Aufwuchs, Periphyton). Da sie mit allen Stoffen, die von einer fließenden Welle transportiert werden, in Berührung kommen, können sie auf diese reagieren. Das Periphyton, insbesondere Diatomeen, ist prinzipiell geeignet, chemische Gewässerbelastungen anzuzeigen (BACKHAUS, 1973; KANN 1978; ROTT et al., 1997; HOFMANN in v. TÜMPLING & FRIEDRICH, 1999). Die Reaktionszeiten auf Stresseinwirkungen bzw. Milieuveränderungen liegen zwischen wenigen Tagen und mehreren Wochen.

Um mögliche Auswirkungen von PSM auf Algen im Freiland unter natürlichen Bedingungen zu ermitteln, wurden die Algen in zwei Gewässern in Niedersachsen erhoben. Die Jahresgänge der Algen wurden mit den Befunden der Rückstandsanalytik und mit den chemisch-physikalischen Parametern der Gewässer verglichen. Die Untersuchungen im Freiland wurden durch die HPLC-gestützte Biomassebestimmung ergänzt. Mit dem Bachwasser wurden Konzentrations-Wirkungs-Versuche vorgenommen (aktives Biomonitoring) und anschließend die Ergebnisse des passiven mit denen des aktiven Monitorings verglichen.

Passives Biomonitoring im Freiland

Im passiven Monitoring werden freilebende Organismen als Bioindikatoren vor Ort erfasst. Die Algen werden je Flächeneinheit ausgezählt, Artenlisten werden erstellt und die Abundanzen errechnet. Über die Berechnung des Saprobienindex sind Aussagen zur Gewässergüte der untersuchten Fließgewässer und evtl. andere ökologische und floristische Aussagen möglich. Das für die Kausalanalyse erforderliche chemische Monitoring ist durch rückstandsanalytische Untersuchungen gewährleistet.

Die Untersuchungen umfassen den Zeitraum von Febr. 1996 bis Mai 1999. Der angestrebte Probenahmerhythmus von 28 Tagen wurde bis auf wenige Ausnahmen eingehalten. In den beiden Bächen wurden jeweils zwei Probenahme-Punkte beprobt. Die unteren Probenahmepunkte lagen in beiden Bächen etwa 100 m oberhalb des Sammlers für die Wasserproben zur Rückstandsanalytik.

Als Aufwuchs-Substrat für periphytische Algen dienten Objektträger (Glas) (SLADECKOVA, 1962). Durch die Benutzung künstlicher Aufwuchsträger erfolgte eine teilweise Standardisierung der Versuchsbedingungen, um die Vortäuschung von Effekten durch unterschiedliche Substrate auszuschließen. Ein Vergleich des Algenaufwuchses der Objektträger mit dem von Steinen und Sediment zu Beginn der Untersuchungen erbrachte weitgehende Übereinstimmung der Arten bezüglich Zusammensetzung und Häufigkeit.

Der Probenahme-Rhythmus wurde durch die Algen bestimmt, die sich innerhalb von 28 Tagen zu einem repräsentativen und auswertbaren Aufwuchs entwickeln. Er hat sich auch arbeitsorganisatorisch als notwendig erwiesen. Zu jedem Probenahmetermin wurde unmittelbar an den Aufstellern für den Algenaufwuchs die Wassertiefe gemessen.

Besondere Probleme ergaben sich daraus, dass zum einen der Oberlauf der Lamme in den Sommermonaten austrocknete. Zum anderen wurden in Verbindung mit den starken Niederschlägen der 3. Oktoberdekade 1998 die Probenaufsteller in der Lamme zerstört, so dass Aussagen zu kurzfristigen Effekten fehlen.

Jeweils am Tag nach der Probenahme wurde eine mikroskopische Sofortbonitur der lebenden Algen durchgeführt, die einen Überblick über die an der Besiedlung beteiligten Algen aus 5 Klassen ermöglichte. Im lebenden Aufwuchs während der Versuchsdauer wurden erfasst:

- 25 Chlorophyceen-, 4 Chrysophyceen-, 4 Xanthophyceenarten bzw. -gattungen,
- 20 Cyanophyceen- und etwa 30 Diatomeenarten bzw. -gattungen.

Für die Klasse der Diatomeen (Kieselalgen) konnte jedoch nach Präparation ihrer Schalen die 4fache Artenanzahl bestimmt werden, so dass sich die weitere Auswertung auf Diatomeen konzentrierte. Die Präparation erfolgte entsprechend der von KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986) beschriebenen Methode mit anschließender Herstellung mikroskopischer Dauerpräparate. Die taxonomische Bestimmung folgt der Bestimmungsliteratur von KRAMMER & LANGE-BERTALOT, 1986, 1988, 1991; LANGE-BERTALOT, 1996; REICHARDT, 1984, 1997; PFISTER, 1992.

Artenzahlen der Diatomeen

Die Gesamtzahl der Diatomeenarten aller 4 Probenahmestellen betrug im Untersuchungszeitraum 117 Arten, die zu unterschiedlichen Terminen im Laufe des Jahres und mit unterschiedlichen Anteilen an den einzelnen Standorten erfasst wurden. Davon befanden sich 102 Arten in der Lamme und 103 Arten im Wöllersheimer Bach. Am Standort Lamme-unten befand sich mit 99 Arten die höchste Artenzahl, während im Bachoberlauf nur 76 Arten gefunden wurden. Im Wöllersheimer Bach konnten am Ober- bzw. Unterlauf jeweils 95 Arten gefunden werden. 67 Arten waren an allen 4 Standorten vertreten. Zu den einzelnen Probenahmeterminen

kamen an einem Standort min. 15 und max. 53 Diatomeen-Arten vor (Tabelle 5). Es zeigte sich, dass der Wöllersheimer Bach artenreicher als die Lamme war.

Tab. 5 Mittlere Artenzahl je Probenahmetermin an den Standorten und Jahren

| Jahr | Lamme oben | | Lamme unten | | Wölle oben | | Wölle unten | |
|-------------|------------|---------|-------------|---------|------------|---------|-------------|---------|
| | Ø | min/max | Ø | min/max | Ø | min/max | Ø | min/max |
| 1996 | 32,6 | 29 – 42 | 28,7 | 22 – 37 | 33,0 | 23 – 43 | 32,7 | 18 – 41 |
| 1997 | 30,4 | 21 – 39 | 33,0 | 23 – 44 | 36,8 | 25 – 44 | 42,1 | 23 – 53 |
| 1998 | 28,7 | 15 – 48 | 33,4 | 20 – 44 | 37,9 | 29 – 50 | 36,8 | 26 – 53 |
| 1999 | 28,2 | 23 – 34 | 39,4 | 36 – 42 | 37,4 | 34 – 45 | 38,2 | 36 – 45 |
| 1996 – 1999 | 30,0 | 15 – 48 | 33,6 | 20 – 44 | 36,3 | 23 – 50 | 37,4 | 18 – 53 |

Analyse der Artenzusammensetzung

Häufigkeitsgruppen:

Voraussetzung für die Analyse der Artenzusammensetzung ist die artgerechte Auszählung jeder Probe. Die relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten an der Gesamtzahl wurden als Abundanzen dargestellt. Für die Auswertung wurden die Algenarten entsprechend ihrer Häufigkeiten im gesamten Untersuchungszeitraum in Gruppen gegliedert. Die Strukturierung des Datenmaterials erfolgte in 5 Abundanzgruppen. Die Gruppierung folgt dem Beispiel von JAHN (1990).

Einzelfunde:

In Anlehnung an JAHN (1990) und CHOLNOKY (1968) wurden je Probe mindestens 500 Diatomeen-Schalen artgerecht ausgezählt und nach seltenen Arten abgesucht. Dabei wurden 19 Arten als Einzelfunde (max. 2 Exemplare) registriert. Sie wurden in die weitere Auswertung nicht einbezogen.

Seltene Arten:

In dieser Gruppe werden alle Arten mit <1% Häufigkeit erfasst. Dabei handelt es sich um Taxa, die ihr Entwicklungsoptimum unter anderen ökologischen Bedingungen haben. Die nachgewiesenen 41 seltene Taxa machen 41,8% des Artenbestandes aus (Abb. 2).

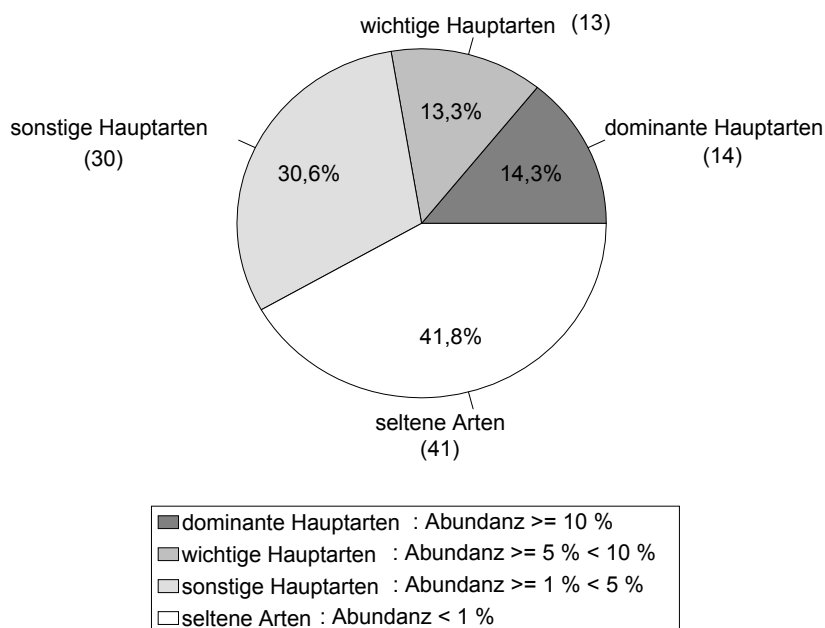


Abb. 2 Anzahl der Arten je Häufigkeitsgruppe (Durchschnitt der Standorte) und Anteil an der Flora (1996–1999)

Hauptarten:

Als Hauptarten zählen alle Taxa, deren Häufigkeiten an mindestens einem Termin die 1% Grenze überschritten hatten (Abb. 2). Sie werden für die Analyse der Vegetation herangezogen. Die 57 Hauptarten wurden in 3 weitere Gruppen aufgeteilt. Die Gruppe der dominanten Hauptarten mit Abundanzen $\geq 10\%$ umfasste 14 Taxa. Weiterhin gab es 13 wichtige Hauptarten mit Abundanzen $\geq 5 < 10\%$ und 30 sonstige Hauptarten mit Abundanzen zwischen $\geq 1 < 5\%$. Die Abundanzen der wichtigen und dominanten Hauptarten im Jahresgang wurden beim Vergleich der Probestellen z. B. hinsichtlich des PSM-Einflusses ausgewertet.

Die wichtigen plus dominanten Hauptarten hatten einen Anteil von etwa 27,6% an der Gesamtflora (Abb. 2). Gemeinsam erreichten sie Abundanzen von mehr als 80% (Abb. 4, Abbildung A132 - A133). Der Anteil der wichtigen plus dominanten Hauptarten an der standörtlichen Flora betrug:

- Lamme oben 15 Arten = 22,1 % Wölle oben 18 Arten = 22,0 %
- Lamme unten 16 Arten = 22,2 % Wölle unten 19 Arten = 25,0 %

Jahresgänge der Populationen anhand der Abundanzen

Das Algenvorkommen hat einen von den Jahreszeiten abhängigen Verlauf. Dabei treten im Frühjahr und im Herbst Maxima auf, die durch klimaabhängige Faktoren (Temperatur, Licht, Wasserangebot, Fließgeschwindigkeit u. a.) bestimmt werden, jedoch durch anthropogene Einflüsse (Nährstoff-, PSM-Einträge) überlagert werden können. Die verschiedenen Faktoren sind bei Interpretationsansätzen zu berücksichtigen. Die jährlichen Populationsänderungen für die dominanten und wichtigen Hauptarten sind in den Abbildungen A137 - A137 und A138 - A141 verdeutlicht. Auch in der zeitlichen Veränderung der relativen Häufigkeiten der Algengruppen (Abbildung A132 - A133) spiegelt sich der Jahresgang wieder.

Jahresgänge der Populationen anhand der Biomasse

Die Gesamtzellzahl ist Ausdruck für die Biomasse und ist in Verbindung mit der nachstehend dargestellten Auswertung der Pigmentanalytik zu sehen. Auf der Basis der präparierten Diatomeen erfolgte eine Auszählung der Diatomeen-Schalen ohne Berücksichtigung ihrer Größenverteilung bzw. Artzugehörigkeit. Alljährlich saisonal auftretende hohe Werte, sogenannte "Algenblüten", werden insbesondere durch Licht, Wassertemperatur und Nährstoffangebot bestimmt. In Abbildung 5 erscheinen die Maxima der Jahre 1997–1999 für die beiden Bäche zeitversetzt. Dieses könnte mit den unterschiedlichen Lichtverhältnissen an den beiden Standorten zu erklären sein, da es keinen Bezug zu den gemessenen chemisch-physikalischen Parametern gibt. Anhand der Zellzahl bzw. Biomasse sollte geprüft werden, ob deutliche Veränderungen im Zusammenhang mit PSM-Einträgen stehen könnten.

Die Bestimmung der Biomasse ist durch mikroskopische Zellzählung am lebenden Bewuchs und Berechnung des Biovolumens nicht möglich. Der Grund ist darin zu sehen, dass beim Aufwachsen der Algen auf den Objektträgern nicht eine einzelne Zellschicht erhalten wird, sondern dass sich mehrere Schichten überwachsen. Dadurch werden einzelne Algen verdeckt und ihre geometrischen Formen können vom Beobachter nicht vollständig erfasst werden. Aus diesem Grund ist die Bestimmung des Chlorophyll a als unspezifischer Summenparameter über die HPLC gestützte Pigmentanalytik durchgeführt worden, wobei der Messwert als Biomasseindikator der Aufwuchsalgen herangezogen wird. Durch die gewählte Beprobung der beiden Gewässer ist die Erfassung der monatlichen Änderungen der relativen Biomasse im Ober- und Unterlauf zur Darstellung der Populationsdynamik der Aufwuchs-Algen möglich.

Die Bestimmung des Chlorophylls a und eines seiner möglichen Umwandlungsprodukte sowie eines ausgewählten Pigments der Kieselalgen (Fucoxanthin) auf den künstlichen Aufwuchsträgern wurde nach KRAAY et al. (1992) und WILHELM et al. (1995) für Phytoplankton auf Periphytonproben modifiziert. Die Arbeitsschritte und die chromatographischen Bedingungen sind im Anhang in einem Fließschema (Abb. A148) dargestellt.

Die durch die HPLC-Bestimmung erhaltenen monatlichen Biomassewerte setzen sich aus den Meßwerten des Chlorophylls a und seinen Hauptabbauprodukten zusammen. In Auswertung der Literatur wurden eine Reihe von Faktoren gefunden, die den Abbau und die Funktion der Photosynthesepigmente belegen. Sie wurden in Tabelle A149 im Anhang zusammengestellt und begründen das Auswerteverfahren über die

relativen Biomassen, da davon ausgegangen werden kann, dass für die Entstehung eines Metabolismusmoleküls das Vorhandensein eines Moleküls Chlorophyll a Voraussetzung war.

In der Abbildung 3 ist jeweils die relative Biomasse gegen die Probenahmetermine von 04/96 bis 05/99 für das Lamspringer Gewässer, bezogen auf den Maximalwert (Oberlauf: 50,7 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ entspricht 100%), im Diagramm aufgetragen. Die niedrigste bestimmbare Konzentration des Chlorophyll a mittels HPLC lag bei 0,2 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$. Aus dem dreijährigen Untersuchungsprogramm ist für die HPLC gestützte Biomassebestimmung folgendes abzuleiten:

Beide Gewässersysteme weisen sowohl im Unter- als auch Oberlauf Biomassemaxima von April bis September auf. Im wesentlichen unterscheiden sich beide Bäche (Lamspringe und Wöllersheim) in ihrer Populationsdynamik nicht (vgl. Abbildung A150).

Diese Maxima differieren zwischen beiden Bächen in ihrer Höhe. Von Beginn der Messungen bis 1998 nimmt die Biomasse in der Lamme stetig ab und bleibt im gleichen Zeitraum im Bach in Wöllersheim konstant, so dass 1998 die relative Biomasse im letzt genannten Fließgewässer höher ist.

Deutlich kommt in den Werten der Biomasseanstieg der Aufwuchsalgen in beiden Gewässern im April und Mai 1999 nach dem Run off Ereignis 10/98 zum Ausdruck.

Ein Einfluss der Bewirtschaftung der angrenzenden Felder ist aus den Untersuchungs-Ergebnissen nicht erkennbar. Unterschiede in den Biomassewerten können auf den Licht-Einfall der Sonne, verbunden mit der ungleichen Beschattung durch den Hangbewuchs, zurückgeführt werden (Lamspringe: SO→NW; Wöllersheim: W→O).

Aus dem Vergleich zwischen den Chlorophyll- und Fucoxanthinmesswerten (Fucoxanthin=spezifisches Pigment der Diatomeen) kann ein positiver linearer Zusammenhang für alle Probenahme-Punkte an beiden Gräben festgestellt werden, der im Anhang in Tabelle A151 in Form der Gleichungen und Korrelationskoeffizienten wiedergegeben ist. Nach Auswertung der Daten ergibt sich auch eine akzeptable Korrelation zwischen den Fucoxanthingehalten und den Gesamtzellzahlen der Diatomeen in den Proben (vgl. im Anhang Abbildung A152 und Tab. A153). Damit konnte gezeigt werden, dass die Ermittlung der Biomasse über die chromatographische Methode im Sinne eines Screenings eine schnelle Aussage bringt, da die Daten innerhalb eines Tages zur Verfügung stehen. Zur ökotoxikologischen Interpretation in Hinblick auf die Algen-Zönose der Messwerte sind jedoch detailliertere Aussagen auf Artebene erforderlich.

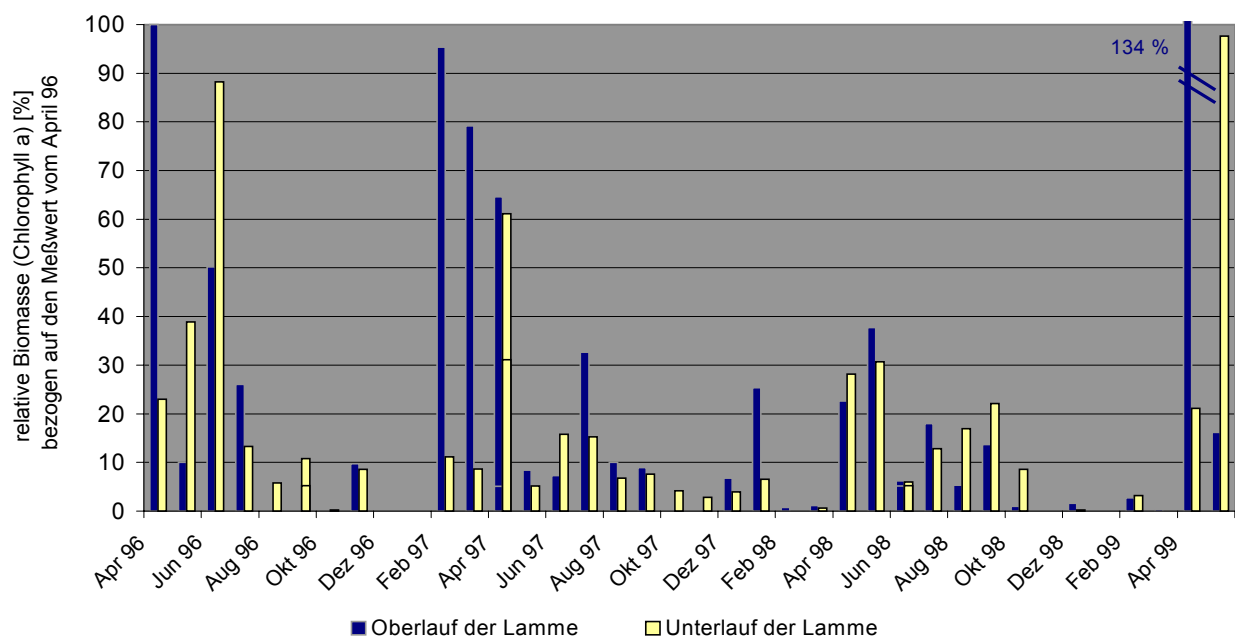


Abb. 3 Relative Biomassedynamik (Summe aus Chlorophyll a und Hauptabbauprodukt) in der Lamme bezogen auf den höchsten Wert der Lamme im April 1996

Bestimmung der Ähnlichkeit der Diatomeenflora der Gewässer

Um den Grad der Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen der Artengemeinschaften zum Vergleich der Gewässer sowie zum Vergleich der Standorte zu ermitteln, wurde die RENKONENSCHER Zahl (MÜHLENBERG, 1993) berechnet (Tabelle A142).

Die Ähnlichkeit der Dominanzverhältnisse wurde innerhalb der Lamme (oben zu unten) mit $Re=68,8\%$ bzw. innerhalb des Wöllersheimer Baches (oben zu unten) mit $Re=80,3\%$ berechnet. Im Vergleich der Algenzönosen der beiden Gewässer Lamme zu Wölle ergab sich eine Ähnlichkeit von $Re=57,5\%$.

Charakteristik der Gewässer auf der Basis ökologischer Kennwerte

Der Saprobienindex ist eine Maßzahl für die Belastung mit organischen Abwässern, jedoch nicht geeignet, toxische Einflüsse, Salz- und Säurebelastungen anzuzeigen. Die Klassifikation erfolgte speziell mit Hilfe der Diatomeen als Indikatoren nach ROTT et al. (1997) (Abb. 4). Der Bewertungsrahmen ist aus Tabelle A146 ersichtlich.

Es wird deutlich, dass es keine Beziehung zwischen Saprobie und PSM-Einträgen gibt.

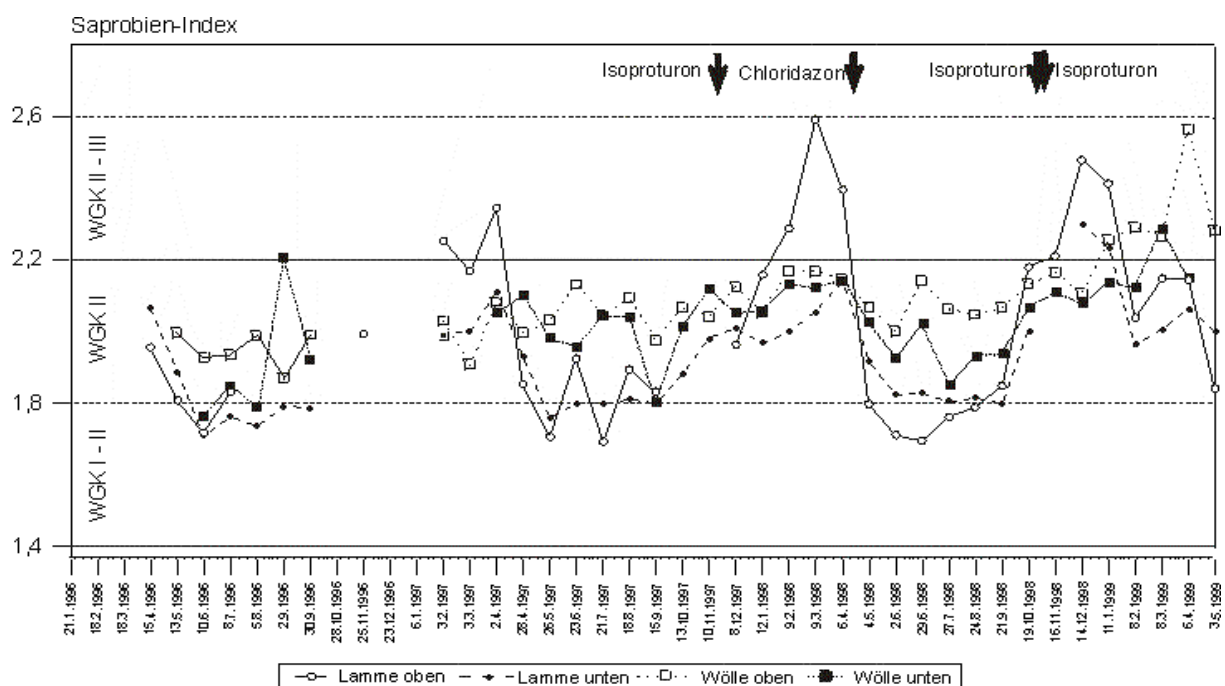


Abb. 4 Zeitliche Veränderung des Saprobienindex (nach ROTT et al., 1997) (vom 23.10.1996-06.01.1997 keine Proben!)

Die Trophie zeigt den Grad der Versorgung eines Ökosystems mit verfügbaren Nährstoffen an. Das Diatomeen-Spektrum der Untersuchungsgewässer umfasst den gesamten Bereich von oligo-mesotroph bis eutroph und saprotroph. Die meisten Arten sind als eutroph entsprechend HOFMANN (1999) einzustufen.

Ein Standortvergleich über die ökologischen Indikatorwerte (van DAM et al., 1994; Tabelle A147) zeigt, dass zwischen beiden Bächen nur geringe, unwesentliche Unterschiede bestehen. Beide Bäche sind wie folgt zu charakterisieren:

- pH-Wert: Die vorhandene Algenzönose ist alkaliphil ($pH > 7$).
- Salinität : Die Algen weisen das Wasser als „frisch bis brackig“ aus.
- Stickstoffumsetzungsvermögen: Die Algenzönose wird durch Stickstoff-autotrophe Taxa bestimmt (tolerant gegen organisch gebundenen Stickstoff).
- Sauerstoffbedarf der Algen: "ziemlich hoch" (etwa 75% Sättigung) bis "mittelhoch" (etwa 50% Sättigung).

- Saprobität der Algen: β -mesosaprob bis α -mesosaprob (näher zu α -mesosaprob). (WGK II–III, näher zu WGK III).
- Trophiestatus: wird durch eutraphente bis hypereutraphente Algenarten charakterisiert.

Beide Bäche entsprechen aufgrund ihrer Algenzönose folgendem Gewässertyp: "typische Gewässer für Flachlandstandorte mit erhöhten Nährstoffgehalten" (PIPP & ROTT, 1993). Die biologische Charakterisierung wird durch die ermittelten chemisch-physikalischen Parameter bestätigt.

Die Artenvielfalt der untersuchten kleinen Fließgewässer in der Agrarlandschaft ist geringer als sie von anderen Autoren für Flüsse und Seen in Deutschland angegeben wurde. Sie lag mit 117 Diatomeenarten im Rahmen der Erwartungen von LANGE-BERTALOT und STEINDORF (1996), die für nährstoffreiche Vorfluter und Flüsse zwischen 100 und 200 Arten angaben. In vorliegender Untersuchung wurden 27 Arten als dominante und wichtige Arten eingestuft. Sie hatten mehr als 90% Anteil an der Gesamt-Abundanz.

Die beiden untersuchten kleinen Fließgewässer in Niedersachsen erwiesen sich aufgrund ihrer Algenausstattung (mehrere Klassen), von denen nur wenige Arten dominant waren, als typische Flachlandgewässer in leicht basischem Bereich mit erhöhten Konzentrationen von organisch gebundenem Stickstoff, eutrophe (bis hypertrophe) Gewässer mit einer Wassergüte zwischen WGK II (mäßige Verunreinigung) und III (mäßige bis starke Verunreinigung), d. h. zwischen β -mesosaprob (SI=1,7) und α -mesosaprob (SI=2,2) (SI-Bereich 1 bis >3,5).

Die beobachteten Abundanzänderungen während des Jahresverlaufs sind auf ökologische Faktoren wie z. B. Licht, Wasserstand, Nährstoffangebot etc., aber nicht auf die relativ niedrigen PSM-Konzentrationen zurückzuführen. Möglicherweise durch PSM verursachte Effekte werden durch die Jahresrhythmik (Einfluss ökologischer Faktoren) überlagert. Die arten- und zahlenmäßige Zusammensetzung der Algenzönose vor und nach dem PSM-Eintrag zeigte für die höchsten gemessenen PSM-Konzentrationen keinen Verlust von Arten, die mit hohen Abundanzen ($\geq 5\%$) Anteil an der Flora hatten, wohl aber Veränderungen der Abundanz einzelner Arten innerhalb der Gesamt-Abundanz. Diese sind eher durch Veränderung von Wasserstand und Nährstoffgehalt bedingt als durch leicht erhöhte PSM-Konzentrationen. Auch die Arten aus der Gruppe der sonstigen Hauptarten (Abundanzen <5%) sind nach den PSM-Eintragungsspitzen noch vorhanden. Eine klare Abhängigkeit zwischen Abundanzschwankungen und PSM-Einflüssen ist wegen der Überlagerung durch die natürlichen Jahressgänge nicht ersichtlich. Hierin kommen die Schwierigkeiten der Freilanduntersuchungen zum Ausdruck.

Einflüsse von Pflanzenschutzmitteln

Die in die Darstellungen einbezogenen Pfeile kennzeichnen die höchsten, durch die Rückstandsanalytik ermittelten Konzentrationen an PSM, die ausschließlich in der Lamme aufgetreten sind:

- Isoproturon Mitte November 1997
- Chloridazon 1. Aprildekade 1998
- Isoproturon in Verbindung mit einem Starkregen und Erosion Ende Oktober 1998 (auch die Proben wurden weggespült!)
- Isoproturon 1. Novemberdekade 1998

Von allen gemessenen PSM-Einträgen lagen nur zu diesen Terminen und nur für diese beiden Herbizide die Konzentrationen über dem NOEC, jedoch unter den EC₅₀-Werten für die in der amtlichen Prüfung getesteten Grünalgen *Scenedesmus subspicatus* und/oder *Chlorella fusca*. Ob diese Einträge Auswirkungen auf Diatomeen hatten, wird im folgenden erörtert:

- a) Die Entwicklung der Biomasse anhand der Gesamtzellzahl (Abbildung 5) reagierte nicht auf den Isoproturon-Eintrag vom Nov. 1997, da die Algen zu Beginn des Winters ohnehin die geringste Biomasse aufwiesen. Zum Termin des Chloridazon-Eintrages vom April 1998 waren in der Lamme und zeitversetzt auch im Wöllersheimer Bach Biomassemaxima gegeben. Nach dem Chloridazon-Eintrag folgte eine Abnahme der Biomassen sowohl bei den „belasteten“ Lamme-Standorten als auch an den „unbelasteten“ Standorten im Wöllersheimer Bach, so dass diese Entwicklung nicht als Folge des Chloridazon-Eintrages interpretiert werden kann. Die mit dem Starkregen Ende Oktober 1998 im Zusammenhang stehende Isoproturon-Belastung und der Isoproturon-Eintrag Anfang November 1998

trafen mit dem natürlichen Vorwinterminimum der Diatomeen beider Gewässer zusammen und lassen ebenfalls keinen Einfluss erkennen.

Ein Einfluss der Bewirtschaftung der angrenzenden Felder sowie der PSM-Einträge auf die Jahrgänge der Populationen ist auch aus den Untersuchungsergebnissen der Pigment-Analyse nicht erkennbar. Unterschiede in den Biomassewerten können auf den Lichteinfall der Sonne, verbunden mit der ungleichen Beschattung durch den Böschungsbewuchs, zurückgeführt werden.

b) Die zeitliche Veränderung der Gruppenstruktur der Diatomeen wird aus der Abbildung 6 (und A132) für die Lamme deutlich. Nach dem Isoproturon-Eintrag vom November 1997 ging die Abundanz der dominanten Hauptarten um etwa 15% zurück. Der Rückgang der Arten der dominanten Gruppe wurde durch Zuwachs der wichtigen und sonstigen Hauptarten ausgeglichen. Dieser Vorgang fand auch im Wöllersheimer Bach, für den keine hohen PSM-Einträge nachgewiesen wurden, statt (Abb. A133). Er ist also nicht durch den PSM-Eintrag ausgelöst worden.

Nach dem Chloridazon-Eintrag vom April 1998 nahmen die dominanten Hauptarten stark zu, d. h. sie erreichten gemeinsam Abundanzen von etwa 95%. Auch dieser Vorgang ist nicht auf den Standort Lamme beschränkt, sondern zeigte sich auch an den Probenahmepunkten im Wöllersheimer Bach, lag also im Trend des Jahresganges.

Der Niederschlag Ende Okt. 1998, der mit starker Erosion einschließlich Isoproturon-Belastung von den benachbarten Feldern in die Lamme und einem Ausspülen der Weichsedimente aus dem Bachbett beobachtet wurde, und der nachfolgende Isoproturon-Eintrag von Anfang Nov. 1998 wurden nicht unmittelbar, sondern erst zum Dezembertermin in der Umschichtung der Dominanzen der Algen sichtbar. Der Oberflächenabfluss mit den mitgeführten Stoffen einschließlich PSM, verbunden mit einer rasanten Fließgeschwindigkeit, bewirkte einen deutlichen Rückgang derjenigen Algenarten, die das Gewässer als β -mesosaprob kennzeichneten (WGK II). Sie wurden durch Arten des α -meso- bis polysaprob Bereiches ersetzt (WGK III–IV). Dies deutet auf Zuführung organischer Stickstoffverbindungen hin, die z. B. durch *Navicula saprophila* angezeigt werden. Weitere neu hinzugekommene Arten sind typische Bodenalgae (z. B. *Navicula atomus* var. *atomus*, *Nitzschia pusilla*, *Nitzschia palea*, *Surirella terricola*), die durch die Erosion in größeren Mengen in das Gewässer eingespült wurden (Tabelle A143). Am Standort Lamme unten war dieser Vorgang so gravierend, dass gerade hier der Zustand, wie er vor dem Ereignis war, erst im Februar/März 1999 wieder erreicht wurde. Ein ähnliches Verhältnis in den Gruppenhäufigkeiten wurde auch zu anderen Terminen und an anderen Standorten erfasst (Abbildung A132-A133). Auch diese Schwankungen hängen mit einem höheren Wasserangebot und kleineren Run off Ereignissen, z. B. nach der Schneeschmelze und/oder nach Regenperioden, zusammen.

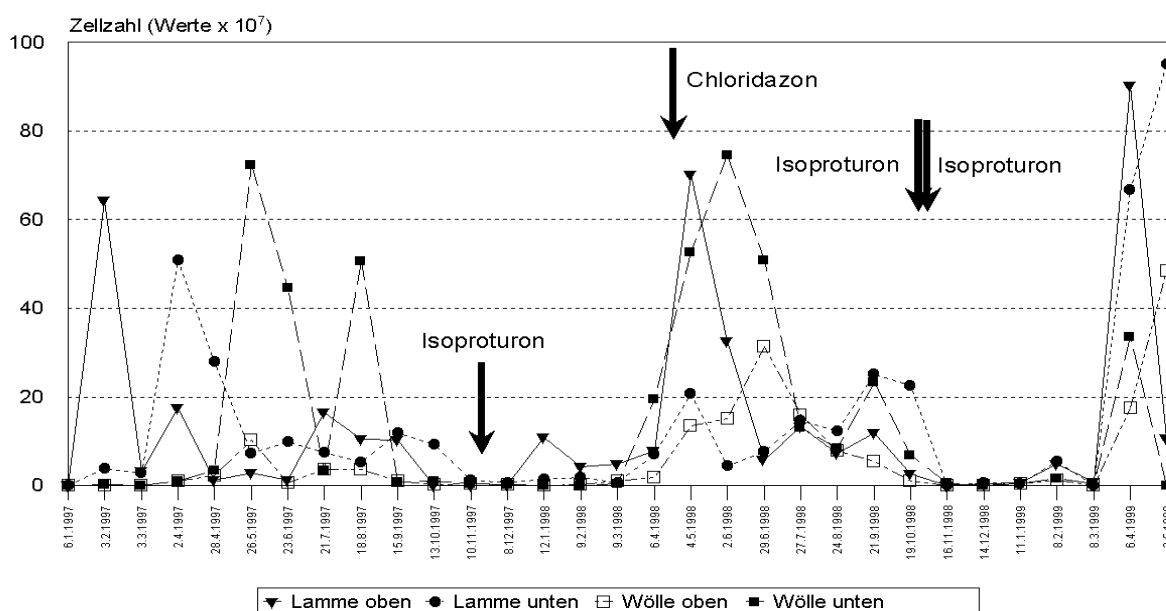


Abb. 5 Gesamtzellzahl der Diatomeen

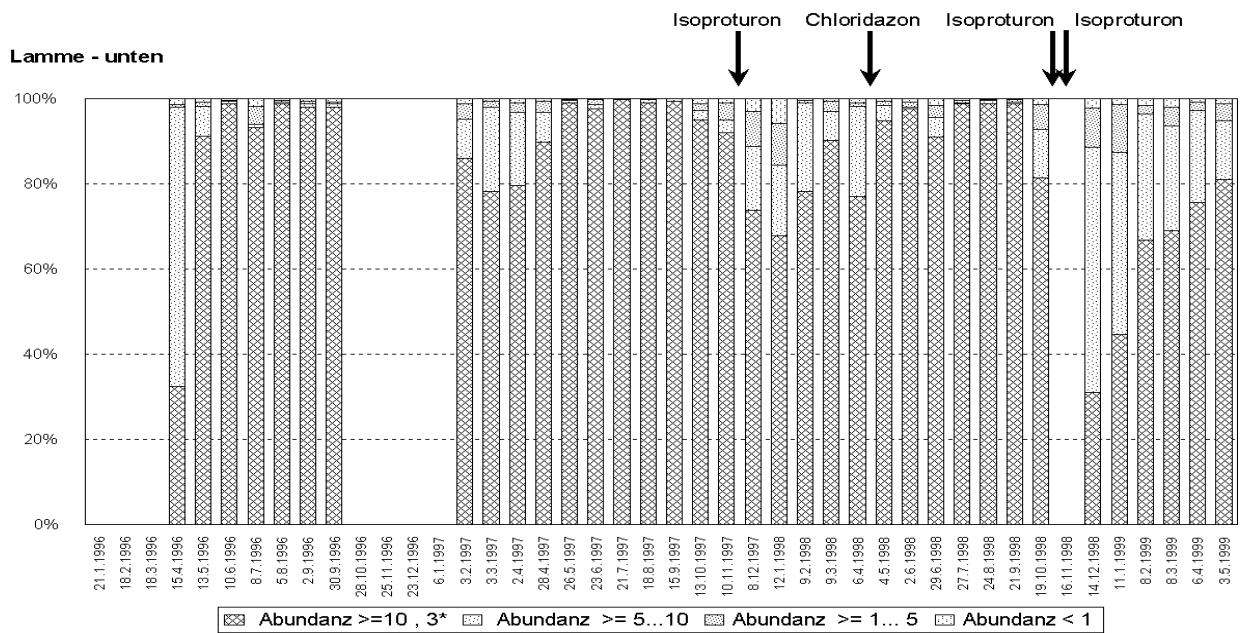


Abb. 6 Zeitliche Veränderung der Gruppenstruktur der Algenarten am Standort Lamme (1996–1999)

- c) Auch die Artenzahl kann durch PSM-Einflüsse verändert werden (Abbildung A144). In der Lamme wurde der bereits im Juli bzw. Sept. 1997 begonnene Aufwärtstrend durch den Isoproturon-Eintrag vom Nov. 1997 nicht unterbrochen. Auch der Chloridazon-Eintrag im April 1998 bewirkte keine sichtbare Störung. Das Erosionsereignis vom Okt. 1998 mit seiner Isoproturon-Fracht und erhöhtem Wasserangebot sowie der nachfolgende Isoproturon-Eintrag vom Nov. 1998 in die Lamme führte im Oberlauf der Lamme zum Anstieg der Artenzahl. Leider gibt es wegen Verlustes der Aufwuchsträger keine Aussage zu kurzfristigen Effekten. Auch im Wöllersheimer Bach-unten wurde ein Anstieg der Artenzahl erfasst, der hier nur mit der höheren Wasserzuführung begründet sein kann.
- d) Der SHANNON-Index (nach ODUM, 1980) drückt die Arten-Diversität von Gemeinschaften aus. Je stärker die Probe durch wenige dominante Arten bestimmt wird, um so niedriger liegt der Diversitäts-Index. Ebenso wie bei der Artenzahl (Abbildung A144) erkennt man auch bei der Arten-Diversität (Abbildung A145) die für die Algen typischen Frühjahrs- und Herbstmaxima. Die Kurvenverläufe zeigen, dass die Diversität im Wöllersheimer Bach allgemein über den der Lamme lag.

Der Isoproturon-Eintrag im Nov. 1997 hat in der Lamme keine Unterbrechung des aufsteigenden Trends der Artendiversität bewirkt. Der Chloridazon-Eintrag traf im April 1998 in der Lamme mit einem absteigenden Trend zusammen. Ein Anstieg der Diversität wurde erst ab Mai bzw. Juni beobachtet, im Wöllersheimer Bach begann dieser Diversitätsanstieg bereits im April/Mai. Diese Verzögerung des Diversitätsanstieges in der Lamme könnte durch den Wirkstoff verursacht sein. In der Folge des Starkregens im Oktober 1998 war in der Lamme eine erhöhte Diversität zu beobachten. Dieses Phänomen klang bis etwa Februar 1999 wieder auf den „Normalwert“ der beiden Gewässer ab.

Aktives Biomonitoring

Aktives Biomonitoring bedeutet, dass Wasserproben aus einem Oberflächengewässer, die möglicherweise mit Pflanzenschutz-, Düngemitteln u. a. Stoffen belastet sind, mit einem Testorganismus (*Grünalge Scenedesmus subspicatus*) in einem Monospeziesstest untersucht werden. Durch diesen Ansatz ist es möglich, Konzentrations-Wirkungs-Vergleiche zu ermitteln, in denen die detektierten Wirkstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser möglichen Effekten zugeordnet werden. Dabei müssen die beobachteten Wirkungen, Hemmung oder auch übermäßige Förderung des Algenwachstums, nicht immer auf die analysierten PSM-Wirkstoffe zurückzuführen sein. Im speziellen Fall wurden Wasserproben (Misch-, Drainage- oder Ereignisproben) aus Lamspringe, die durch den automatischen Probenehmer gezogen und parallel auch auf PSM-Rückstände geprüft wurden, im Rahmen des aktiven Monitorings untersucht.

Das Bemühen, für das Untersuchungsgebiet in Niedersachsen typische periphytische Algen im Labor zu kultivieren um Standortorganismen für Laborversuche zu gewinnen, ist zunächst als gescheitert anzusehen. Einzelne isolierte Arten konnten zwar für einige Monate am Leben erhalten werden, ließen sich jedoch nicht so gut vermehren, um ausreichende Mengen Versuchsmaterials zu gewinnen. Das gleiche gilt für die Weiterkultur von originalem Aufwuchs.

Daraus schlussfolgernd wurde der Biotest „Bestimmung der Wirkung von Bachwasser gegenüber der Grünalge *Scenedesmus subspicatus* über Verdünnungsstufen“ in das Untersuchungsprogramm aufgenommen, der auf dem DIN-Test für Abwasser DIN 38412, L 33 (1991) basiert und im Anhang näher beschrieben ist.

Für die Methodencharakterisierung wurde neben Trinkwasser auch Bachwasser mit 2000,0 µg Isoproturon je Liter oder das Präparat Arelon fl. dotiert. Über die Verdünnung des dotierten Wassers ergaben sich die in der Abbildung A157 genannten Verdünnungsstufen (G) 1-400 bzw. Herbizidkonzentrationen von 5,0 µg/l bis 1600,0 µg/l. Aus der Balkengrafik wird am Beispiel der dotierten Probe W0798 deutlich, dass sich unter den oben beschriebenen Biotestbedingungen eine Hemmung des Zellwachstums erst ab 150 µg/l zeigt. Der Wert wurde mit dem Programm LOGFIT nach GÜNTHER et al. (1989) errechnet (vgl. unten).

Die gleiche Probe (W0798), undotiert dem Biotest unterzogen, förderte das Zellwachstum in Gegenwart des Herbizids Isoproturon, das mit einer Konzentration von 0,47 µg/l im Bachwasser bestimmt worden war. Die Reproduzierbarkeit des Biotests konnte an weiteren Beispielen belegt werden (vgl. in Tabelle A155).

Im Rahmen des aktiven Biomonitorings wurden im Zeitraum von 01/98 bis 05/99 insgesamt 43 Proben untersucht. Eine Auswertung der analysierten Einträge im Sinne einer Konzentrations-Wirkungs-Beziehung konnte wie im Fall der Methodencharakterisierung nicht vorgenommen werden, da sich keine bzw. nur zu geringe Förderungen des Algenwachstums im Bachwasser zeigten. Sie bewegten sich alle im gestrichelten Bereich zwischen ca. 90% bis 120% Wachstum, wie er in Abbildung 7 für die dotierte Probe W0798 dargestellt ist.

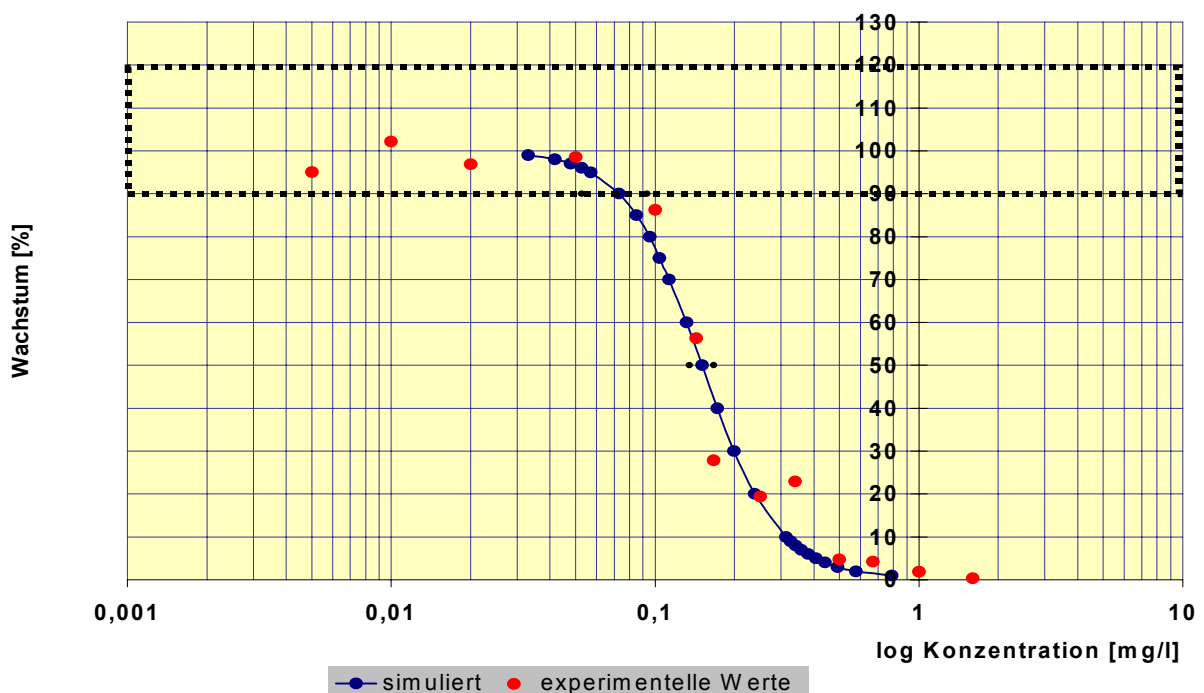


Abb. 7 Konzentrations-Wirkungs-Beziehung der dotierten Probe W0798. Die gekennzeichnete Rechteckfläche (gestrichelte Linie) weist den im Biotest gefundenen Bereich des Zellwachstums aus.

Weiterhin wurde bei der Auswertung berücksichtigt, dass Förderungen bzw. Hemmungen im Algenwachstum bis zu 10% toleriert werden. Dieser Wert wurde in Tests (Nullproben), in denen das Bachwasser durch Nährmedium ersetzt wurde, ermittelt (vgl. Tabelle A155). Somit wiesen fünf Proben von

43 ein Algenwachstum bis zu 120% auf. Diese Wochenmischproben deuten somit auf eine Eutrophierung des Gewässers hin (HEGER et al., 1995).

Die PSM-Konzentrationen im Bachwasser stehen in keinem Zusammenhang mit den Ergebnissen des aktiven Biomonitorings und sollen anschließend mit weiteren ökotoxikologischen Kennzahlen diskutiert werden. Vielmehr sind die gelösten PSM-Wirkstoffe nicht allein zu betrachten, da das Bachwasser ein komplexes Gemisch gelöster anorganischer und organischer Stoffe ist, so dass Effekte auf das Wachstum auch auf andere Komponenten im Wasser zurückzuführen sind.

Wirkungsabschätzung von Pflanzenschutzmitteln auf Aufwuchsalgen

Die Erfassung des toxischen Potentials von Stoffen in Fließgewässern auf aquatische Lebensgemeinschaften erweist sich als schwierig, da einerseits nur wenige Daten aus Freilandversuchen vorliegen und andererseits die Übertragung von Labordaten auf das Freiland kritisch hinterfragt werden muss. Dazu wurden als Methodik verschiedene Formen des Monitorings im Untersuchungsgebiet Lamspringe herangezogen, um den Zustand des System durch regelmäßige Untersuchungen zu überwachen, die in Tabelle 6 zusammengefasst sind. Durch die Verknüpfung der Ergebnisse des chemischen und biologischen Monitorings mit ökotoxikologischen Kenngrößen für Algen, wie sie im Zulassungsverfahren gefordert werden, soll anschließend beispielhaft eine Wirkungsabschätzung von PSM auf das Periphyton vorgenommen werden.

Tab. 6 Formen des Monitorings in aquatischen Systemen

| | | |
|---|----------|---|
| Chemisches Monitoring | | Regelmäßige Analysen von Proben auf ausgewählte Stoffe. |
| Biologisches Monitoring (Biomonitoring) | Passives | Ermittlung des biologischen Zustandes durch Erstellung von Artenlisten und Abundanzen sowie der Biomasse. |
| | Aktives | Erfassung von Effekten eines unbekanntes Stoffgemisches in Wasserproben mittels Monospeziesstest. |

Untersucht wurde die Hemmung der exponentiell wachsenden Grünalge *Scenedesmus subspicatus* der Zellvermehrung durch die Wirkstoffe Isoproturon, Ethofumesat und des Präparates Arelon-fl. in 16 Konzentrationsstufen in geometrischer Reihe. Mit der Prüfung von 16 Stufen ohne Wiederholung wich das Versuchsdesign von der OECD-Guideline 201 ab, in der mindestens fünf Konzentrationen mit jeweils drei Wiederholungen geprüft werden. Der Vorteil der 16stufigen Prüfung ergibt sich aus der Zielsetzung des standardisierten Algentests: Beschreibung der Konzentrations-Wirkungs-Kurve zur Berechnung der IC₅₀- und IC₁₀-Werte (Inhibition Concentration) durch möglichst viele Wertepaare.

In der Tabelle A158 sind die IC₅₀-Werte, ihre oberen und unteren Konzentrationsbereiche sowie die Anstiege der linearen Abschnitte der Konzentrations-Wirkungs-Kurve zu ausgewählten projektrelevanten Wirkstoffen aufgelistet. Die Berechnung der eigenen im Projekt erarbeiteten Werte erfolgte mit dem Programm LOGFIT nach GÜNTHER et al. (1989) und PESTEMER & PUCELIK-GÜNTHER (1997) mit den Wirkstoffen Isoproturon, Ethofumesat bzw. dem Präparat Arelon fl. in zwei unterschiedlichen Versuchsvarianten. Dabei wurde die OECD-Versuchsanstellung so modifiziert, dass eine 24stündige Schadstoffwelle im Fließgewässer simuliert werden kann. Die Algen wurden über 24 Stunden mit dem Präparat exponiert, über einen Porenfilter abgesaugt, gewaschen und weitere 48 Stunden in einem wirkstofffreien Medium gehalten. Zwei verschiedene mitgeführte Kontrollen (mit und ohne 24stündige Exposition) wiesen keine Unterschiede nach 72 Stunden auf.

Die Ergebnisse aus den eigenen Untersuchungen, die in Tabelle A158 zusammengestellt sind, lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Das Präparat Arelon (Wirkstoffgehalt 500 g/l) ist in äquivalenter Dosierung nicht toxischer als der geprüfte Wirkstoff.
- In der modifizierten Versuchsanstellung mit der 24stündigen Exposition (Schadstoffwelle) konnte eine Minderung der Toxizität des Präparates auf die oben genannte Grünalge um den Faktor 20 im Vergleich zur 72stündigen Exposition verbunden mit einer längeren Wirkdauer (flacher Anstieg) ermittelt werden.

- Das Algenwachstum wird durch Isoproturon im Vergleich zum Wirkstoff Ethofumesat ca. um den Faktor 50 gehemmt.
- Eine gute Übereinstimmung ist zwischen den eigenen Labordaten (IC_{50} - und NOEC-Werten) und den Literaturangaben für Isoproturon und Ethofumesat zu finden, die nach FENT (1998) um einen Faktor von 5 variieren können.

Die rückstandsanalytischen Messungen im Rahmen des chemischen Monitorings ergaben für die detektierten Wirkstoffe in der Regel Konzentrationen unterhalb von $1 \mu\text{g/l}$, so dass die Rückstände um mehrere Zehnerpotenzen unterhalb der Algentoxizität der projektrelevanten Substanzen lagen. In wenigen Ausnahmen konnten aber Rückstände in der Größenordnung der Algentoxizität bestimmt werden, so dass die Exposition kurzzeitig in den Bereich der Wirkung auf die Grünalge *Scenedesmus subspicatus* lag. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Wirkung eine Funktion aus Toxizität, Höhe der Exposition und ihrer Dauer ist. Am Beispiel des Isoproturon soll das Risiko auf die Algenpopulation im Bach abgeschätzt werden. Dazu stehen nach MATHES (1997) drei Modelle zur Verfügung, die in Tabelle 7 gegenübergestellt sind. Die Annahmen in den Modellen bauen darauf auf, dass die Gefährlichkeit dann anzunehmen ist, wenn die Exposition im Kompartiment Wasser oder Sediment bzw. Wasser-Sediment-System in die Nähe der Wirkungskonzentration rückt.

Tab. 7 Gegenüberstellung der Extrapolationsmodelle

| Extrapolationsmodell | Kurzbeschreibung |
|-----------------------------------|---|
| Quotientenmethode (Faktormethode) | Ermittlung des Quotienten aus geschätzter Umweltkonzentration und geschätzter „no“ Effektkonzentration aus Toxizitätstests (NOEC). |
| Verteilungsmethode | Annahme: Empfindlichkeit der Arten folgt einer vorgegebenen Verteilung und daraus wird der NOEC geschätzt (angewendet von der EPA). |
| Methode der Computersimulation | Abbildung des Wissens über ökologische Beziehungen und Szenarienrechnungen (basiert nicht auf NOEC-Werten (MATHES, 1997)). |

Für die Risikoabschätzung soll die Quotientenmethode herangezogen werden. Der Quotient errechnet sich aus der geschätzten Umwelt-Konzentration (PEC) und der ermittelten Effekt-Konzentration aus dem Monospeziesstest im Labor (PNEC). Der PEC wird aus den Aufwandmengen berechnet, wobei die Gewässertiefe mit $0,30 \text{ m}$ eingeht und Abtriftwerte berücksichtigt werden. Ist dieser errechnete Wert ausreichend, so kann davon ausgegangen werden, dass kein Gefährdungspotential gegeben ist.

Der Vergleich der geschätzten Umweltkonzentrationen von Isoproturon und des Präparates Arelon fl. mit der gemessenen maximalen Exposition ist im Anhang in Tabelle A159 zusammen gefasst. Nach der Datenlage ergibt sich eine Gefährdung der Grünalge (Quotient >1), wenn eine direkte Applikation des Wirkstoffs bzw. Präparates in ein stehendes Gewässer erfolgen würde. Die Extrapolation der gewonnenen Toxizitätswerte auf ein Gewässer in der Agrarlandschaft gibt somit den Hinweis auf eine mögliche Gefährdung. Im Fall eines Fließgewässers kann aber davon ausgegangen werden, dass die Expositionszeit nur wenige Stunden beträgt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Expositionszeit im Laborversuch 72 Stunden beträgt, dagegen wird das Periphyton im dynamischen System (Fließgewässer) nur kurzzeitig durch eine „Schadstoffwelle“ exponiert. Wie bereits oben berichtet, verringerte sich im Fall von Isoproturon bei einer 24stündigen Wirkstoffeinwirkung die Algentoxizität (*Scenedesmus subspicatus*) um ca. den Faktor 20.

Weiterhin belegen Mikrokosmosuntersuchungen von TRAUNSPURGER et al. (1996), dass bei $90 \mu\text{g/l}$ keine Effekte auf eine Algengemeinschaft beobachtet werden konnten. Im Vergleich zum optimierten Zellwachstumshemmtest, in dem die Algen eine hohe metabolische Aktivität besitzen, wird das Wachstum im Halbfreilandversuch durch eine Vielzahl von Faktoren (z. B. Nahrungsangebot, Konkurrenz zwischen den Organismen bzw. untereinander u. a.) bestimmt. Das führt dazu, dass die Algenpopulation nicht so empfindlich, z. B. auf Isoproturon anspricht, was auch durch die Monitoringuntersuchungen unterstrichen werden konnte.

Zoobenthos

Um Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteleinträgen auf Tiere in kleinen Fließgewässern zu erfassen, wurden von Februar 1996 bis Mai 1999 alle vier Wochen Erhebungen des Zoobenthos in den Gewässern

Lamme oben bzw. unten und Wölle oben bzw. unten und zum Vergleich in einem naturnahen Waldbach durchgeführt. Zu jedem Probenahmetermin wurde mit einem Surbersampler der Organismenbesatz von 3 x 550 cm²=1.650 cm² gesammelt. Als zweite Methode wurden Netzbeutel in fünffacher Wiederholung je Probenahme eingesetzt. Diese Netzbeutel von ca. 600 cm³ Volumen waren mit groben Perlonfasern gefüllt und wurden über einen Zeitraum von 4 Wochen von Benthosorganismen besiedelt, danach entnommen und die Tiere im Labor ausgelesen. Für ergänzende Untersuchungen wurden Emergenz-Fallen aufgestellt und beprobt, um die Imagines von Insekten exakt bestimmen zu können, und Sedimentproben gezogen, die zwecks Sedimentanalyse in der BBA Berlin-Dahlem von Dr. Traulsen untersucht wurden. Das Probenmaterial wurde taxonomisch aufgearbeitet und für alle Standorte und Zeitpunkte Saprobienindex, Dominanzstruktur und Diversität berechnet (MÜHLENBERG, 1993; SCHWOERBEL, 1999).

Erfassung des Zoobenthos

Lamme:

In der Lamme wurden 55 Tierarten bzw. höhere Taxa aus 25 Familien nachgewiesen (s.Tabelle A160). Die mittlere Besiedlungsdichte, gemessen über den gesamten Versuchszeitraum, betrug 3.200 Benthos-Bewohner/m², wobei sie am Standort Lamme unten im Durchschnitt fast doppelt so hoch war wie in Lamme oben. Von 1996 bis 1999 hat sich die Besiedlungsdichte im Durchschnitt erhöht. Als eudominante Art wurde der Bachflohkrebs *Gammarus pulex* in hohen Abundanzen nachgewiesen. Beim Bachflohkrebs vollzog sich ein starker Massenwechsel zwischen den Probenahmeterminen, wobei in Phasen der Reproduktion durch viele Jungtiere die höchsten Abundanzen erreicht wurden.

Die Abundanzen der Gammariden korrelierten nicht mit der Gewässertiefe (Korrelations-Koeffizient R₂=0,0652). (vgl. Abb. 8), obwohl mit dem Trockenfallen der Gewässer ein starker Rückgang aquatischer Tiere einhergeht. Dipterenlarven wurden in stark variierenden Abundanzen gefunden, wobei zeitweise hohe Abundanzen der Faltenmücken (*Ptychopteridae*) nachgewiesen wurden. Die Abundanzänderungen ließen sich nicht mit Eintragsereignissen in Zusammenhang bringen. Auch das starke Run off Ereignis im Oktober 1998 hatte keine messbaren Auswirkungen auf die Gammariden (Abb. 8).

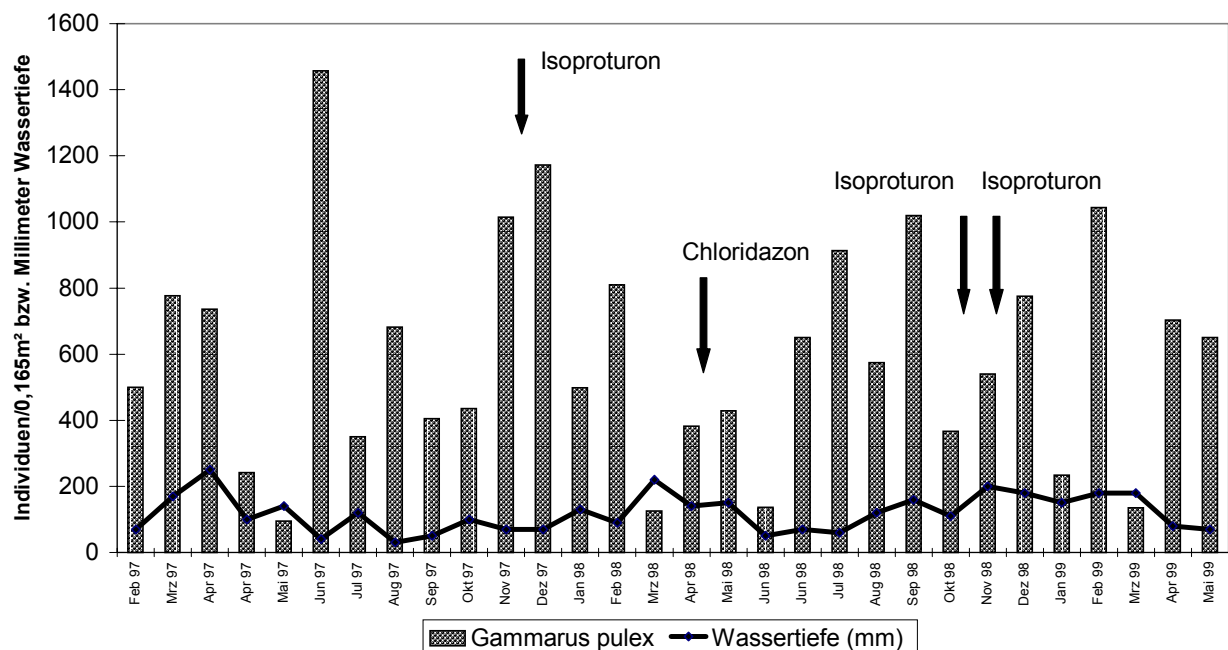


Abb. 8 Abundanzen von Bachflohkrebsen in Surberproben im Vergleich zur Wassertiefe (mm) in Lamme-unten von 1997-1999

Wölle:

In der Wölle wurden 43 Tierarten bzw. höhere Taxa aus 14 Familien gefunden. Einen Überblick gibt Tabelle A161-A166. In diesem Gewässer wurden im Mittel 4700 Benthos-Organismen/m² nachgewiesen. Der Anteil der Bachflohkrebse erreichte in den Proben einen Anteil von bis zu 88%. Bemerkenswert war auch die hohe Zahl von Faltenmückenlarven (Ptychopteridae), die das weiche Sediment bewohnten. Sie bildeten zwei Abundanzmaxima im Frühjahr und Herbst aus. Diese bis 7 cm langen Larven, die sich vorwiegend von Kieselalgen ernähren, erreichten Abundanzmaxima bis zu 1.500 Individuen/m². Auch Köcherfliegenlarven kamen in der Wölle wie an den anderen Standorten in wenigen Arten während des ganzen Jahres vor, wobei im Sommer naturgemäß nur geringe Abundanzen auftraten. Bei den Käfern, vorwiegend *Elodes minuta*, wurden die höchsten Abundanzen im Frühjahr nachgewiesen. Andere Taxa kamen selten vor und werden hier nicht weiter dargestellt.

Zoobenthos im Vergleichsgewässer Waldbach

Im Waldbach wurde mit 61 Taxa die größte Artenvielfalt nachgewiesen. Diese Lebensgemeinschaft ist gleichfalls durch eine hohe Anzahl an Bachflohkrebsen (*Gammarus pulex*) charakterisiert sowie das Vorkommen von Muscheln der Gattung *Pisidium* im Weichsediment und die Vielfalt an Köcherfliegenlarven (bis zu 21 Arten aus vier Familien) (Tabelle A161 - A166). Die Abbildung 9 zeigt, dass auch am vermutlich unbelasteten Waldbach eine ähnliche Trichopteren-Dynamik wie in Lamme und Wölle angetroffen wird, obwohl die Abundanzmaxima im Waldbach deutlich größer sind. Der Waldbach ist das einzige Gewässer im Untersuchungsgebiet, in dem Steinfliegenlarven (*Plecoptera*) gefunden wurden. Neben *Amphinemoura standfussi* wurden auch einige Exemplare von *Nemoura cinerea* und *N. dubitans* nachgewiesen.

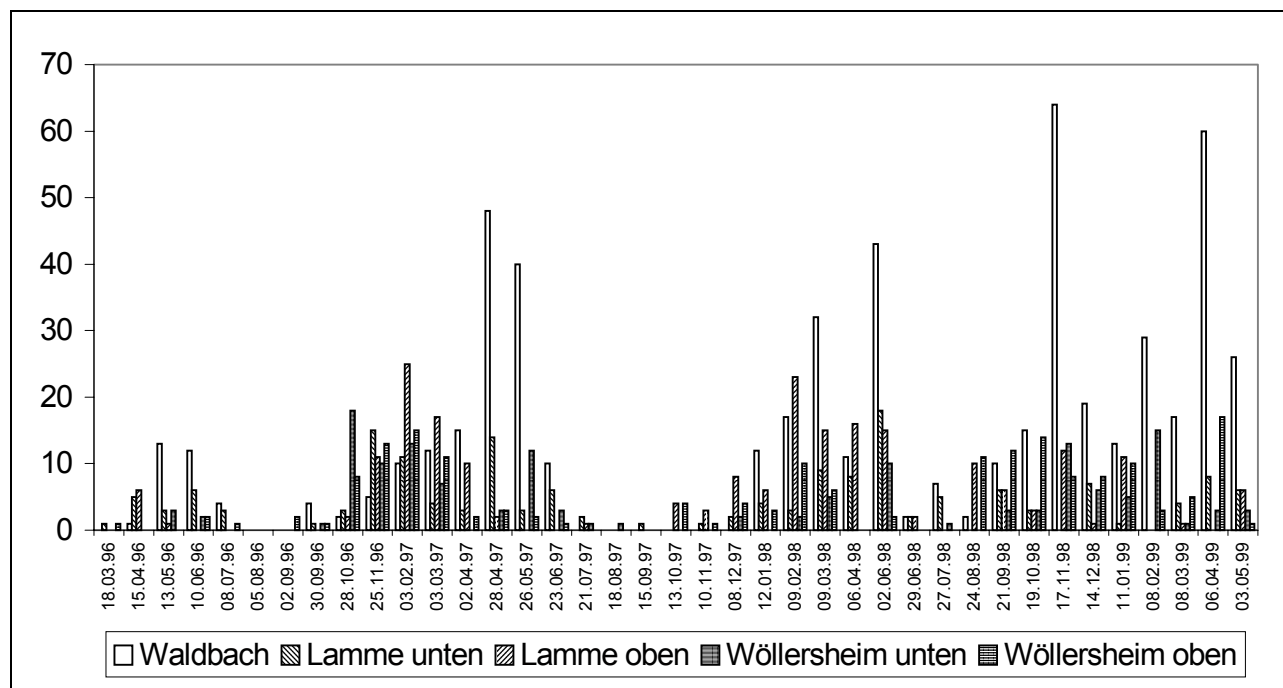


Abb. 9 Abundanzen der Köcherfliegenlarven an den fünf Standorten

Im folgenden sollen die erfassten Tiermengen nach ausgewählten ökologischen Parametern geprüft und untersucht werden, um Ähnlichkeiten und Unterschiede der Standorte zu verdeutlichen.

Saprobienindex

Der Saprobienindex (S_L) wurde für alle Termine der Jahre 1996 bis 1999 für die Surberproben berechnet. Die ermittelten Saprobienindizes waren für alle fünf Standorte sehr ähnlich und wurden durch die eudominanten *Gammariden* maßgeblich bestimmt. Veränderungen des S_L wurden durch sporadisch hohe Abundanzen von *Tubificidae* und *Chironomidae* z. B. im Waldbach im Juli 1998 verursacht. Nach dieser

Bewertung gehören die untersuchten Gewässer der Güteklasse II an, sie sind als mäßig belastet bzw. β -mesosaprob einzustufen (SCHWOERBEL, 1999).

Faunenähnlichkeit und Diversität

Um die Gemeinsamkeiten bzw. Unterschiede der Lebensgemeinschaften zwischen den Standorten bewerten zu können, wurde die Anzahl der Arten sowie der mengenmäßige Anteil einzelner Arten an der Gesamttierzahl (Dominanzverhältnisse) untersucht. Das Säulendiagramm der Abbildung 10 zeigt, dass die Tierzahlen, die im Jahresdurchschnitt an einem Standort gefunden wurden, stark variieren; dagegen schwankt die Anzahl der Taxa in einem Untersuchungsjahr nur wenig.

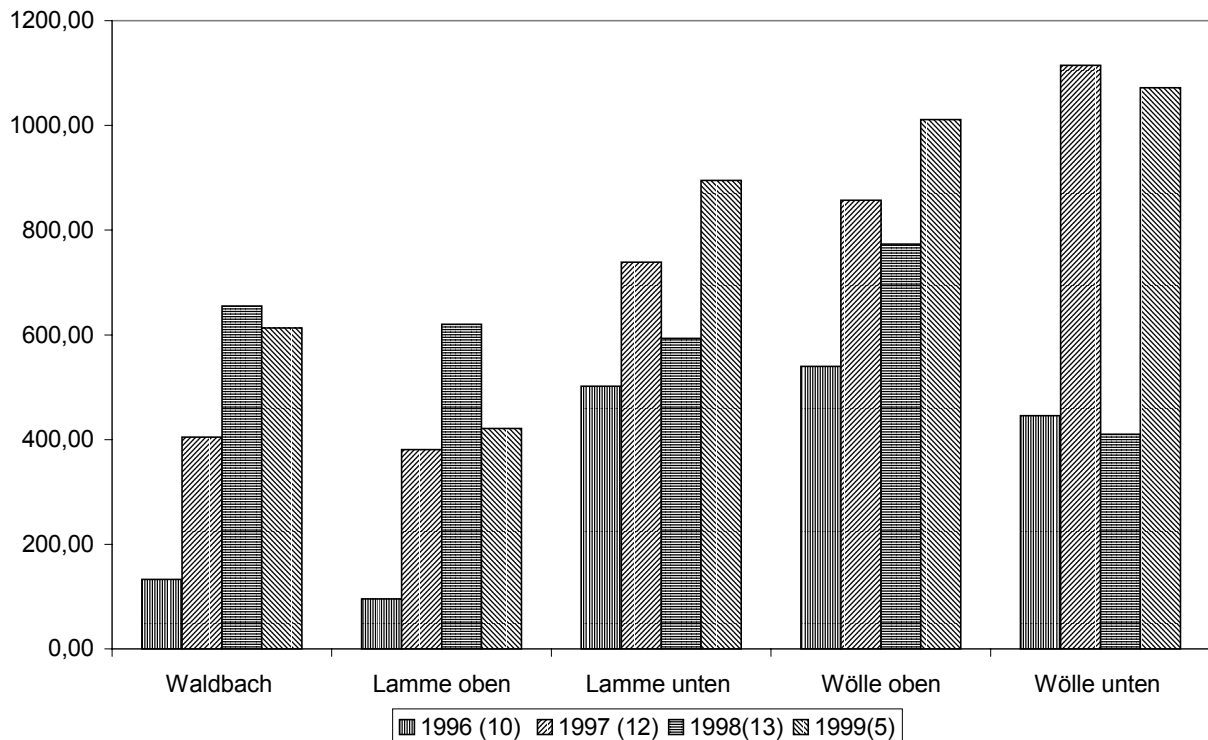


Abb. 10 Durchschnittliche Individuenzahl je Surberprobe bezogen auf 0,165 m² (in Klammern Zahl der Proben)

Auf der Grundlage der monatlichen Auswertergebnisse wurde als Maßzahl für die Ähnlichkeit des Zoobenthos an den fünf Standorten die RENKONENSCHKE Zahl berechnet, wobei die Artenzahlen und Dominanzverhältnisse in den Lebensgemeinschaften in den Rechengang eingehen. Die Ergebnisse der Berechnung ergeben Ähnlichkeiten zwischen 60 und 95%. Die größten Ähnlichkeiten von 95% wurden zwischen Wölle oben/unten 1997 und Lamme oben/unten 1998 nachgewiesen. Die geringste Übereinstimmung von 60% wurde zwischen den Standorten Lamme oben/unten 1996 und 1997 berechnet.

Die Dominanzstruktur ähnelt sich für alle Standorte; beispielhaft wird die Dominanzstruktur für den Standort Lamme oben vorgestellt (Abb. 11). Die seltenen Taxa (<1%) werden hierbei nicht dargestellt (vgl. Tabelle A161 - A166).

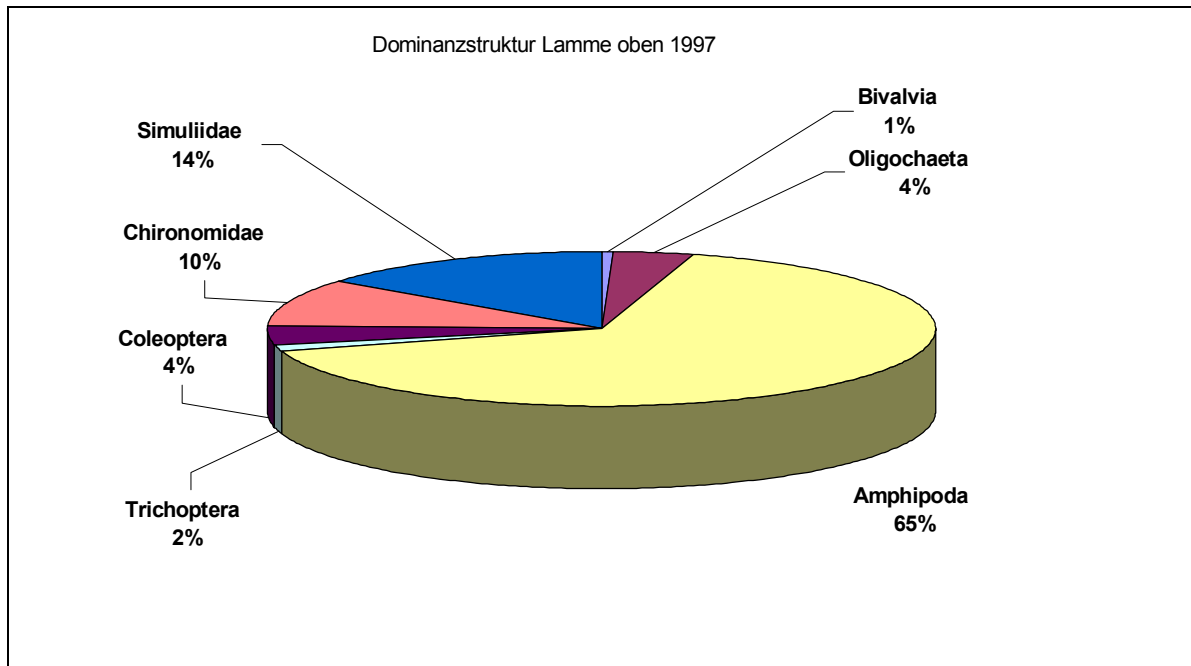


Abb. 11 Dominanzstruktur des Zoobenthos von Lamme oben 1997

Um die Diversität der Lebensgemeinschaften der fünf Standorte zu vergleichen, wurde der SHANNON-Index für das vorliegende Material mit Hilfe des SAS-Rechnerprogramms* berechnet (MÜHLENBERG, 1993) (Abb. 12). Die Diversität verändert sich während des Versuchszeitraums in Lamme oben in ähnlicher Weise wie in Lamme unten bzw. in Wölle oben und Wölle unten. Die Diversität ist in der Lamme größer als in der Wölle und unterliegt stärkeren jahreszeitlichen Schwankungen. Die Ursache hierfür wird darin gesehen, dass in der Lamme der Anteil an Insekten, deren Imagines im Sommer das Wasser verlassen, größer ist. In der artenärmeren Wölle dominieren die Bachflohkrebse (*Gammaridae*) und die Faltenmücken (*Ptychopteridae*), deren Larven das ganze Jahr über in wechselnden Abundanzen gefunden wurden.

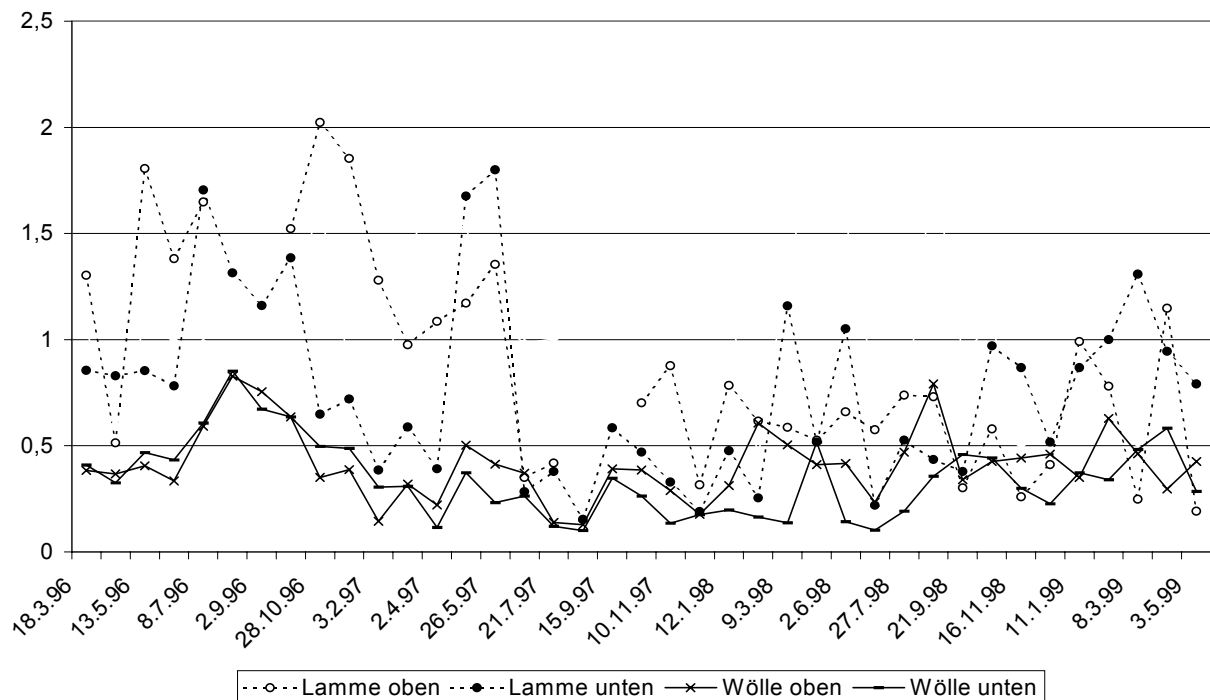


Abb. 12 Diversität (SHANNON-Index) an Lamme und Wölle 1996-1999, berechnet aus den Daten der Surberproben

Im Versuchszeitraum von vier Jahren wurden in Lamme und Wölle keine signifikanten Veränderungen der Artenzahlen deutlich, dafür konnte aber eine Tendenz der Zunahme der Tierzahlen festgestellt werden. Diese Zunahme wird in Beziehung zur verbesserten Wasserführung der Gewässer in den Jahren 1998 und 1999 gesehen. Diese Veränderungen erfolgten analog auch im Waldbach. Der Waldbach bietet auf Grund seiner vielfältigeren Habitatstruktur mehr Arten Lebensraum als die Gewässer Lamme und Wölle, die durch Drainagen, Begradigung, Lage inmitten von Ackerland einfacher strukturiert sind und stärker verschiedenen Stressoren der Umgebung (u. a. Einträge durch Abschwemmung) ausgesetzt sind.

Einflüsse von Pflanzenschutzmitteln

Es wurde geprüft, ob durch PSM Veränderungen der Abundanzen und der Artenspektren erkennbar sind. Aus den Felderhebungen zur Populationsdynamik und der Artenzusammensetzung ließen sich keine Einflüsse von PSM erkennen.

Im Untersuchungszeitraum wurden mehrfach Insektizide angewendet, ohne dass im Wasser der Sammelproben oder der ereignisbezogenen Einzelproben Insektizid-Rückstände nachgewiesen wurden. Ob die von LIESS und SCHULZ (1995) beobachtete verstärkte Drift der Bachflohkrebse (*Gammarus pulex*) nach Run off Ereignissen tatsächlich durch in die Gewässer gelangte Insektizid-Mengen ausgelöst wurde, kann nicht ausgeschlossen werden; jedoch ergeben sich für einen Nachweis solcher Effekte keine konkreten Anhaltspunkte. Einschränkend ist zu bedenken, dass die Nachweisgrenze für PSM in Wasser bei 0,05 µg/l liegt und noch unterhalb dieser Konzentration bei Pyrethroiden toxische Effekte für aquatische Organismen (Krebstiere, Insekten) nachgewiesen sind (SCHULZ, 1997).

Bei kleinen Fließgewässern ist das Risiko des Eintrags toxischer Insektizidmengen durch Runoff wesentlich höher als der Eintrag durch Spraydrift (SCHULZ, 1997). Die von SCHULZ (1997) durchgeführte Auswertung der Literatur bringt nur wenige Beispiele, die zeigen, dass nach Spraydrift oder Runoff von Insektiziden Rückstände in Wasser und Sediment zusammen mit toxischen Effekten an Zoobenthos-Bewohnern nachweisbar waren (BAUGHMAN et al., 1989; CRANE et al., 1995; MATTHIESEN et al., 1995). Diese Beispiele belegen jedoch nicht, dass nach bestimmungsgemäßer und sachgerechter PSM-Anwendung, d.h. unter Beachtung der Prinzipien guter landwirtschaftlicher Praxis einschließlich aller Auflagen gemäß Pflanzenschutzgesetz, toxische Insektizidkonzentrationen in Gewässer gelangt sind.

Die nachgewiesenen Herbizidkonzentrationen im Wasser lassen im Hinblick auf Testergebnisse (aus dem Zulassungsverfahren sind NOEC-Werte für Chloridazon und Isoproturon >100 µg/l für Fische und *Daphnia pulex* angegeben) keine ökotoxischen Auswirkungen auf das Zoobenthos erwarten.

Baden-Württemberg

Charakterisierung der Standorte und spezielle Versuchsmethoden

An einem periodisch trockenfallenden Graben (Kirchardt) sollten die Auswirkungen einer simulierten „Worst case“-Abtrift zum Zeitpunkt des Trockenfallens auf die Makrofauna untersucht werden. Dazu wurde der von Drainagen aus Ackerflächen (Löß auf Muschelkalk) gespeiste Graben in einen unbehandelten „Oberlauf“ und einen ab Oktober 1996 behandelten „Unterlauf“ unterteilt und die Entwicklung der Populationen vor und nach Exposition von März 1996 bis Oktober 1997 verglichen.

Am Oberlauf des permanent wasserführenden Lehlesbaches (Fürfeld) wurde 1998 zusätzlich zum PSM-Monitoring ein biologisches Monitoring durchgeführt. Das Gewässer war ein ganzjährig aus Drainagen gespeister, mit Betonschalen ausgelegter Graben in einem leicht hängigen Gelände (Löß auf Muschelkalk). (Bewirtschaftung und Sedimentparameter (s. Tabelle A167 bis A169)

Zur biologischen Beprobung wurde im Graben bei Kirchardt meist monatlich an je 10 Stellen des „Ober-“ bzw. „Unterlaufes“ Sediment von je 144 cm², 5 cm tief ausgehoben. Im Lehlesbach bei Fürfeld wurde monatlich an 20 Stellen Sediment von je 300 cm², 2 cm tief entnommen. Die Aufarbeitung erfolgte durch Ausspülen über einem Sieb (0,8 mm Maschenweite) mit nachfolgender Auslese und Bestimmung der Makrofauna. Als Begleitparameter wurden Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, O₂, NO₃, NO₂, NH₄, PO₄, Wasserhärte, Wassertiefe und Sedimenttiefe (nur Fürfeld) erfasst.

In Kirchardt wurde am 30.10.1996 auf 100 m² des „Unterlaufs“ des ausgetrockneten Grabens einschließlich Böschung eine PSM-Tankmischung aus dem Herbizid Arelon flüssig (2,0 l/ha, Isoproturon) und dem Insektizid Decis flüssig (0,2 l/ha, Deltamethrin) ausgebracht. Zur 2. Behandlung, am 02.06.1997, wurde

zusätzlich das Fungizid Juwel (1 l/ha, Kresoxim-methyl + Epoxiconazol) eingesetzt und Arelon flüssig durch Tolkan flo (ebenfalls Isoproturon) ersetzt. Der „Oberlauf“ blieb unbehandelt.

Zur Erfassung des Wirkstoffabbaus wurden jeweils nach Wiedereinsetzen der Wasserführung nach beiden Applikationen Wasser und nach der Applikation am 02.06.1997 auch Sedimentproben aus 5 cm Tiefe und analysiert.

In Fürfeld erfolgte zum Monitoring der vom Landwirt eingesetzten PSM die Entnahme von Wochen-Mischproben mittels automatischen Wasserprobenehmers.

Makrofauna - Untersuchungen in einem periodisch trockenfallenden Graben in Kirchartd

Witterung, Wasserführung und Wasserparameter

Witterungsverlauf und Wasserstände sind in den Abbildung A170 und A171 dargestellt. Nach mehreren Wechseln von Wasserführung und Austrocknung von März-August 1996 und nachfolgender längerer Trockenheit führte der Graben von November (2 Wochen nach der 1. Applikation) bis Anfang Mai 1997 ständig Wasser. Danach herrschte bis Herbst 1997 Trockenheit, die nur kurz nach der 2. Applikation unterbrochen war. Aus den ermittelten Wasserparametern (Abbildung A172) ergab sich die Wassergüteklasse I–III.

Nach der 1. Behandlung setzte die Wasserführung erst nach 2 Wochen wieder ein. In den zu diesem Zeitpunkt gezogenen Wasserproben fanden sich nur Isoproturon-Rückstände von 0,19 µg/l, danach bis zum Ende der Beprobung im Februar 1997 keine Werte mehr über der Grenze des praktischen Arbeitsbereiches (0,05 µg/l).

Nach der 2. Applikation am 02.06.1997 konnten 1 und 11 d nach der Spritzung nur aus stehenden Pfützen im Graben Proben entnommen werden (s. Tabelle 8). In den bei normaler Wasserführung entnommenen Proben 21 d nach Applikation wurden keine Rückstände mehr festgestellt. Das Abbauverhalten im Sediment im Graben (2. Applikation) ähnelte dem auf Ackerflächen, was durch die geringe Feuchtigkeit (lokal begrenzte Wasseransammlungen) erklärbar ist (Tab. 8).

Tab. 8 Gehalte von PSM-Wirkstoffen in Wasser und Sediment des Grabens bei Kirchartd nach Applikation am 02.06.1997

| Medium | Wirkstoff | 1 h | 3 h | 15 h | 1 d | 3 d | 7 d | 11 d | 14 d n. Appl. |
|-------------------------|-----------------|-------|-------|-------|-------|------|-------|------|---------------|
| Wasserpfützen (µg/l) | Isoproturon | | | | 327 | | | 9,8 | |
| | Epoxiconazol | | | | 0,16 | | | 0,01 | |
| | Kresoxim-methyl | | | | 35 | | | 0,01 | |
| Sediment (mg/kg) | Isoproturon | 1,15 | 1,1 | 0,9 | 0,6 | 0,22 | 0,18 | | 0,03 |
| | Epoxiconazol | 0,17 | 0,16 | 0,14 | 0,1 | 0,13 | 0,13 | | 0,05 |
| | Kresoxim-methyl | 0,15 | 0,15 | 0,12 | 0,06 | 0 | 0,05 | | 0 |
| | Deltamethrin | 0,005 | 0,005 | 0,003 | 0,002 | 0 | 0,001 | | 0 |

* Grenzen des praktischen Arbeitsbereiches im Sediment: Isoproturon und Epoxiconazol 0,01 mg/kg, Kresoxim-methyl 0,05 mg/kg, Deltamethrin 0,001 mg/kg

Artenspektrum und Abundanzdynamik der Makrofauna

Zu den 15 Beprobungen wurden 70.000 Tiere von mindestens 87 Arten bzw. höheren Taxa bestimmt. Die Abundanz betrug im Mittel 16.600 Tiere/m² (Arten und Einzeldichten s. Tabelle A173). Den Hauptanteil an der Fauna hatten Clitellata mit 43,7% und Insekten mit 41,9%. (s. Abbildung A174). Die beiden Hauptarten waren die eudominante Regenwurmart *Eiseniella tetraedra* (35% an der Gesamtanzahl) und die subdominante Stelzmücken-Art *Molophilus spec.* (12%).

Auf die Abundanzdynamik der Makrofauna hatte neben den artspezifischen Rhythmen die Wasserführung einen erheblichen Einfluss und führte je nach Lebensformtyp zum Auftreten oder zum Rückgang von Arten. Von diesen Einflussfaktoren sollten mögliche Veränderungen der Zönose nach PSM-Applikation abgegrenzt werden.

In Abbildung 13 wurde die Abundanzdynamik im unbehandelten Oberlauf mit der im unteren, ab 30.10.1996 behandelten Abschnitt auf Tierklassen-Ebene verglichen. Bei der Interpretation war zu berücksichtigen, dass Ober- und Unterlauf vor den Behandlungen nicht, wie angestrebt, einen homogenen Ausgangszustand aufwiesen, wodurch sich zusätzliche Probleme bei der Zuordnung der Effekte ergaben. Im Unterlauf wurden vor und nach den Applikationen fast immer höhere Gesamt-Abundanzen und stärkere Schwankungen registriert als im Oberlauf, hauptsächlich bedingt durch Veränderungen von *Eiseniella tetraedra* und *Molophilus spec.*

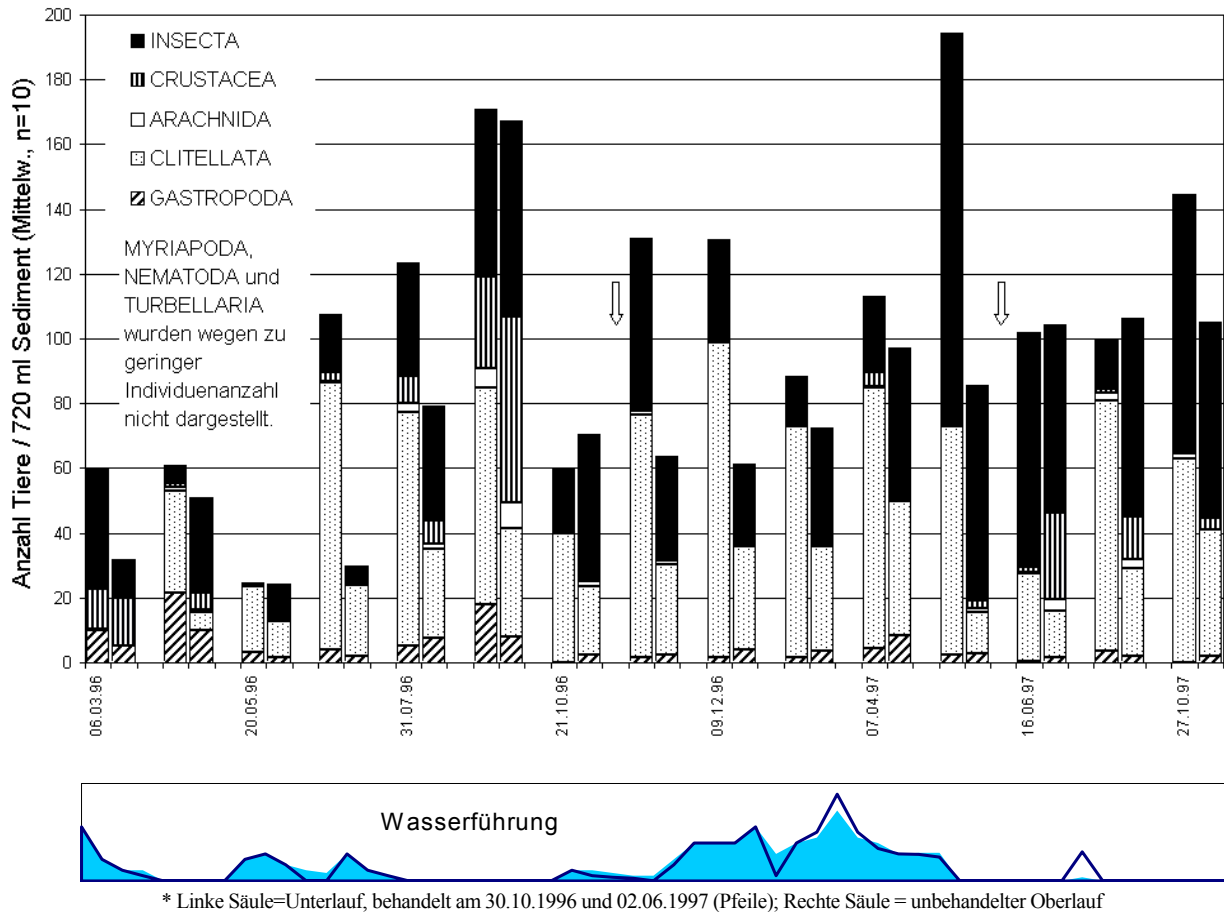


Abb. 13 Abundanzdynamik der Klassen der Makrofauna sowie Wasserführung im Graben bei Kirchart

Weiterhin wurden die Populationsverläufe im unbehandelten Oberlauf und behandelten Unterlauf in Einzeldiagrammen für die wichtigsten Taxa sowie in Stapeldiagrammen für Krebstiere und Käfer verglichen (Abbildungen A175-A177). In der Bewertung fanden im wesentlichen nur Taxa mit einer durchschnittlichen Abundanz >1 Tier/Probe (d. h. im Beprobungszeitraum >300 Tiere) Berücksichtigung. Insgesamt gab es hinsichtlich der Unterschiede in den Populationsverläufen der beiden Grabenabschnitte vor und nach den Behandlungen folgende Differenzierung:

Typische Wassertiere wie *Gammaridae* (Bachflohkrebse), *Ephemeroptera*, *Plecoptera* und *Trichoptera* (Eintags-, Stein- und Köcherfliegen) traten nur zu Beginn der Beprobung stärker auf, verschwanden jedoch mit dem Trockenfallen ab April 1996. Sie erschienen nach mehrwöchiger Wasserführung nur noch vereinzelt. *Isopoda* (Asseln) und *Chironomidae* (Zuckmücken) traten zum Zeitpunkt der 1. Applikation nicht auf.

Keine oder positive Abweichung der Abundanzverläufe im behandelten Abschnitt im Vergleich zum unbehandelten Abschnitt war festzustellen bei *Gastropoda* (Schnecken), *Acari* (Milben), *Collembola* (Springschwänzen), *Staphylinidae* (Kurzflügler), *Ceratopogonidae* (Gnitzen) und *Stratiomyidae*

(Waffenfliegen) sowie bei *Eiseniella tetraedra* (Regenwurmart) und *Limoniidae* (Stelzmücken) zur 1. Applikation und bei *Anacaena globulus* (Wasserkäferart) zur 2. Applikation.

Bei den in mittleren und hohen Dichten vorkommenden, hauptsächlich aquatisch lebenden *Chironomidae* und *Limoniidae* deutete sich im behandelten Unterlauf im Vergleich zum Oberlauf ein stärkerer Rückgang an, allerdings in einem allgemeinen Trend der Populationsabnahme, der wahrscheinlich durch natürliche Populationsrhythmen oder das begonnene Austrocknen des Gewässers verursacht wurde. Im unbehandelten Abschnitt kam es erst zu späteren Probenahmen zum Populationszusammenbruch. Bei der dominanten, amphibisch lebenden Regenwurmart *E. tetraedra* wurde nur ein kurzzeitiger Populationsabfall im behandelten Abschnitt verzeichnet. Die terrestrischen *Isopoda* erreichten im behandelten Unterlauf nur 7% der Abundanz des unbehandelten Oberlaufes, jedoch auch nur von einem geringeren Anfangsbesatz vor der Behandlung (11%) ausgehend.

Zur komplexen Analyse der Befunde wurden die Anzahl der Taxa von Unter- und Oberlauf, der RENKONEN-Koeffizient als Maßzahl für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen der zwei Zönosen sowie die Diversität (SHANNON-Index) (MÜHLENBERG 1993) dargestellt (Abbildungen A178u.A179). Die Übereinstimmung von Unterlauf und Oberlauf verringerte sich während der Austrocknungszeiten sowie im Winter und zeigte damit wachsende Unterschiede zwischen den beiden Arealen an. Der Oberlauf war hinsichtlich Schwankungen von Abundanz und Artenzahl etwas ausgeglichener als der Unterlauf. Ein klarer Trend einer Beeinflussung der 3 Parameter durch die Applikationen konnte nicht festgestellt werden.

Der ursprüngliche Ansatz für die Untersuchungen in periodisch trockenfallenden Gräben war, nach Tiergruppen zu suchen, die aquatisch leben, eine periodische Trockenzeit jedoch überdauern können. Diese Tiere wären durch eine Kontamination des trockengefallenen Grabens durch PSM-Abtrift potentiell gefährdet. Aus der Literatur ist das Überleben von „Wassertieren“ während zeit weiser Austrocknung z. B. für Köcher- und Eintagsfliegenlarven, Schnecken und Käfer der Familie der Dytiscidae beschrieben (KAMLER und RIEDEL, 1960; ERIKSEN und MOEUR, 1990; BECKER, 1987; BOHLE, 1995). Ohnehin leben selbst ausgesprochene Wasserkäfer in bestimmten Entwicklungsstadien (Verpuppung bzw. Überwinterung der Imagines) terrestrisch (FREUDE et al., 1965). In den meisten Dipterenfamilien treten sowohl aquatische als auch terrestrische oder ambivalente Arten auf. Die Larven sind oft nur bis zur Gattung bestimmbar, so dass Aussagen speziell zum Auftreten und zur Beeinträchtigung einzelner Arten nicht möglich sind.

Der Graben bei Kirchart wies im Untersuchungszeitraum lange Trockenperioden auf. Da die typischen Wasserbewohner wie Bachflohkrebe, Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven nach dem ersten Austrocknen nur noch vereinzelt erfasst wurden, ist in diesem Fall kaum von einem Überleben und so auch nicht von einer Schädigung durch PSM auszugehen. Eine Beeinträchtigung von aquatisch lebenden Populationen durch Pflanzenschutzmaßnahmen wäre möglich, wenn die im ausgetrockneten Graben vorhandenen PSM-Rückstände bei nachfolgender Wasserführung zu Konzentrationen führten, die eine Neubesiedlung mit Tieren verhinderten. Im Versuch floss erst 2 bzw. 3 Wochen nach den Applikationen wieder Wasser; insektizide Rückstände im Wasser und Sediment waren nicht mehr nachweisbar.

Die experimentelle Applikation der Präparate mit 40% der maximal zugelassenen Menge sollte den „Worst case“ einer Abtrift ohne Einhaltung von Abständen (BACH et al., 1996) simulieren. Die Auffindung von möglichen Effekten dieser simulierten Abtrift erwies sich durch die Überlagerung mit Auswirkungen der Austrocknung und der endogenen Populationsdynamik als kompliziert. Durch die häufige Austrocknung und die oft sehr geringen Abundanzen typischer Wassertiere war die Beurteilung der aquatischen Lebensgemeinschaft insgesamt nur eingeschränkt möglich. Eine Beeinträchtigung ihres Vorkommens durch PSM, die während der Trockenphase des periodischen Gewässers ausgebracht wurden, war insgesamt nicht zu erkennen.

Makrofauna - Untersuchungen im Lehlesbach bei Fürfeld

Witterung und physikalisch-chemische Parameter

Der Witterungsverlauf 1998 ist im Anhang in Abbildung A180 wiedergegeben. Die physikalisch-chemischen Parameter einschließlich Wasser- und Sedimenttiefe sind in Tabelle A181 und Abbildung A182 zusammengestellt. Aufgrund der Werte für pH, Sauerstoff-, Nitrit-, Ammonium- und Orthophosphatgehalt

kann der Graben in ein Gewässer der Wassergüteklasse I-II (oligo- bis β -mesosaprob) eingeordnet werden. Der hohe Nitratgehalt entspricht davon abweichend der Güteklasse III.

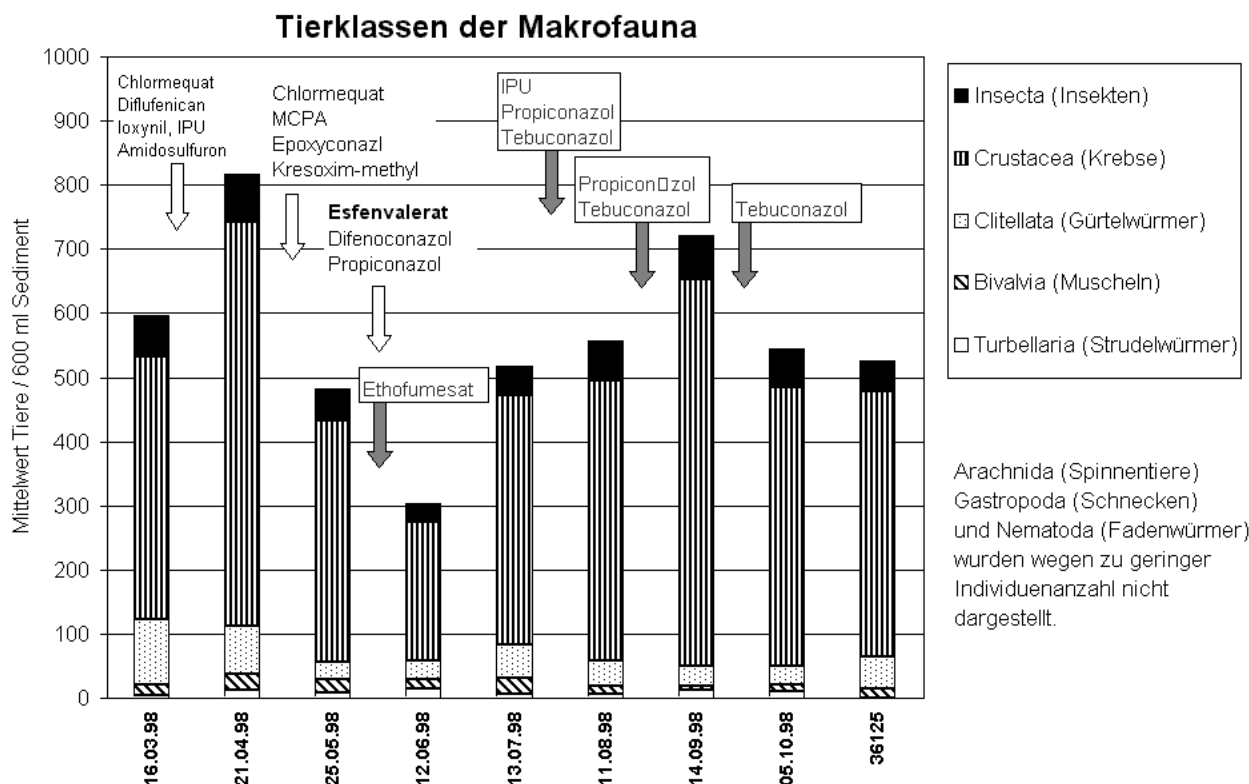
Artenspektrum, Abundanzdynamik und Diversität der Makrofauna

Im Lehlesbach wurden 1998 bei 9 Beprobungen rund 100.000 Tiere von mindestens 62 Arten bzw. höheren Taxa aus 45 Familien bestimmt (Tabelle A183). Im Mittel betrug die Abundanz 18.800 Tiere/m² (2 cm tief). Den Hauptanteil hatten mit 76,9% die Crustacea, die zu über 99% durch die eudominante Bachflohkrebs-Art *Gammarus fossarum* vertreten waren. Alle anderen Arten waren Begleitarten mit einem Anteil an der Gesamtpopulation unter 3,1% (Dominanzen nach ENGELMANN, 1978, Dominanzstruktur s. Abbildung A184).

Anhand des Auftretens von Indikatoren für Gewässerbelastungen nach BARNDT et al. (1990) bzw. STREBLE und KRAUTER (1988) ist der Lehlesbach-Oberlauf mittels biologischer Gewässerbeurteilung der Güteklasse I-II zuzuordnen (Tabelle A185), was der chemischen Gütebestimmung entspricht.

Die mittels SHANNON-Index (nach MÜHLENBERG, 1993) berechnete Diversität nahm bei Betrachtung aller Taxa Werte zwischen 0,81 und 1,26 an (Abbildung A186). Aufgrund der zu den einzelnen Terminen gefundenen Taxazahlen zwischen 29 und 38 könnten bei vollständiger Gleichverteilung der Taxa maximal Werte zwischen 3,4 bis 3,6 erreicht werden. Unter anderem aufgrund der starken Dominanz der Bachflohkrebse liegen die ermittelten Werte deutlich darunter.

Die jahreszeitlichen Abundanzänderungen sind unter Einbeziehung von PSM-Behandlungen und Wirkstoff-Funden zunächst auf der Ebene der 8 gefundenen Tierklassen dargestellt (Abb. 14). Der dargestellte Kurvenverlauf wurde in erster Linie geprägt von der Abundanzdynamik der Gammariden (Bachflohkrebse). Als Ursachen für die Veränderungen kommen Faktoren wie Vermehrung, Mortalität, Abwanderung oder Drift in Frage.



* weiße Pfeile=Applikationen auf umliegenden Feldern; graue Pfeile=Wirkstofffunde im Wasser

Abb. 14 Abundanzdynamik der Klassen der Makrofauna im Lehlesbach unter dem Einfluss von Pflanzenschutzmaßnahmen

Die saisonale Abundanzdynamik der Insecta als zweitstärkster Klasse stimmte in der Tendenz mit der der Crustacea überein (s. Abbildung A187). Um die bei den Trichoptera (Köcherfliegen), Coleoptera (Käfern) und Diptera (Zweiflüglern) deutlich zu erkennenden mehr gipfligen Abundanzkurven bewerten zu können, müssen die Verläufe möglichst auf Artniveau betrachtet werden. Im Lehlesbach wurden Larven von 10 Trichopterenarten (4% der Anzahl der Insekten) gefunden, die in der Mehrzahl im Sommer ihr Abundanzminimum hatten (Abbildung A188). Die häufigste Art, *Sericostoma spec.*, hat eine mehrjährige Generationsentwicklung, so dass keine deutlichen Extrema zu erkennen waren. *Chaetopteryx villosa* erreicht im Sommer das letzte Larvenstadium und verpuppt sich von August bis Dezember, während die meisten anderen Limnephilidae und die Polycentropodidae ab Mai/Juni schlüpfen (WARINGER und GRAF, 1997). Hierdurch ergibt sich die natürliche Abnahme der meisten Köcherfliegenarten ab dem Frühsommer.

Hauptarten der Coleoptera (Abbildung A189) waren *Elodes minuta* aus der Familie der Scirtidae und *Elmis aenea* aus der Familie der Elmidae. Bei der nur als Larve aquatisch lebenden *E. minuta* war nach einem Abundanzmaximum im Frühjahr ein abrupter Rückgang vom Mai zum Juni zu beobachten, der jedoch zeitlich mit der Abwanderung der Larven zur Verpuppung an Land übereinstimmt (KLAUSNITZER, 1994). Bei *Elmis aenea*, der als Imago und Larve im Wasser lebt und hohe Ansprüche an die Wasserqualität stellt, waren keine Auswirkungen von PSM-Einträgen sichtbar.

Die Abundanzdynamik der Diptera (56% der Anzahl der Insekten, Abbildung A190) wird von den Chironomiden (Zuckmücken) dominiert. Diese nahmen von März bis Juni kontinuierlich ab und stiegen ab Juli stark an. Da Zuckmücken allgemein im Frühjahr zu fliegen beginnen, kann der Rückgang darauf zurückgeführt werden. Die Limoniiden (vor allem *Dicranota*) waren nach den Chironomiden die zweitstärkste Familie der Diptera und traten mit stark schwankenden Abundanzen auf. Die Larvendichte der Ceratopogonidae (Gnitzen) nahm bis Mai deutlich zu und blieb ab Juni auf einem sehr niedrigen Niveau. Gnitzen haben 1 bis 3 Generationen, abhängig von der Art und teilweise von den Umweltbedingungen. Die beiden gefundenen Gattungen konnten jedoch wie alle anderen Dipterenlarven nicht bis zur Art bestimmt werden. Weitere 6 Dipterenfamilien wurden nur sporadisch gefunden.

Die Ergebnisse belegen, dass das stark vom Menschen beeinflusste kleine Fließgewässer zwar mit über 62 Taxa eine relativ große Artenvielfalt, jedoch aufgrund der Dominanz der Bachflohkrebse eine relativ geringe Diversität aufwies.

Eine Beeinflussung der Populationsdynamik durch die untersuchten physikalisch-chemischen Wasserparameter ist im wesentlichen auszuschließen.

In den im Projekt durchgeführten Rückstandsanalysen wurden in den Jahren 1995 bis 1998 14 PSM-Wirkstoffe im Wasser nachgewiesen. Dies waren jedoch mit Ausnahme des Insektizides Parathion, das einmalig 1995 in einer sehr niedrigen Konzentration ($<0,05 \mu\text{g/l}$) gefunden wurde, nur Herbizide und Fungizide, bei denen in den vorgefundenen Konzentrationen kaum Auswirkungen auf die Makrofauna zu erwarten sind. Im Zeitraum der biologischen Beprobungen 1998 wurden lediglich am 11.06.98 Ethofumesat mit $0,1 \mu\text{g/l}$ sowie ab August Isoproturon ($<0,05 \mu\text{g/l}$), Propiconazol (Max. $0,09 \mu\text{g/l}$) und Tebuconazol (max. $0,3 \mu\text{g/l}$) ermittelt. Das letztgenannte Fungizid wurde auf den benachbarten Feldern am 09.06.98 in Tankmischung mit dem Insektizid Sumicidin Alpha EC appliziert, wobei vor Ort eine Abtrift in den Graben beobachtet wurde, aber keine Rückstände im Wasser ermittelt wurden.

Die Ursachen der starken Abnahme der Bachflohkrebse von April bis Juni sind nicht zu klären. Bei der Weiterbeobachtung des Grabens im Jahr 1999 wurde im entsprechenden Zeitraum keine Verminderung der Bachflohkrebse beobachtet.

Durch das einjährige Monitoring war eine Beeinträchtigung der aquatischen Zönose durch die auf den umliegenden Feldern eingesetzten PSM nicht nachzuweisen.

Die Arbeiten dienen als Voruntersuchung für eine experimentelle Exposition der Graben-Zönose gegenüber einem Insektizid, die Mitte 1999 erfolgte. Diese Untersuchungen werden in Zusammenarbeit mit der Landesanstalt für Pflanzenschutz Baden-Württemberg weiter geführt.

Schlussfolgerungen

In den ökotoxikologischen Untersuchungen in den dargestellten Gewässern in Niedersachsen und Baden-Württemberg wurde untersucht, ob die aus den Einzugsgebieten durch Abtrift und Abschwemmung eingetragenen PSM Auswirkungen auf Gewässerorganismen haben. Beispielhaft wurden Kieselalgen (Diatomeen) und das Zoobenthos bzw. die terrestrische Makrofauna ausgewählt. Aus den monatlichen

Probenahmen wurden in den beiden Kleingewässern in Niedersachsen 96 Diatomeenarten erfasst. Vom Zoobenthos wurden in Niedersachsen 25 Familien mit 55 Arten determiniert. In Baden-Württemberg liegen die entsprechenden Zahlen für die Fauna bei etwa 87 Taxa (Graben bei Kirchardt) und etwa 62 Taxa (Graben bei Fürfeld).

Im passiven Monitoring wurden

- Artenzahlen,
- Populationsdynamik,
- Biomasse der gefundenen Taxa und
- Diversitäten

ermittelt, um Auswirkungen der PSM auf die Gewässerorganismen ableiten zu können.

Für die Analyse, ob die in die beiden Gewässer in Niedersachsen gelangten PSM Auswirkungen auf aquatische Biozönosen haben, waren die Eintragungsspitzen von Herbiziden von Bedeutung. In der Lamme gab es 4 Eintragungsspitzen von Herbiziden (Isoproturon und Chloridazon), durch die unter Berücksichtigung der für die Zulassung erarbeiteten Daten ökotoxische Wirkungen auf Algen nicht a priori auszuschließen waren. Jedoch ließen sich weder aus dem Artenspektrum noch aus den Dominanzverhältnissen noch aus der Biomasseentwicklung der Algen Wirkungen der eingetragenen PSM auf die Algenzönose erkennen. Auch mit dem Wachstumshemmtest und dem aktiven Monitoring mit der Grünalgenart *Scenedesmus subspicatus* im Wasser der Lamme waren keine ökotoxischen Wirkungen festzustellen. Im Bereich der gemessenen Rückstände gab es eher Förderungen als Hemmungen der Zellvermehrung der Algen.

Während des Untersuchungszeitraumes wurden im Einzugsgebiet der beiden Gewässer (Lamme und Wöllersheimer Bach) auch Insektizide angewendet, ohne dass in den Gewässern deren Rückstände nachgewiesen wurden. Aus den Abundanzen des Zoobenthos ergaben sich keine Hinweise auf Wirkungen von Herbiziden und evtl. nicht analysierten Insektiziden.

Auch in Baden-Württemberg waren nach Pflanzenschutzmaßnahmen keine wesentlichen Verminderungen der Diversität des Makrozoobenthos zu erkennen.

Die untersuchten Gewässer in Niedersachsen und Baden-Württemberg sind nach den Ergebnissen der physiko-chemischen und der biologischen Untersuchungen in Güteklasse II bis III einzustufen. Sie sind durch das Gewässermanagement (Begradigung, Ausheben), Einleiten von Drainagen und durch die landwirtschaftliche Nutzung erheblich vom Menschen beeinflusst.

Der beispielhaft untersuchte gravierende Einfluss des Trockenfallens eines Gewässers, der je nach Lebensformtyp zum Rückgang oder zum Auftreten von Arten führte, und die Förderung eutraphenter Diatomeenarten durch die Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft veranschaulichen, dass bei Freilanduntersuchungen zu Auswirkungen von PSM auch sämtliche andere Einflüsse auf die Biozönosen in den Gewässern kritisch zu prüfen sind.

Glossar

Im folgenden sind einige verwendete Fachbegriffe erläutert; hierfür wurde insbesondere Bezug genommen auf SCHAEFER (1992) und AUST et al. (1991).

| | |
|-------------------------|--|
| Abundanz | Anzahl von Organismen in bezug auf eine Flächen- oder Raumeinheit |
| Ähnlichkeit | bei Lebensgemeinschaften Ausmaß der Übereinstimmung der Artenzusammensetzung |
| Biomonitoring | Einsatz von (Indikator)Organismen; zur Feststellung von schädlichen Stoffen oder der Intensität eines Störfaktors in der Umwelt über Ermittlung der aufgenommenen Gehalte oder der Wirkungen |
| Biomonitoring, aktives | Exponierung von Indikatororganismen und deren Beobachtung sowie Analyse |
| Biomonitoring, passives | Beobachtung und Analyse von natürlich vorhandenen Organismen |
| Benthos | am Grunde von Gewässern lebende Tier- und Pflanzenwelt |
| Biomasse | die Masse einzelner Organismen, Organismengruppen oder der zu einem bestimmten Zeitpunkt vorhandenen Lebewesen je Flächen- oder Volumeneinheit einer Lebensstätte |

| | |
|----------------------|---|
| Diversität | hier: Vielfalt von Arten in einer Lebensgemeinschaft; dabei wird nicht nur die Artenzahl, sondern auch die relative Abundanz der Arten berücksichtigt. Die Diversität wird meist mit einfachen Indices berechnet (z. B. Shannon-Wiener- [Shannon-Weaver]-Index) |
| Dominanz | die relative Menge einer Art in der Flächen- oder Raumeinheit im Vergleich zu den übrigen Arten |
| eutraphent | Bezeichnung für Pflanzen, die einen hohen Nährstoffbedarf haben |
| eutroph | durch Reichtum an Nahrung oder Nährstoffen gekennzeichnet |
| Eutrophierung | Anreicherung von Nährstoffen in Ökosystemen oder Ökosystemteilen, im engeren Sinne anthropogen bedingte Erhöhung des Nährstoffreichtums, z. B. durch Zufluss von landwirtschaftlichen Flächen |
| Fauna | Gesamtheit der Tierarten eines Lebensraumes |
| Flora | Gesamtheit der Pflanzenarten eines Lebensraumes/Gebietes |
| Habitat | charakteristischer Standort einer Art, wird auch als Synonym für Biotop gebraucht, d. h. Lebensraum einer Biozönose |
| hypertroph | durch Überangebot von Nährstoffen (z. B. Nitrat und Phosphat) gekennzeichnet |
| IC ₅₀ | inhibition concentration, durch die das Algenwachstum um 50% gehemmt wird |
| Indikatorarten | Zeigerarten (Bioindikatoren); Arten, deren Vorkommen oder Fehlen in einem Lebensraum innerhalb gewisser Grenzen bestimmte Faktorenverhältnisse anzeigt (z. B. Stickstoffreichtum, Pflanzenschutzmittel-Konzentrationen) |
| LC ₅₀ | lethal concentration; Maß für diejenige Konzentration, die nach kurzzeitiger Zugabe für 50% einer Gruppe von Testorganismen tödlich ist |
| Makrofauna | Größenklassenbegriff der Fauna, z. B. größere Insekten, Würmer, Schnecken |
| NOEC | no effect concentration; Konzentration eines Stoffes, bei der gerade kein Effekt mehr ermittelt werden kann |
| PEC | predicted environmental concentration; vorhersagbare Konzentration eines Stoffes in der Umwelt |
| Periphyton | "Aufwuchs"; Bezeichnung für die im Wasser an andere Organismen oder tote Gegenstände gehefteten Pflanzen, Tiere (und Detritusteilchen); im engeren Sinne nur die im Wasser wachsenden Pflanzen, vor allem die Mikroflora (Bakterien, Algen, Pilze) |
| PNEC | predicted no effect concentration; vorhersagbare (abgeschätzte) Konzentration eines Stoffes, bei der gerade keine Wirkung mehr ermittelt werden kann. Sie wird meist auf den empfindlichsten Testorganismus bezogen. |
| Saprobie, Saprobität | Intensität des Abbaus toter organischer Substanz in Gewässern, der wesentlich vom Verschmutzungsgrad bestimmt wird. S. wird nach Klassen bewertet: oligosaprob β-mesosaprob α-mesosaprob polysaprob |
| saprotroph | Bezeichnung für Organismen, die tote organische Substanz als Nahrung nutzen |
| Taxon | taxonomische Einheit allgemein, unabhängig von der Kategorie |
| Trophie | ein Maß für die Intensität der Primärproduktion; Grad der Versorgung eines Ökosystems mit verfügbaren Nährstoffen |
| Zoobenthos | am Gewässerrand lebende Tierwelt |
| Zönose | Gemeinschaft; allgemeiner Begriff für eine zusammen vorkommende, mindestens teilweise im Abhängigkeitsgefüge stehende Gruppe verschiedener Arten |

Literatur

- Allaby, M. (1996): Concise dictionary of ecology, Oxford. University Press, Oxford.
- Anonym (1997): Richtlinie 97/57/Eg des Rates zur Festlegung des Anhangs VI der Richtlinie 91/414/EWG über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln. Abl. L 265/87 vom 22.9.1997, S. 23.
- Amann, E., Brandstetter, C., Kapp, A. (1994): Käfer am Wasser, Gattungsschlüssel der (Semi-)aquatischen Käfer Mitteleuropas. Erster Vorarlberger Coleopteren Verein Bürs, Österreich.
- Bach, M., Fischer, P., Frede, H.-G. (1996): Gewässerschutz durch Abstandsaufgaben? Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 48 (3), 60–62.

- Backhaus, D. (1973): Fließgewässeralgeln und ihre Verwendung als Bioindikatoren. Verh. Ges. Ökol. Saarbrücken, 8, 149–163.
- Bamdt, G., Bohn B., Köhler, E. (1990): Biologische und chemische Gütebestimmung von Fließgewässern. 3. Auflage. Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz E. V. (Vdg), S. 88.
- Bauernfeind, E. (1994): Bestimmungsschlüssel für die österreichischen Eintagsfliegenlarven (Insecta, Ephemeroptera) I. Teil. Bundesanstalt für Wassergüte des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Baughman, D.S., Moore, D.W., Scott, G.I. (1989): A comparison and evaluation of field and laboratory toxicity tests with fenvalerate on an estuarine crustacean. Envir. Toxicol. Chem., 8, 417–429.
- Baur, W.H. (1987): Gewässergüte bestimmen und beurteilen. 2. Auflage, Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin.
- Becker, G. (1987): Lebenszyklus, Reproduktion und ökologische Anpassungen von *Hydropsyche contubernalis*, einer Köcherfliege mit Massenvorkommen im Rhein. Dissertation, Universität Köln.
- Becker, H. (1996): Kriterien für die Beurteilung der Integrität von Ökosystemen. In: DFG-Gewässergütekriterien, Hrsg.: F.H. Frimmel, B.Ch. Gordalla, 152–163.
- Bick, H. (1993): Ökologie. 2. Auflage, Gustav Fischer Verlag Stuttgart.
- Bohle, H.W. (1995): Spezielle Ökologie. 1. Limnische Systeme. Springer-Verlag, Berlin (u.a.), S. 267.
- Brauns A. (1954): Terricole Insektenlarven. Musterschmidt, Wissenschaftlicher Verlag, Göttingen - Frankfurt - Berlin, S. 179.
- Brehm, J., Meertinus, P.D.M. (1996): Fließgewässerkunde: Einführung in die Ökologie der Quellen, Bäche und Flüsse. 3. Überarb. Auflage, Quelle und Meyer, Wiesbaden, Biologische Arbeitsbücher, 36.
- Brunet, C., Davoult, D., Cassotti, R. (1996): Physiological reactions to a change in light regime in cultured *Skeletonema costatum* (Bacillariophyta): Implications for estimation of phytoplankton biomass. Hydrobiologia, 333, 87-94.
- Cholnoky, B.J. (1968): Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässern. Verlag J. Cramer, S. 699.
- Clark, J.R., Reinert, K.H., Dorn, P.B. (1999): Development and application of benchmarks in ecological risk assessment. Environm. Toxicology and Chemistry, 18, 1869-1870.
- Crane, M., Delaney, P., Watson, S., Parker, P., Walker, C. (1995): The effect of malathion 60 on *Gammarus pulex* (L.) below watercress beds. Environm. Toxicology and Chemistry, 14, 1181-1188.
- Dam, H. van, Mertens, A., Sinkeldam, J. (1994): Eine codierte Checkliste und ökologische Indikatorwerte für Frischwasser-Diatomeen aus den Niederlanden. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 28 (1), 117–133.
- Dortland, R.J. (1980): Toxicological evaluation of parathion and azinphosmethyl in freshwater model ecosystems. Agricultural Research Report No. 898, Wageningen.
- Edington, J.M., Hildrew, A.G. (1995): A revised key to the caseless caddis larvae of the British Isles. Freshw. Biol. Ass. Sci. Publ. No. 43, S. 92.
- Engelhardt, W. (1989): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? Kosmos-Naturführer, Franckh'sche Verlaghandlung, Stuttgart.
- Engelmann, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. Pedobiologia, 18, 378–380.
- Eriksen, C.F., Moeur, J.E. (1990): Respiratory functions of motile tracheal gills in ephemeroptera nymphs, as exemplified by *Syphonurus occidentalis* Eaton. Mayflies and Stoneflies. Series Entomologica, Kluwer, Dordrecht, 44.
- Ettl, H., Gärtner, G. (1995): Syllabus der Boden-, Luft- und Flechtenalgen. G. Fischer Verlag, S. 721.
- Fent, K. (1998): Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart - New York.
- Frede, H.-G., Dabbert, S. (Hrsg.) (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg: Ecomed.
- Freude, H., Harde, K.W., Lohse G.A. (1965, 1971): Die Käfer Mitteleuropas. 1965: Band 1, Einführung in die Käferkunde, S. 214. 1971: Band 3, Adephaga 2, Palpicornia, Histeroidea, Stahyloidea, 1, S. 365. Goecke und Evers Verlag Krefeld.
- Friedrich, G., Coring, E., Küchenhoff, B. (1995): Vergleich verschiedener Europäischer Untersuchungs- und Bewertungsmethoden für Fließgewässer. LUA-Materialien Nr. 18, Hrsg. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hessen.
- Gledhill, T., Sutcliffe, D.W., Williams, W.D. (1993): British freshwater cructacea malacostraca: a key with ecological notes. Freshw. Biol. Ass. Sci. Publ. No. 52, S. 173.
- Gloer, P., Meier-Brook, C. (1994): Süßwassermollusken. ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. 11. Auflage, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg, S. 136.
- Graff, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. Verlag M. und H. Schaper, Hannover, S. 81.
- Gunkel, G. (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. Fischer, Jena, Stuttgart.
- Günther, P., Rahman, A., Pestemer, W. (1989): Quantitative bioassays for determination residues and availability to plants of sulphonylurea herbicides. Weed Research, 29, 141–146.
- Head, E.J.H., Hargrave, B.T., Subba Rao, D.V. (1994): Accumulation of a pheophorbide a-linke pigment in sediment traps during late stages of a spring bloom: a product of drying algae? Limnol. Oceanogr., 39, 176–181.
- Heger, W., Jung, S.-J., Martin, S., Schiecke, U., Teichmann, H., Peter H. (1995): Ökotoxikologische Testverfahren mit aquatischen Organismen. Chemikaliengesetz, 11, Texte 14/94, 16–28.
- Hofmann, G. (1999): Trophiebewertung von Seen anhand von Aufwuchsdiatomeen. In: von Tümpling, W.; Friedrich, G. (Hrsg.): Methoden der biologischen Wasseruntersuchung. Band 2: Biologische Gewässeruntersuchung. G. Fischer Verlag, Jena, 319–333.

- Hütter, L.A. (1992): Wasser und Wasseruntersuchung. Laborbücher Chemie. 5. Erweiterte und Aktualisierte Auflage, Otto Salle Verlag Frankfurt/M., Verlag Sauerländer, Aarau, Frankfurt/M., Salzburg.
- Hynes, H.B.N. (1977): A key to the adults and nymphs of the british stoneflies (plecoptera) with notes on their ecology and distribution. Freshw. Biol. Ass. Scien. Public., 17.
- Jahn, R. (1990): Untersuchungen zur benthischen Diatomeenflora und -vegetation Der Spree und angrenzender Kanäle im innerstädtischen Gebiet von Berlin (West). Diss. FU Berlin, S. 255 + Abb., Selbstverl.
- Jeffrey, S.W., Mantoura, R.F.C., Wright, S.W. (Ed.) (1997): Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods. Unesco Publishing (Isbn 92-3-103275-5).
- Kalbe, L. (1997): Limnische Ökologie. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart; Leipzig (Teubner Reihe Umwelt).
- Kamler, E., Riedel, W. (1960): The effect of drought on the fauna of ephemeroptera, plecoptera and trichoptera of a mountain stream. Pol. Arch. Hydrobiol., 18, 87–94.
- Kann, E. (1978): Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche. Arch. F. Hydrobiol., Suppl., 3 (4), 405–643.
- Kirby, M.F., Sheahan, D.A. (1994): Effects of atrazine, isoproturon, and mecoprop on the macrophyte *Lemna minor* and the alga *Scenedesmus subspicatus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 53, 120–126.
- Klausnitzer, B (1991, 1994, 1996): Die Larven der Käfer Mitteleuropas.: 1. Band, Aephaga. 1994: 2. Band, Myxophaga, Polyphaga, Teil 1. 1996: 3. Band, Polyphaga, Teil 2. Goecke und Evers Verlag, Krefeld, 1991
- Koch, K. (1993): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie, Band 4. Goecke und Evers Verlag, Krefeld
- Kohata, K., Watanabe, M. (1991): Highly Sensitive Determination of photosynthetic pigments in marine, in situ samples by high performance liquid chromatography. J. Of Chromatography, 558, 131–140.
- Kraay, G.W., Zapata, M., Veldhuis, M.J.W. (1992): Separation of chlorophylls C₁, C₂, and C₃ of marine phytoplankton by reversed phase-C18-high performance liquid chromatography. J. Phycol., 28, 708–712.
- Krammer, K. (1992): Bibliotheca diatomologica. Band 26: Pinnularia – eine Monographie der Europäischen Taxa. Verlag J. Cramer, Berlin Stuttgart, S. 353.
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1986, 1988, 1991): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2: Bacillariophyceae. 1986: Band 2/1, *Naviculaceae*. 1988: Band 2/2, *Bacillariaceae*, *Epithemiaceae*, *Surirellaceae*. 1991: Band 2/3, Centrales, *Fragilariaceae*, *Eunotiaceae*. 1991: Band 2/4, *Achnantheaceae* ,und kritische Ergänzungen zu *Navicula [Leneolatae]*, *Gomphonema*. G. Fischer Verlag Stuttgart und Jena.
- Lampert, W., Sommer, U. (1993): Limnoökologie. G. Thieme Verlag, Stuttgart, New York., S. 440.
- Lange-Bertalot, H. (1993): Bibliotheca diatomologica. Band 27: 85 Neue Taxa und über 100 Weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora von Mitteleuropa. Vol. 2/1–4, Verlag J. Cramer, Berlin Stuttgart, S. 454.
- Lange-Bertalot, H. (1996): Iconographia diatomologica. Vol. 2: Annotated diatom micrographs. Oligotrophie-indikatoren. Koeltz Scientific Books, S. 390.
- Lange-Bertalot, H., Krammer, K (1978, 1989): Bibliotheca diatomologica. Verlag J. Cramer, Berlin Stuttgart. 1978: Band 15, *Bacillariaceae*, *Epithemiaceae*, *Surirellaceae*. S. 289. 1989: Band 18, Achnanthes – eine Monographie der Gattung, S. 393.
- Lange-Bertalot, H., Steindorf, A. (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. In: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. BfN Bonn-Bad Godesberg, Schr.-R. F. Vegetationskund, 28, 633–677.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser - LAWA (1993): Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland – Karten der Wasserbeschaffenheit 1982–1991, Stuttgart.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – LAWA (1997): Die Hauptströme der Flussgebiete Deutschlands – Überwachung, Zustand und Entwicklung Ihrer Beschaffenheit. Berlin.
- Liess, M. (1993): Zur Ökotoxikologie der Einträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fließgewässer. Diss. TU Braunschweig, Cuvillier, Göttingen.
- Liess, M., Schulz, R. (1995): Ökotoxikologische Bewertung von Pflanzenschutzmitteleinträgen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fließgewässer. In C. Steinberg, H. Bernhardt, H. Klappe (Ed.). Handbuch Angerw. Limnologie V-3.3.5. Ecomed, Landsberg, 1–44.
- Lillehammer, A., (1988): Stoneflies (Plecoptera) of fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica, 21.
- Mathes, K. (1997): Ökotoxikologische Wirkungsabschätzung – das Problem der Extrapolation auf Ökosysteme. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox, 9, 17–23.
- Matthiesen, P., Sheahan, D., Harrison, R., Kirby, M., Ryeroft, R., Turnbull, A., Volkner, C., Williams, R. (1995): Use of gammarus pulex bioassay to measure the effects of transient carbofuran Run off from farmland. Ecotox. Envir. Safety. 30, 111–119.
- Mohr, S. (1996): Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Planktische Rotatorien – Labor- und Freilanduntersuchungen. Diplomarbeit an der FU Berlin.
- Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie. 3. Auflage, Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, S. 512.
- Naumann, E. (1931): Limnologische Terminologie. Verlag Urban und Schwarzenberg, Berlin, Wien. In: Abderhalden, E. (Hrsg.): Handbuch der Biologischen Arbeitsmethoden, Abt. IX, Teil 8.
- Nilsson, A. (1996, 1997): Aquatic insects of north europe. A Taxonomic Handbook, Apollo Books Stenstrup., 1996: Vol. 1. 1997: Vol. 2.
- Odum, E.P. (1980): Grundlagen der Ökologie. Band 1, G. Thieme Verlag Stuttgart.
- Perkow, W. (1988): Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. 2. Auflage, Paul Parey Verlag Berlin.
- Perkow, W., Ploss, H. (1994): Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. 3. Auflage (einschl. 4. Ergänzungslieferung zur 2. Auflage=1. Ergänzungslieferung zur 3. Auflage). Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.

- Pestemer, W., Pucelik-Günther, P. (1997): Standardized bioassay for the determination of Ed_{10} -(Noel) and Ed_{50} -Values for herbicides and selected following crops in soil. Ber. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch., 29, S. 26.
- Pfisterer P. (1992): Artenspektrum des Algenaufwuchses in 2 Tiroler Bergbächen. Teil 2: Diatomophyceae. Algological Studies, 66, 35–73.
- Pipp, E., Rott, E. (1993): Bestimmung der ökologischen Wertigkeit von Fließgewässern in Österreich nach dem Algenaufwuchs. Blaue Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 2, S. 147.
- Reichardt, E. (1984): Bibliotheca diatomologica. Band 6: Die Diatomeen der Altmühl. Verlag J. Cramer, Vaduz, S. 169.
- Reichardt, E. (1997): Taxonomische Revision des Artenkomplexes um *Gomphonema pumilum* (Bacillariophyceae). Nova Hedwigia, 65 (1–4), 99–129.
- Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P., Pipp, E. (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobielle Indikation. Hrsg.: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien.
- Rouzić Le, B., Bertru, G., Brient, L. (1995): HPLC analysis of chlorophyll a breakdown products to interpret microalgae dynamics in a shallow bay. Hydrobiologia, 302, 71–80.
- Schellenberg, T., Zah, R. (1994): Der Einfluss von Austrocknung und Niedrigwasser auf benthische Organismen, Habitatsbedingungen und Prozesse in Fließgewässern. Literaturreview, EAWAG, Dübendorf (Schweiz), Unveröffentlicht.
- Schulz, R. (1994): Freilandeffekte von Insektizid kontaminierten Oberflächen – Run off auf aquatische Makroinvertebraten. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Hamburg.
- Schulz, R. (1997): Aquatische Ökotoxikologie von Insektiziden – Auswirkungen diffuser Insektizideinträge aus der Landwirtschaft auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Schwoerbel, J. (1993, 1999): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag Stuttgart. 1993: 7. Auflage, S. 387. 1999: 8. Auflage, S. 465.
- Sedlak, E. (1985): Bestimmungsschlüssel für mitteleuropäische Köcherfliegenlarven (Insecta, Trichoptera). Bundesanstalt für Wassergüte des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Sims, R.W., Gerard, B.M. (1985): Earthworms, keys and notes for the identification and study of the species. Ed.: Kermack, D.M., Barnes, R.S.K., No. 31, E. J. Brill/Dr. W. Backhuys, London, Leiden, Köln, Kobenhavn, S. 169.
- Sladeckova, A. (1962): Limnological investigation methods for the periphyton community. Bot. Rev., 28, 286–350.
- Streble, H., Krauter, D. (1988): Das Leben im Wassertropfen. Mikroflora und Mikrofauna des Süßwassers. Kosmo-Gesellschaft der Naturfreunde, Franck'sche Verlagshandlung, Stuttgart, S. 399.
- Stresemann, E. (1992): Exkursionsfauna von Deutschland. Band 1–3, Gustav Fischer Verlag.
- Stresemann, E. (1994): Exkursionsfauna von Deutschland. Band 2/1, Wirbellose: Insekten, 1. Teil, S. 504. Band 2/2, Wirbellose: Insekten, 2. Teil, S. 424. Gustav Fischer Verlag Jena und Stuttgart.
- Stumm, W., Morgan, J.J. (1996): Aquatic chemistry – chemical equilibria and rates in natural waters. 3rd Ed. J. Wiley and Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.
- Traunspurger, W., Schäfer, H., Remde, A. (1996): Comparative investigation on the effect of a herbicide on aquatic organisms in single species tests and aquatic microcosms. Chemosphere, 33 (6), 1129–1141.
- Wallace, I.D., Wallace, B., Philipson, G.N. (1990): A key to case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland. Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. No. 51, S. 237.
- Waringer, J., Graf, W. (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. Facultas Universitätsverlag, S. 286.
- Wilhelm, C., Manns, L. (1991): Changes in pigmentation of phytoplankton species during growth and stationary phase – consequences for reliability of pigment-based methods of biomass determination. J. Applied Phycology, 3, 305–310.
- Wilhelm, C., Volkmar, P., Lohmann, C., Becker, A., Meyer, M. (1995): The HPLC-aided pigmentanalysis of phytoplankton cells as a powerful tool in water quality control. J. Water Srt-Aqua, 44 (3), 132–141.
- Woitke, P., Martin, C.-D., Nicklisch, S., Kohl, J.-G. (1994): HPLC determination of lipophilic photosynthetic pigments in algal cultures and lake water samples using a Non-Endcapped C18-Rp-Column. Fresenius J. Anal. Chem., 348, 762–768.
- Wright, S.W., Jeffrey, S.W., Mantoura, R.F.C., Llewellyn, C.A., Bjoernland, T., Repeta, D., Welschmeyer, N. (1991): Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. Mar. Ecol. Prog. Ser., 77, 183–196.
- Zelinka, M., Marvan, P. (1961): Zur Präzisierung der Reinheit Fließender Gewässer. Arch. Hydrobiol., 57, 389–407.

Phytopathologische Untersuchungen

Rodemann, B., Bartels, G., Reschke, M.

Einleitung und Zielsetzung

Auf der Basis der eingeführten Maßnahmen und Verfahren zur Vermeidung des Austrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer wie konservierende Bodenbearbeitung durch weitgehenden Pflugverzicht, 3m breiter bewachsener Randstreifen entlang des Gewässers, Einsatz von Reihenkulturen in abgestorbene Zwischenfrucht, Stotterfahrgassenschaltung, Schlepper mit Breitreifen sowie die Pflanzenschutzspritzen ausgerüstet mit Luftunterstützung und Anti-Driftdüsen wurden phytopathologische Begleituntersuchungen durchgeführt.

Diese Untersuchungen wurden vornehmlich am Standort Lamspringe (konservierende Bodenbearbeitung) und an den benachbarten Vergleichsstandorten Upstedt/Bönnien (konventionelle Bodenbearbeitung mit Pflug) vorgenommen. Die Standortbedingungen in Upstedt/Bönnien waren aufgrund ihrer räumlichen Nähe von Witterung und Bodengüte vergleichbar mit Lamspringe.

In die Untersuchungen wurden Fragen zum Auftreten von pilzlichen Schaderregern sowie Unkräutern und Ungräsern einbezogen.

Ausgangssituation:

Durch die Einführung oben genannter Verfahren zur Vermeidung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer im Herbst 1995 wurde im folgenden Frühjahr ein erhöhtes Auftreten von Ackerfuchsschwanz, Windhalm, Quecke und in Randbereichen sogar Trespel beobachtet. Bei den pilzlichen Schaderregern wurde an entnommenen Pflanzenproben ein erhöhter Halmbasisbefall mit *Pseudocercospora herpotrichoides* (Befallswert >30) ermittelt. Im Laufe der Vegetation zeichnete sich im Blattbereich eine stärkere Schädigung durch den Erreger *Drechslera tritici-repentis* ab, der auf dem an der Bodenoberfläche liegendem Stroh überdauert und Sporen bildet. Um Lösungsansätze für die Bekämpfung zu erarbeiten, wurden hierzu ab 1997 Exaktversuche angelegt.

Material und Methoden

Für die phytopathologischen Untersuchungen insbesondere für die durch pilzliche Schaderreger hervorgerufene Krankheiten wurden randomisierte Versuchsanlagen mit 4facher Wiederholung am Versuchsstandort Lamspringe angelegt. Das Auftreten der Schadorganismen wie *Pseudocercospora herpotrichoides*, *Drechslera tritici-repentis*, *Septoria tritici* und *Fusariosen* wie auch die Beurteilung der Wirkung von Fungiziden erfolgte durch Bonituren. Zusätzlich wurden Ertrag und Qualitätsparameter erfasst und insgesamt monetär bewertet.

Hinsichtlich der Bekämpfung von Ungräsern wurden von der LWK Hannover in benachbarten Orten Untersuchungen angestellt und in entsprechender Form ausgewertet.

Ergebnisse und Diskussion

Ungrasbekämpfung

Zur Bekämpfung von Ungräsern liegen begleitende Untersuchungen der LWK Hannover vor. Vorgenommene Besatzdichtenzählungen ergaben 1997/98 bei Windhalm über 200 Pfl./m². Die bis Mitte Oktober durchgeführten Applikationen verschiedener Kombinationen aus IPU plus Diflufenikan, IPU plus Pendimethalin, Diflufenikan plus Flurtamone, Diflufenikan plus Flufenacetat zeigten selbst bei verringerter Aufwandmenge Wirkungsgrade von 95-98%. Frühjahrsbehandlungen mit IPU, die aufgrund gesetzlicher Vorgaben des Jahres 1998 erst nach dem 15. März erfolgen konnten, ergaben Wirkungsgrade um 90%. Alternativen mit sulfonylhaltigen Mitteln führten zu schwankenden Wirkungsgraden zwischen 90% und 97% (LWK, Hannover 1998). Die höchste Wirtschaftlichkeit konnte für dieses Versuchsjahr für eine Herbstanwendung mit der Kombination Diflufenikan plus Flurtamone erzielt werden. Im Folgejahr bei vergleichbaren Ungrasbesatzdichten von >200 Pfl./m² wurde eine noch höhere Wirtschaftlichkeit durch die Herbstanwendung der Kombination Diflufenikan plus Flufenacetat erzielt. Durch in Zulassungsprüfung

befindliche neue sulfonylhaltige Wirkstoffe, die nur über das Blatt wirken, wird in Zukunft eine wirksame Bekämpfung von Windhalm auch bei einer Frühjahrsanwendung möglich sein.

Die Untersuchungen der Jahre 1997-99 auf Standorten mit pflugloser Bodenbearbeitung zeigten deutlich höhere Besatzdichten als nach dem Pflügen. Durch frühzeitige Applikationen im Herbst konnten hier die höchsten Wirkungsgrade erreicht werden. Durch neuere Wirkstoffe, die hauptsächlich über das Blatt wirksam sind, können gleich gute Bekämpfungserfolge erzielt werden.

Vergleichende Ergebnisse von PALLUTT (1997) und SCHWERDTLE (1977) bestätigten nach Pflugverzicht einen Anstieg bei den monokotylen (besonders Windhalm >270 Pfl./m²) und dikotylen Pflanzen. Zurückzuführen ist dies auf eine veränderte Verteilung der Samen im Bodenhorizont (KNAB & HURLE, 1986) und eine Veränderung der Keimbedingungen in dieser Bodenschicht (LANG, 1993). Die Verteilung der Rhizome der Quecke durch den Grubber führt zu einer Erhöhung des flächigen Besatzes. Dagegen bedingen die ausgeglicheneren Feuchte- und Temperaturbedingungen eine stärkere Keimung und Auflaufen der Pflanzen, welches nach den Ergebnissen von LANG (1993) sogar zu einem 5fach höheren Windhalmbesatz führte. Neben dem Verfahren der Bodenbearbeitung zeigten BRÄUTIGAM & LEBER (1991); BALGHEIM (1998); LANG (1993) und KEES (1986) den starken Einfluss der Fruchtfolge und des Ungrasbesatzes der Vorfrucht auf. Beide Parameter können nicht nur bei Windhalm, sondern auch bei Treppe und Quecke zu einer sehr zügigen Ausbreitung führen. Damit ist nach Aussage von BRÄUTIGAM & LEBER (1991) langfristig mit einem Mehraufwand für Herbizide zu rechnen. Untersuchungen von PALLUTT (1999) zeigen bei einer Erhöhung des Getreideanteils in der Fruchtfolge von 50% auf 67% einen Anstieg des Herbizidbedarfs um 80%. Erfolgt parallel der Einsatz nicht wendender Bodenbearbeitung, so kann das noch verstärkt werden. Die am Versuchsstandort durchgeführten Erhebungen führen unter einem veränderten Angebot wirksamer Mittel zu einem Anstieg der Herbizidkosten um 30-40 DM/ha, um die höchste Wirtschaftlichkeit zu erzielen. Dagegen bezifferte RAUPERT (1993) den Mehraufwand bei pflugloser Bodenbearbeitung auf 50-60 DM/ha für selektive Herbizide. Da jedoch eine Änderung der Unkrautflora in Zusammenhang mit dem Pflugverzicht über 2-3 Jahre erfolgt (KEES, 1986), wird möglicherweise dieser Mehraufwand nicht sofort entstehen bzw. in Abhängigkeit vom Standort sich auf einem geringeren Niveau bewegen.

Bekämpfung pilzlicher Schaderreger

Wie oben bereits erwähnt, führte der Pflugverzicht am Standort Lamspringe im Laufe der Jahre zu einer Zunahme des Befallsdrucks mit dem Schadpilz *Drechslera tritici repentis*. Dieses begründet sich durch die Biologie des Pilzes. Auf den zum Erosionsschutz an der Bodenoberfläche liegenden Stroh- und Stoppelresten findet bereits im Herbst eine Pseudothecienbildung mit Asci statt, in denen Ascosporen heranreifen, die nach dem Freisetzen bereits Ende Februar / Anfang März zu ersten Primärinfektionen führen können. Auf diesen nekrotischen Blattflecken sowie auf dem Ascigewebe auf dem Stroh werden ab April/Mai bei Temperaturen um die 20 °C und wechselnder Feuchte Konidien gebildet. Durch diese Sporenformen erfolgen die Sekundärinfektionen verbunden mit einer exponentiellen Ausbreitung des Erregers. Durch die kurze Latenz- und Inkubationszeit kann es zu einer sehr schnellen vertikalen Ausbreitung von *Drechslera tritici-repentis* auf die oberen Blätter kommen. Die Folge ist ein hoher Verlust an Assimilationsfläche, der zu entsprechenden Ertragsverlusten aufgrund der kümmerkornbildung (niedriges Tausendkorngewicht) führen kann (Abb. 1).

Die Ergebnisse aus den Jahren 1997 und 1998 mit der anfälligen Sorte Ritmo zeigten deutliche Befallsunterschiede. In beiden Versuchsjahren konnte in „unbehandelt“ ein bis zu 15% höherer Blattbefall auf den oberen beiden Blättern bei pflugloser Bodenbearbeitung festgestellt werden. Aufgrund des milden Winters 1997/98 wurde die Pilzentwicklung gefördert und somit war im Frühjahr aufgrund des stärkeren Inokulum-Potentials der Befallsdruck wesentlich höher. Die früher beginnende Bildung von Konidien führte dazu, dass ein Befall von über 23% bei „pfluglos“ bereits in BBCH 75 zu ermitteln war.

Durch die Faktoren Jahreswitterung, Fruchtfolge (Rüben - Weizen - Weizen) und besonders durch den Pflugverzicht wird das mit dem Pilz behaftete Stroh nicht vorbeugend beseitigt, so dass ein Anstieg der Inokulum-Menge erfolgt. Das führt bei entsprechenden Bedingungen wesentlich schneller zur epidemieartigen Ausbreitung des Erregers.



Abb. 1 Überdauerung von *Drechslera tritici-repentis* auf Strohrefen und spezifische Befallssymptome mit starker Schädigung der Assimilationsfläche der Weizenblätter

Die Befallsverläufe beider Jahre zeigen aber auch, dass mit Ende des Ährenschiebens/Beginn der Blüte (BBCH 59/61) eine deutliche Befallszunahme auftrat. Dieses begründet sich in den höheren Temperaturansprüchen (>20 °C) von *Drechslera tritici-repentis* für die massenhafte Bildung von Konidien (Abb.2).

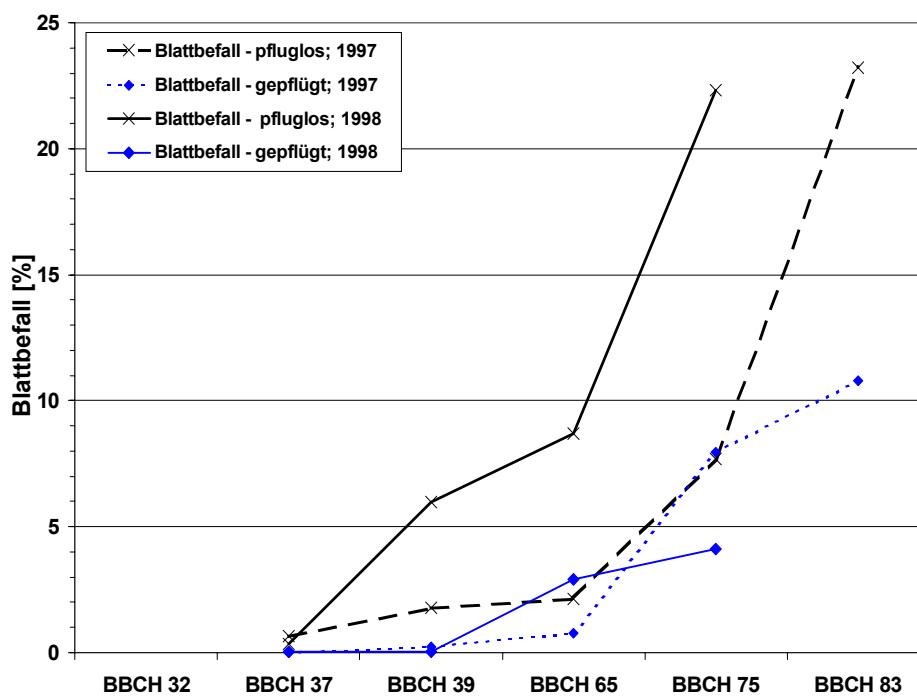


Abb. 2 Befallsverlauf von *Drechslera tritici-repentis* in den Jahren 1997 und 1998 nach Pflugeinsatz (Upstedt/Bönnien) bzw. nach konservierender Bodenbearbeitung mit Grubber (Lamspringe)

Die Ergebnisse in der folgenden Abbildung 3 zeigen, dass sich der DTR-Befall auf den Blättern F bis F-1 zum Boniturtermin BBCH 75 im Jahr 1998, also dem zweiten Jahr der pfluglosen Bodenbearbeitung, in der unbehandelten Kontrolle von 7% auf 22% verdreifacht hat. Das mittlere Befallsniveau der Varianten liegt ca. 5 mal so hoch wie im Vorjahr.

Bei geringem Befallsdruck des Jahres 1997 war mit einer Doppelbehandlung in BBCH 31/32 und BBCH 49/51 mit Amistar plus azolhaltigen Partnern der Erreger wirksam zu bekämpfen. Trotz des geringen Befallsniveaus konnte der Blattbefall bei der Bonitur in BBCH 75 um 75-80% gegenüber "unbehandelt" vermindert werden. Dagegen führte die gleiche Mittelkombination unter den Befallsbedingungen des Jahres '98 nur zu einer Reduktion um 3% von 22,3% auf 21,7% befallener Blattfläche. Hier bewirkte eine dem Entwicklungszyklus des Erregers angepaßte Spritzfolge mit Anwendungsterminen in BBCH 37/39 und BBCH 55/59 die höchste Befallsminderung von 68%. Dabei ist neben dem Behandlungstermin auch die Wirksamkeit des strobilurinhalten Prüfmittels für den guten Bekämpfungserfolg verantwortlich. Darüber hinaus zeigte sich auch, dass die Dreifachbehandlung in BBCH 31/32, BBCH 37/39 und BBCH 55/59 mit Amistar eine vergleichbare Wirkung aufwies.

Bei der Auswertung der Wirtschaftlichkeit wurde beim kostenbereinigten Ertrag das Standortversuchsmittel (dt/ha) als Vergleichsbasis zugrunde gelegt (Abb.4). Unter den Befallsbedingungen des Jahres 1997 führte der Pflugverzicht in "unbehandelt" zu einem Minderertrag von 13 dt/ha, während dieser sich unter dem starken Befallsdruck des Folgejahres auf 18 dt/ha erhöhte.

Im Versuchsjahr 1997 wurde bei einem geringen Befallsdruck durch eine Doppelbehandlung in BBCH 31/32 und 51/55 mit Amistar plus verschiedene Partner (Opus Top oder Sportak Alpha) der höchste kostenbereinigte Mehrertrag von bis zu 8 dt/ha erzielt. Allerdings führte 1998 eine Zweifachbehandlung zu diesen Entwicklungsstadien nicht zur höchsten Wirtschaftlichkeit. Eine Doppelbehandlung in BBCH 37/39 und BBCH 61 mit einem neuen wirksamen strobilurinhalten Prüfmittel erbrachte einen kostenbereinigten Mehrertrag von 12 dt/ha. Gering schlechter erwies sich die Dreifachbehandlung in BBCH 31/32, BBCH 37/39 und BBCH 61 mit Amistar. Am Beispiel beider Spritzfolgen wird deutlich, dass bei starkem Befallsdruck eine Applikation zum Ende des Ährenschiebens/Anfang Blüte mit potenten Mitteln die wirksamste Ertragssicherung durch Schutz der oberen Blättern bis über den Zeitpunkt der Korneinlagerung hinaus gewährleistet.

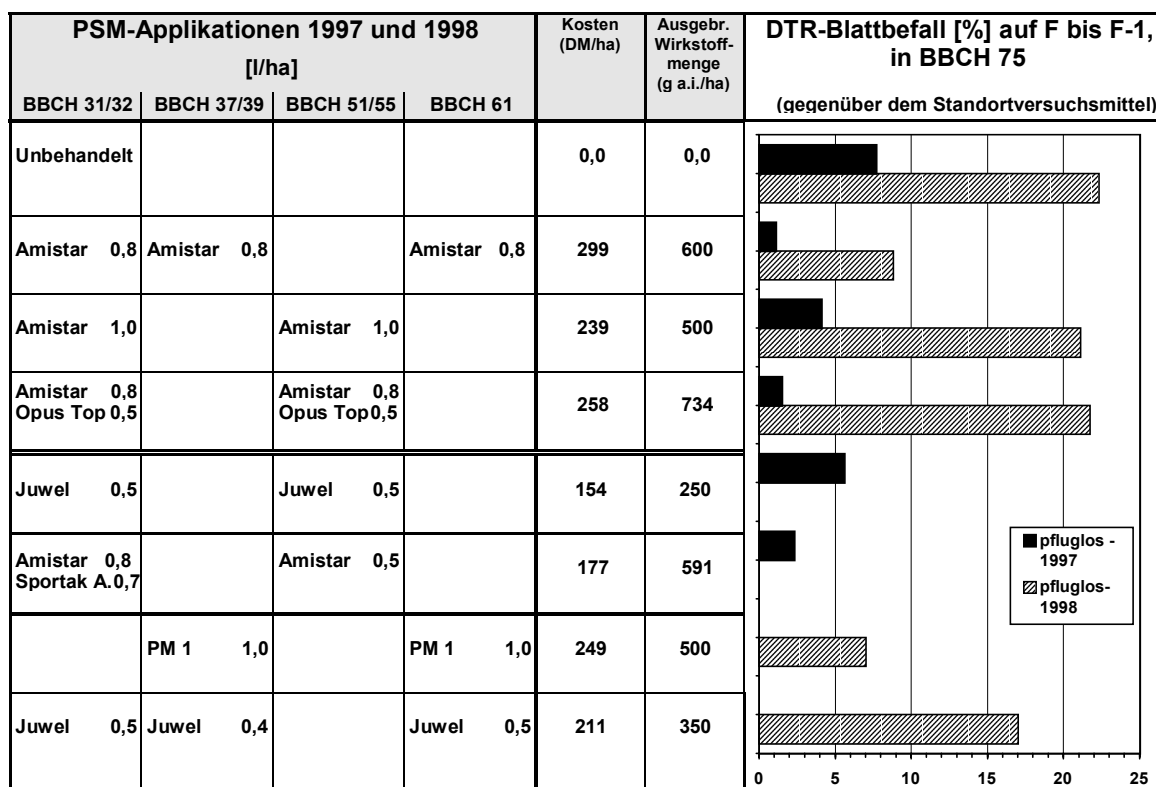


Abb. 3: Einfluss verschiedener Spritzfolgen mit unterschiedlichen Fungiziden auf den *Drechslera tritici repentis*-Blattbefall nach pflugloser Bodenbearbeitung am Standort Lamspringe in den Jahren 1997 und 1998

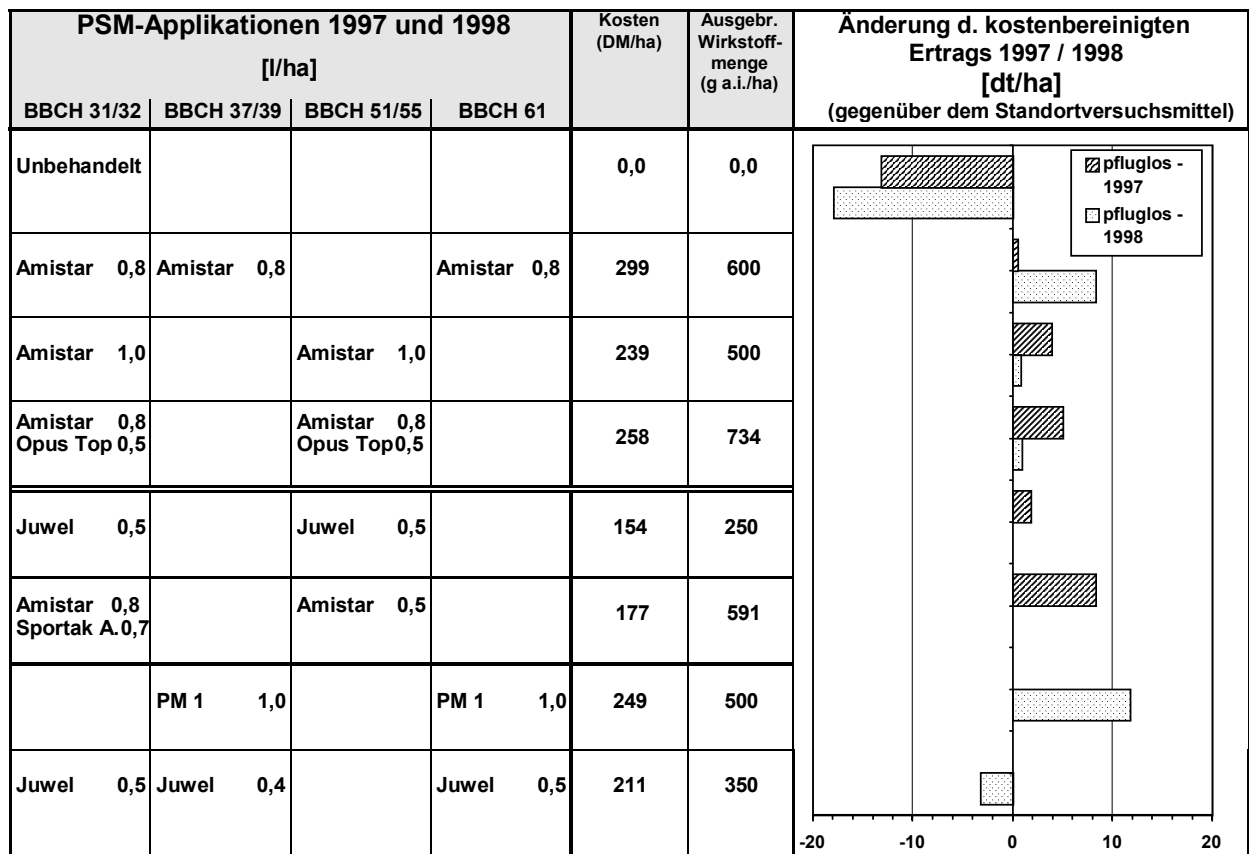


Abb. 4 Einfluss verschiedener Spritzfolgen mit unterschiedlichen Fungiziden auf die Änderung des kostenbereinigten Ertrags [dt/ha] nach pflugloser Bodenbearbeitung am Standort Lamspringe

Zum Vergleich von Pflugverzicht zu konventioneller Bodenbearbeitung mit Pflug wurde der kostenbereinigte Ertrag auf der Basis des Standortversuchsmittels der Jahre 1997 und 1998 in Abbildung 5 gegenübergestellt. So kam es bei Pflugverzicht in „unbehandelt“ zu 16dt/ha Ertragsminderung, während nach einem Pflugeinsatz nur 8 dt/ha Minderertrag ermittelt wurden. Dabei muss zusätzlich berücksichtigt werden, dass das Ertragsniveau ohne Pflug ca. 40 dt/ha niedriger lag. Ein gewisser Einfluss des Standortes ist dabei 1998 nicht auszuschließen, obwohl 1997 dahingehend keine Unterschiede bestanden.

Bei den in 2 Jahren getesteten Spritzfolgen führte die Dreifachbehandlung in BBCH 31/32, BBCH 37/39 und BBCH 61 zum höchsten Mehrertrag. Dagegen konnte unter geringerem Befallsdruck nach einer Pflugfurche die zweimalige Anwendung in BBCH 31/32 und BBCH 51/55 mit Amistar die höchste Wirtschaftlichkeit erzielen. In den Varianten, die nur einjährig geprüft wurden, konnte sowohl 1997 wie auch 1998 eine wirksamere Ertragssicherung nach Pflugverzicht erzielt werden. Neben dem bereits o. g. Einfluss der Applikationstermine ist am Beispiel der Spritzfolge mit Juwel zu erkennen, dass zusätzlich die Wirtschaftlichkeit sehr stark von der Wirksamkeit des Fungizids abhängen. Anhand der aufgelisteten Wirkstoffmenge, die je ha ausgebracht wurde, ist zu erkennen, dass unter hohem Befallsdruck nicht unbedingt mehr Aktivsubstanz ausgebracht werden muss, um Mindererträge zu vermeiden. Eine zusätzliche Belastung der Natur bzw. eine Gefährdung von Oberflächengewässer durch mögliche PSM-Einträge ist an sich nicht gegeben.

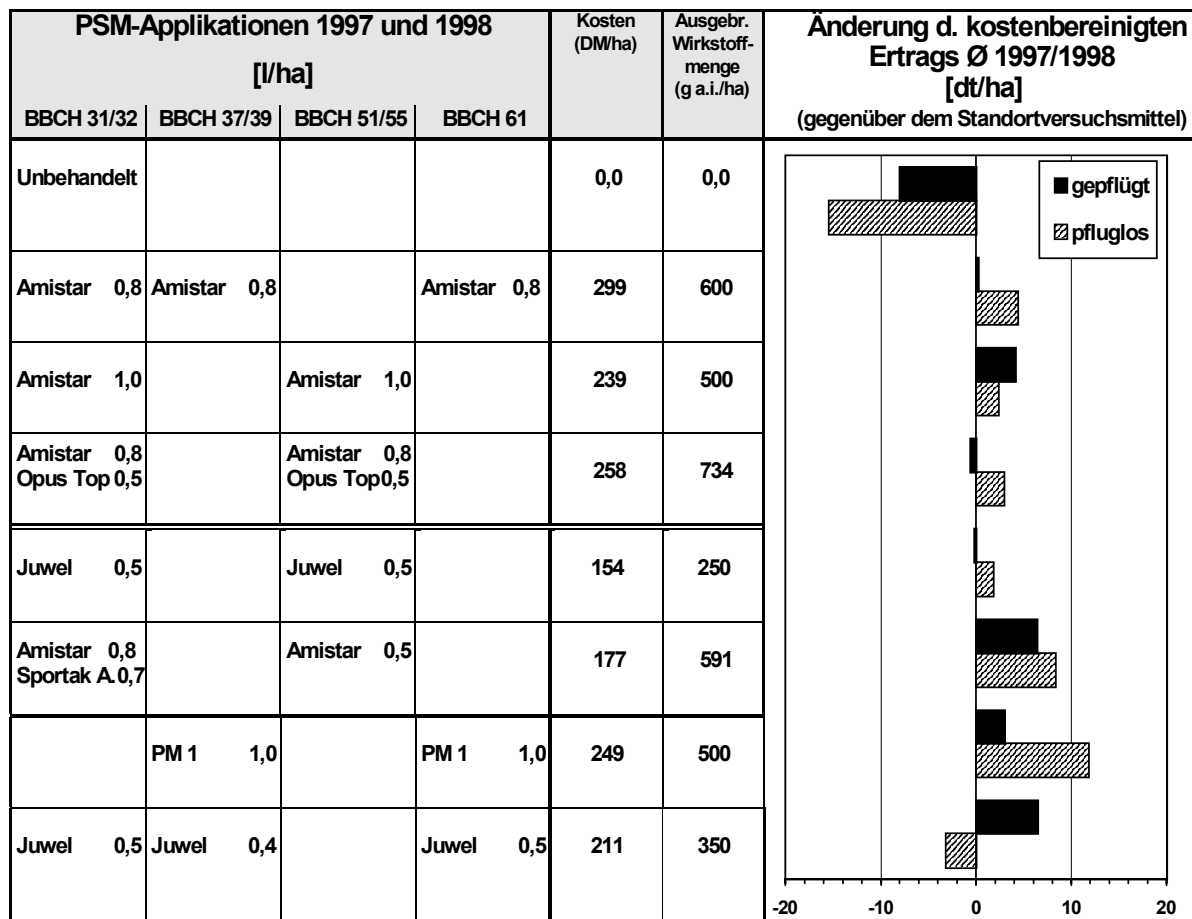


Abb. 5 Vergleich des Einflusses unterschiedlicher Spritzfolgen auf den kostenbereinigten Ertrag [dt/ha] bei Bodenbearbeitungsverfahren mit und ohne Pflug auf der Grundlage zweijähriger Ergebnisse (Lamspringe / Bönningen, 1997/1998)

Die Untersuchungen des Jahres 1998 machen beispielhaft deutlich, dass bei reduzierter, pflugloser Bodenbearbeitung, wo aus Erosionsschutzgründen große Mengen an organischer Substanz an der Bodenoberfläche verbleiben, diese Flächen sorgfältig und gezielt kontrolliert werden müssen. Dazu ist die Entwicklung des Erregers auf den Strohstoppeln wie auch die Primärinfektion auf unteren Blättern (F-6 und F-5) zu überprüfen. Parallel sind Witterungsdaten wie Temperatur und Niederschläge genau zu erfassen, um eine notwendige Pflanzenschutzmaßnahme zum optimalen Termin durchführen zu können. Im weiteren muß berücksichtigt werden, dass eine massive Konidienproduktion durch den Erreger erst bei Temperaturen um 20 °C (>18 °C) und ausreichender Luftfeuchte (>80% rLF) erfolgt. Basierend auf den zweijährigen Untersuchungen erfolgte die exponentielle Sporenproduktion erst nach Beginn des Ährenschiebens (BBCH 51) und führte durch die späten Infektionen zu einem großen Verlust an Assimilationsfläche während der Kornfüllungsphase. Diese Schädigung spiegelte sich in Ertragsverlusten und deutlich reduzierter Tausendkornmasse wider. Um dieses Risiko auf ein Minimum zu halten, muß bei pflugloser Bodenbearbeitung mit höheren Kosten für Fungizid-Maßnahmen von 50-60 DM/ha gerechnet werden.

Schlussfolgerung

In Bezug auf die Ungrassituation führte die aus Erosionsschutzgründen eingeführte Mulchsaat zu einem Anstieg der Vergrasung mit Windhalm, Ackerfuchsschwanz und der sich über Rhizome verbreitende Quecke. Dies bedeutet einen Anstieg der Herbizidkosten von 30-40 DM /ha, welches hauptsächlich auf das veränderte Angebot zu Verfügung stehender Wirkstoffe zurückzuführen ist.

Aus Sicht der Wirksamkeit wurden die höchsten Bekämpfungserfolge durch Herbstapplikationen erzielt. Durch neue in der Zulassung befindliche, meist sehr blattaktive Wirkstoffe, die mit geringen

Wirkstoffmengen formuliert werden, wird es in Zukunft auch möglich sein, Ungräser und besonders Windhalm im Frühjahr effektiv zu bekämpfen. Der kostenmäßige Mehraufwand und die Wirtschaftlichkeit ist dahingehend weiter zu prüfen.

Die Ergebnisse der beiden Versuchsjahre zeigten, dass für die Bekämpfung pilzlicher Schaderreger ein höherer Pflanzenschutzaufwand notwendig ist. Vorrangig führte die Mulchsaat zu einem verstärkten Auftreten von *Drechslera tritici-repentis* und auch zum Teil von Fusariosen mit nachfolgend größeren Ertragsverlusten. Um dieses Risiko auf ein Minimum zu halten, kann unter Befallsbedingungen im Vergleich zum Pflugeinsatz der durchschnittliche monetäre Mehraufwand für Fungizide ca. 65,- DM/ha (50-80 DM/ha) betragen.

Allerdings bedeutet der Mehraufwand für Fungizide nicht unbedingt eine Zunahme der ausgebrachten Wirkstoffmenge. Eine zusätzliche Gefährdung des Oberflächengewässers ist somit nicht gegeben.

Unter Berücksichtigung des Gewässerschutzes durch Vermeidung der Abtrift und der Abschwemmung in erosionsgefährdeten Gebieten ist eine gezielte Bekämpfung von *Drechslera tritici-repentis* vorzunehmen. Das beinhaltet die Berücksichtigung des Ausgangsinokulums und des damit zu erwartenden Befallsdrucks, die angebaute Sorte, den Einfluss der Witterung, und der die Wirksamkeit und Dauerwirkung zur Verfügung stehender Fungizide. Aus den Kenntnissen abgeleitet, läßt sich für die Bekämpfung von *Drechslera tritici-repentis* derzeit folgende Vorgehensweise ableiten:

Ziel einer Erstbehandlung (ab BBCH 32) muss die Unterbindung der Konidienbildung und des Übergreifens des Erregers auf obere Blattetagen sein.

Durch weitere PSM-Maßnahmen muss ein Schutz der oberen Blattetagen bis über das Stadium der Kornfüllungsphase hinaus gewährleistet werden (BBCH 77-83), um mögliche Ertragsverluste zu verhindern.

Um aber eine optimale Terminierung von Pflanzenschutzmaßnahmen mit einem größtmöglichen Bekämpfungserfolg zu erreichen, sind allerdings noch weitere Forschungsarbeiten im Bereich von Prognose- und frühzeitige Diagnoseverfahren (mittels Biotechnologie) und der Wettererfassung und Auswertung notwendig.

Literatur

- Arnold-Reimer, K. (1994): Einfluss konservierender Bodenbearbeitung auf Pflanzenkrankheiten und Unkräuter im Getreide und Konsequenzen für einen gezielten Pflanzenschutz. Diss. Univ. Göttingen.
- Balgheim, R. (1998): Trespen - Ein zunehmendes Problem im hessischen Wintergetreideanbau. Z. Pflkrankh. Pflschutz, Sonderh., XVI, 475-483.
- Bräutigam, V., Leber, B. (1991): Ohne Pflug grössere Pflanzenschutz-Probleme? Pflanzenschutz-Praxis, 3, 34-36.
- Hoffmann, G., Verreet, J. (1988): Konzeption und Methode für eine zukunftsorientierte, gezielte Bekämpfung von Blatt- und Ährenkrankheiten an Getreide. Gesunde Pflanzen, 40 (11) 438-446.
- Kees, H. (1986): Einfluss zehnjähriger Unkrautbekämpfung mit vier unterschiedlichen Intensitätsstufen unter Berücksichtigung der wirtschaftlichen Schadensschwelle auf Unkrautflora und Unkrautsamenvorrat im Boden. Proc. EWRS Symposium, Economic Weed Control, 399-406.
- Knab, W., Hurlé, K. (1986): Einfluss der Grund-Bodenbearbeitung auf die Verunkrautung - Erstbeitrag zur Prognose der Verunkrautung. Proc. EWRS Symposium, Economic Weed Control, 309-316.
- Knab, W. (1988): Auswirkung wendender und nichtwendender Grund-Bodenbearbeitung auf die Verunkrautung in Abhängigkeit von Fruchtfolge und Unkrautbekämpfung. Diss. Univ. Hohenheim.
- Landwirtschaftskammer Hannover, Pflanzenschutzamt (1998): Versuchsbericht. Landbuch Verlag GmbH.
- Landwirtschaftskammer Hannover, Pflanzenschutzamt (1999): Versuchsbericht. Landbuch Verlag GmbH.
- Lang, H. (1993): Im Pflanzenschutz zwischen Pflug und Grubber abwägen. Hessenbauer, 34, 21-24.
- Pallutt, B. (1997): Getreideanbau ohne Pflug: Wirkung auf Verunkrautung und Ertrag. Der Pflanzenarzt, 1-2, 3-6.
- Pallutt, B. (1999): Einfluss von Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Herbizidanwendung auf Populationsdynamik und Konkurrenz von Unkräutern in Wintergetreide. Gesunde Pflanzen, 51 (4), 109-120.
- Raupert, W. (1993): Kostenvorteile durch Pflugverzicht. Land- und Forstwirtschaftliche Zeitung, 50 (18), 8-9.
- Schwerdtle, F. (1977): Der Einfluss des Direktsaatverfahrens auf die Verunkrautung. Z. Pflkrankh. Pflschutz, Sonderh., VIII, 155-163.
- Wolf, P., Hoffmann, G. (1993): Zur Biologie von *Drechslera Tritici repentis* (Died) Shoem. (Telemorph *Pyrenophora Tritici repentis* (Died.) Drechsler) dem Erreger einer Blattfleckenkrankheit an Weizen. Z. Pflanzenkrankh. Pflschutz, 100 (1), 33-48.
- Wolf, P., Hoffmann, G. (1994): Epidemiologische Entwicklung von *Drechslera Tritici repentis* in Weizenbeständen. Z. Pflanzenkrankh. Pflschutz, 101 (1), 22-37.

Rückhaltevermögen von Pufferstreifen für pflanzenschutzmittelbelasteten Oberflächenabfluss

Spatz, R., Hurler, K.

Einleitung

Bei starken Niederschlägen kann es in Hanglagen zu Oberflächenabfluss kommen, wenn die Niederschlagsintensität die Infiltrationskapazität des Bodens übersteigt. Durch Oberflächenabfluss ("Run off") können Pflanzenschutzmittelwirkstoffe aus landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgewaschen werden und angrenzende Umwelt-Kompartimente kontaminieren. Ziel der Untersuchung war es, die Wirkung von am Feldrand gelegenen Pufferstreifen auf pflanzenschutzmittelbelasteten Run off zu untersuchen. Dazu wurden Versuche mit natürlichem Niederschlag und einem Regensimulator durchgeführt.

Für die Versuche unter natürlichen Niederschlagsbedingungen wurden an einem Hang mit ca. 10% Gefälle zwei je 1 ha große Schläge mit Mais und Sommergerste angelegt und in diesen praxisübliche Pflanzenschutzmaßnahmen durchgeführt (Terbutylazin und Pendimethalin in Mais, Isoproturon in Gerste). Unterhalb der Schläge wurden verschiedene Pufferstreifen etabliert (je zwei Grasvarianten mit unterschiedlicher Nutzung, eine Brachevariante, eine Variante mit der jeweiligen Kultur ohne Pflanzenschutzmittelanwendung). Der Oberflächenabfluss wurde nach unterschiedlichen Laufstrecken durch die Streifen aufgefangen und getrennt nach Wasser- und Bodenanteil auf Wirkstoffrückstände analysiert. Als Sammelvorrichtungen dienten in den Streifen eingelassene Edelstahlwannen mit einem Fassungsvermögen von etwa 100 l. Im zweiten Versuchsjahr wurden für die einzelnen Wannen mittels Stahlblechstreifen definierte Einzugsgebiete abgetrennt, während im ersten Versuch auf solche klar umrissenen Einzugsgebiete verzichtet wurde.

Für die Regensimulationsversuche wurden neben den genannten Wirkstoffen noch Pirimicarb, Mecoprop und Fenpropimorph in handelsüblichen Formulierungen als Tankmischung auf brachen Boden appliziert und dieser nach 24 h und erneut nach einer Woche mit Intensitäten von ca. 50 mm/h⁻¹ beregnet. Dieses Szenario stellte einen "worst case" für den Austrag von Pflanzenschutzmitteln durch Oberflächenabfluss dar. Der entstehende Run off wurde in Graspufferstreifen unterschiedlicher Länge (1-15 m) und Bodenfeuchte eingeleitet. Die Pufferstreifen wurden dabei in der Regel nicht beregnet.

An dieser Stelle werden die wichtigsten Versuchsergebnisse und die daraus abzuleitenden Empfehlungen zusammengefasst. Für detaillierte Angaben wird auf die umfassende Darstellung der Untersuchung verwiesen.

Ergebnisse der Regensimulationsversuche

Einfluss der Pufferstreifen auf den Abfluss

Je nach Bodenfeuchte und Länge der Pufferstreifen versickerten zwischen 4% und 99% des Oberflächenabflusses aus den beregneten, unbewachsenen Parzellen in den Pufferstreifen. Die Streifen verzögerten dabei den Abflussbeginn und verringerten die Oberflächenabflussraten. In trockenen Streifen versickerte erwartungsgemäß wesentlich mehr Oberflächenabfluss als in vorbefeuchteten.

Selbst Versuche, die unter vergleichbaren Bedingungen durchgeführt wurden, unterschieden sich hinsichtlich des Abflussgeschehens. Dies wird hauptsächlich auf die ungleichmäßige Verteilung von Makroporen sowie Maus- und Maulwurfsgängen zurückgeführt. Diesen Strukturen kommt damit eine zentrale Bedeutung bei der Interpretation des Abflussgeschehens und auch bei der Bewertung der Wirksamkeit von Pufferstreifen zu.

Zu den weiteren Faktoren, die das Abflussgeschehen auf den beregneten Referenzparzellen beeinflussten, zählen Niederschlagsintensität, Oberflächenrauigkeit und Bodenfeuchte. Vor allem bei der Folgeberegnung nach einer Woche zeigte sich, dass auf glatteren, verkrusteten Bodenoberflächen der Abfluss früher einsetzte und teilweise auch höhere Abflussraten erreicht wurden. Eine höhere Bodenfeuchte zu Beregnungsbeginn führte erwartungsgemäß zu einem früheren Abfluss. Die Auswirkungen der Niederschlagsintensität waren nicht eindeutig zu bewerten; tendenziell schienen höhere Niederschlagsintensitäten aber mit höheren Endinfiltrationsraten einherzugehen.

Einfluss der Pufferstreifen auf den Bodenabtrag

Die höchsten Sedimentgehalte traten in den ersten Litern des Oberflächenabflusses auf. Dies wird darauf zurückgeführt, dass sich zwischen Niederschlags- und Abflussbeginn durch den Zerfall von Bodenaggregaten ein Depot an leicht verlagerbaren Bodenpartikeln aufbaute. Im weiteren Verlauf des Abflussereignisses nahmen die Sedimentgehalte rasch ab und pendelten sich auf ein weitgehend konstantes Niveau ein.

Der Sedimentgehalt des Abflusses war ungefähr proportional zur Niederschlagsintensität. Da höhere Niederschlagsintensitäten zusätzlich zu höheren Abflusssummen führten, stieg der Sedimentaustrag überproportional mit der Niederschlagsintensität an.

In den trockenen Streifen sanken die Sedimentgehalte im Abfluss um 44% (1 m) bis 84% (10 m). In Verbindung mit der allgemeinen Abfluss-Minderung ergab sich so ein Rückgang der Sediment-Austräge gegenüber der Referenzparzelle um 72% (1 m) bis 98 % (10 m). In Versuchen mit vorbefeuchteten Streifen, bei denen die infiltrationsbedingte Abnahme der Transportkapazität nur eine untergeordnete Rolle spielte, lag die maximale Abnahme der Sedimentgehalte nach 15 m Streifen bei 80 %, die der Austräge bei 90%.

Der Abfluss der Folgeberegnungen auf bereits verschlammten Boden zeichnete sich durch etwa zwei- bis fünffach höhere Sedimentgehalte aus. Die prozentuale Minderung des Sedimentgehaltes durch die Pufferstreifen entsprach aber weitgehend derjenigen der Erstberegnung.

Einfluss der Pufferstreifen auf die Wirkstoffkonzentrationen in der wässrigen Phase

Bis auf Pendimethalin folgten die Konzentrationen aller Wirkstoffe in der wässrigen Phase des Abflusses aus den Referenzparzellen einer Potenzfunktion. Der anfängliche, steile Konzentrationsabfall beruhte dabei hauptsächlich auf einem Verdünnungseffekt als Folge steigender Oberflächen-Abfluss-Raten, der schwächere Abfall im weiteren Abflussverlauf auf der Verarmung des Wirkstoffdepots im Boden. Zumindest für die Anfangsphase des Run off existiert daher eine enge Koppelung zwischen Abflussdynamik und Wirkstoffkonzentrationen.

Die höchsten Konzentrationen wurden meist im ersten Abflussliter gemessen, variierten aber zwischen den Versuchen (Isoproturon 767-1301 $\mu\text{g/l}^{-1}$, Mecoprop 487-868 $\mu\text{g/l}^{-1}$, Terbutylazin 120-447 $\mu\text{g/l}^{-1}$, Fenpropimorph 52-119 $\mu\text{g/l}^{-1}$, Pirimicarb 34-74 $\mu\text{g/l}^{-1}$, Pendimethalin 10-57 $\mu\text{g/l}^{-1}$). Vermutlich wurden sie stark von der Größe des effektiven Einzugsgebietes (Kontaktfläche zwischen Boden und Run off) zu Abflussbeginn beeinflusst, solange noch kein flächiger Abfluss vorlag. Bei länger andauerndem Abfluss stellte sich dagegen bei allen Versuchen eines Standortes eine ähnliche, wirkstoffspezifische Konzentration ein, die nur noch langsam abnahm.

Um unabhängig von der Aufwandmenge Aussagen zum Wirkstoffverhalten treffen zu können, wurden die Konzentrationen auf die Aufwandmenge bezogen (Parameter "Normkonzentration", definiert als Quotient aus der jeweils gemessenen Konzentration und der Konzentration des Wirkstoffs in der Spritzbrühe). Im Verlauf des Abfluss-Geschehens wurden die höchsten durchschnittlichen Normkonzentrationen bei Wirkstoffen mit mittleren Sorptions-Koeffizienten gefunden (Isoproturon und Terbutylazin), die niedrigsten bei Wirkstoffen mit hohem Sorptions-Koeffizienten (Fenpropimorph und Pendimethalin). Gut wasserlösliche bzw. schwach sorbierende Wirkstoffe (Pirimicarb und Mecoprop) versickerten bereits vor Abflussbeginn in so großem Umfang, dass sie in der wässrigen Phase des Oberflächenabflusses nur im mittleren Normkonzentrationsbereich vorkamen.

Über alle Versuchsvarianten und Streifenlängen gerechnet gingen die mittleren Wirkstoffkonzentrationen nach Passage durch die Pufferstreifen um etwa 73% zurück. Den größten Effekt übten die Pufferstreifen auf Pendimethalin aus (mittlerer Rückgang 94%), den geringsten auf Isoproturon (65%). Die Effizienz der Streifen wuchs mit zunehmender Länge und abnehmender Bodenfeuchte und war eng an eine Verringerung des Oberflächenabflusses gekoppelt.

Als Hauptursache für die Abnahme der mittleren Wirkstoffkonzentrationen von Mecoprop, Isoproturon, Terbutylazin und Pirimicarb wird die Versickerung der ersten, hochkonzentrierten Abfluss-Liter in den Pufferstreifen angesehen. Bei Pendimethalin gibt es hingegen deutliche Hinweise auf die Beteiligung von Sorptions-Prozessen. Es wird daher gefolgert, dass bei Wirkstoffen mit niedrigen K_{oc} -Werten Infiltrationsvorgänge, bei solchen mit hohen K_{oc} -Werten Sorptionsvorgänge den entscheidenden Beitrag zur Filterleistung des Streifens liefern.

Die bei einem nachfolgenden Niederschlagsereignis gemessenen Wirkstoffkonzentrationen lagen um durchschnittlich 70% unter denen der Erstberechnung. Die stärkste Abnahme war bei Wirkstoffen mit einer kurzen Halbwertszeit zu verzeichnen (Mecoprop, Isoproturon). In den Pufferstreifen wurden prinzipiell die gleichen Vorgänge beobachtet, allerdings sank die Wirksamkeit der Streifen um etwa 20%.

Bei ausschließlicher Berechnung des Pufferstreifens traten Konzentrationen auf, die bei etwa 20% der im Parallelversuch (Berechnung nur der Referenzparzelle und Einleitung von belastetem Oberflächenabfluss) gemessenen lagen. Dies deutet auf eine Remobilisierung der im Streifen deponierten Wirkstoffe hin. Es muss daher davon ausgegangen werden, dass die Wirksamkeit der Streifen bei natürlichem Niederschlag geringer ausfallen kann als in den Simulationsversuchen.

Einfluss der Pufferstreifen auf die Wirkstoffkonzentrationen im Sediment

Im Gegensatz zur wässrigen Phase des Run off waren die Konzentrationen im Sediment weitgehend unabhängig vom Abflussgeschehen, hingen aber stark vom Sorptions-Koeffizienten des Wirkstoffs ab. So konnten Mecoprop ($K_{oc}=12-25$) und Pirimicarb ($K_{oc}=53$) in keiner Probe nachgewiesen werden, während Pendimethalin ($K_{oc}=5000$) in den höchsten Konzentrationen vorlag (bis zu 116 mg/kg^{-1}).

Die kürzeren Pufferstreifen (1 m–7 m) bewirkten in der Regel nur bei Pendimethalin eine Abnahme der mittleren Konzentrationen, bei den übrigen Wirkstoffen dagegen eine Zunahme. Somit ergab sich eine Anreicherung der feineren, mit den übrigen Wirkstoffen beladenen Partikel. Die Passage durch die langen Pufferstreifen (10 m und 15 m) führte bei allen Wirkstoffen zu einer Abnahme der mittleren Konzentrationen, die auf eine Sorption der Verbindungen im Streifen und auf eine Verdünnung der Probe mit unbelastetem Bodenmaterial aus dem Streifen zurückgeführt wird.

Einfluss der Pufferstreifen auf die Gesamt-Wirkstoffausträge

Über alle Versuche gerechnet waren die höchsten Austräge bei Isoproturon zu verzeichnen (durchschnittlich 10,7%), gefolgt von Terbuthylazin (5,4%), Pirimicarb (4,3%), Fenpropimorph (1,6 %) und Pendimethalin (0,6%). Der Austrag von Mecoprop, Isoproturon, Terbuthylazin und Pirimicarb erfolgte zu >98% in der wässrigen Phase, während Pendimethalin zu knapp 50% über das Sediment ausgetragen wurde. Die durch die Folgeberechnung nach einer Woche verlagerten Wirkstoffmengen waren für alle Verbindungen bis auf Pendimethalin kleiner als bei der Erstberechnung.

Durch die Pufferstreifen wurden die Wirkstoffmengen im Oberflächenabfluss gegenüber der Referenzparzelle um durchschnittlich 60-100% reduziert. Die Wirksamkeit der Pufferstreifen stieg mit zunehmender Länge und abnehmender Bodenfeuchtigkeit. Der Rückgang der Frachten beruhte überwiegend auf der Infiltration der ersten, hochkonzentrierten Abfluss-Liter der Referenzparzelle. Für Pendimethalin wird zusätzlich eine Festlegung durch Sorption angenommen, für die übrigen Wirkstoffe zumindest nicht ausgeschlossen. Für die Abnahme der Pendimethalin-Austräge spielte auch die Deposition von Sediment in den Pufferstreifen eine Rolle.

In der Regel war das Rückhaltevermögen der Pufferstreifen bei der Folgeberechnung geringer als bei der Erstberechnung. In den Pufferstreifen deponierte Wirkstoffe konnten durch eine Berechnung der Streifen remobilisiert werden.

Ergebnisse der Versuche mit natürlichem Niederschlag

Erstes Versuchsjahr

Die Run off Versuche des ersten Versuchsjahres wurden mit Sammelvorrichtungen (Wannen) ohne definierte Einzugsgebiete durchgeführt. Im Versuchsjahr ereigneten sich neun Abfluss wirksame Niederschläge, deren vierter extrem stark war ($I_5=144 \text{ mm/h}^{-1}$) und die Abflussbedingungen auf der Versuchsfläche nachhaltig veränderte.

Eindeutig war, dass der Oberflächenabfluss sich selbst auf einer Fläche ohne auffällige topographische Unregelmäßigkeiten bevorzugte Fließwege schafft. Da die Wannen keine definierten Einzugsgebiete besaßen, war der Verlauf dieser Fließwege entscheidend für die gesammelten Run off Volumina. Die Ausprägung der Fließwege beeinflusste die Versuchsergebnisse stärker als die Ausgestaltung der Pufferstreifen.

Die Abflussvolumina aus dem Mais- bzw. Gerstenschlag lagen vor dem 08.06.94 zwischen 20 ml und 6,7 l pro Wanne, ohne dass Unterschiede zwischen den beiden Kulturen zu erkennen gewesen wären. Schwächere

Niederschläge führten tendenziell zu geringeren Abflüssen. Am 08.06.94 lagen die Abflüsse aus dem Maisschlag zwischen mindestens 660 und 780 l pro Wanne (extrapoliert über die aufgefangene Sedimentmenge), aus dem Gerstenschlag zwischen 0,5 und (extrapolierten) 202 l. Nach diesem Ereignis ähnelten die Abfluss-Bedingungen unter dem Gerstenschlag wieder weitgehend denjenigen zu Beginn der Untersuchungen, unter Mais lagen die Abfluss-Volumina jedoch meist >100 l pro Wanne. Vor dem 08.06.94 wurden unter Mais durchschnittlich 9 g Sediment in die Wannen eingetragen, unter Gerste 5 g. Nach diesem Datum stiegen diese Werte auf 40 g unter Gerste und 11 kg unter Mais an. Der kaum bedeckte Boden des Maisackers wurde also von dem extremen Niederschlag nachhaltig beeinflusst, während der dichtere Gerstenbestand die Folgen abpufferte.

Der ungleichmäßige Abfluss der ersten drei Run off Ereignisse setzte sich auch in den Pufferstreifen fort. Zwar war in nahezu allen Varianten ein Rückgang von Abfluss und Bodenabtrag zu verzeichnen, doch stand dieser in keinem deutlichen Verhältnis zu Bewuchs oder Länge des Streifens.

Beim vierten Run off Ereignis war auch in den Pufferstreifen unter dem Maisschlag das Fassungsvermögen der meisten Wannen nicht ausreichend für die wässrige Phase des Oberflächenabflusses, so dass das Abfluss-Volumen anhand der Sedimentmengen in den Wannen extrapoliert wurde. Klare Unterschiede in der Abfluss-Verminderung durch die Streifen waren nicht auszumachen. Die Retention von Boden war allerdings in den Grasstreifen besser als bei den anderen beiden Varianten. Auch nach dem vierten Ereignis waren zwischen den Pufferstreifen keine eindeutigen Unterschiede bezüglich der Abfluss-Minderung zu erkennen, wohl aber eine Überlegenheit der Grasstreifen hinsichtlich des Rückhaltes von Bodenmaterial.

In den Pufferstreifen unter dem Gerstenschlag trat deutlich weniger Run off auf. Mit Ausnahme einer höheren Sedimentretention in den Grasstreifen waren aber auch hier keine klaren Tendenzen auszumachen.

Aufgrund von analytischen Problemen erfolgte 1994 keine Bestimmung von Isoproturon im Oberflächen-Abfluss. Der Einfluss von Pufferstreifen auf den Austrag von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen wurde daher nur für die Maisherbizide Terbutylazin und Pendimethalin untersucht. Schwankungen der Wirkstoffkonzentrationen traten zwar auf, doch fielen diese geringer aus als die Unterschiede im Abflußgeschehen. In der wässrigen Phase des Run off aus der Ackerfläche war Pendimethalin bei den ersten drei Ereignissen mit durchschnittlich $2,2 \mu\text{g/l}^{-1}$ nachweisbar, Terbutylazin mit $6,6 \mu\text{g/l}^{-1}$. Der extreme Niederschlag des vierten Run off Ereignisses führte zu etwa 10 - 100fach höheren Konzentrationen. Die Terbutylazin-Gehalte nahmen bei den nachfolgenden Ereignissen kontinuierlich ab, die Pendimethalin-Gehalte folgten keinem eindeutigen Trend. Ein nachhaltiger Einfluss des Starkregens auf die Konzentrationen im Sediment war nicht nachweisbar. Terbutylazin trat mit durchschnittlich $0,4 \text{ mg/kg}^{-1}$, Pendimethalin mit $1,8 \text{ mg/kg}^{-1}$ auf.

Bei fast allen Pufferstreifenvarianten war eine Abnahme der Wirkstoffkonzentrationen in wässriger Phase und Sediment zu verzeichnen. Im Detail waren die Auswirkungen aber ähnlich uneinheitlich wie auf den Abfluss. Da der Rückgang der Konzentrationen hauptsächlich auf Verdünnung zurückgeführt wird, war dieses Ergebnis erwartet worden.

Im gesamten Untersuchungszeitraum wurden durchschnittlich 349 mg Pendimethalin und 198 mg Terbutylazin in den Wannen am Übergang vom Acker zum Pufferstreifen aufgefangen. Mehr als $\frac{3}{4}$ dieser Frachten gingen auf das vierte, extreme Run off Ereignis zurück. Pendimethalin wurde zu 98% über das Sediment ausgetragen, Terbutylazin 64%. Unterstellt man, dass die Wannen trotz unklarer Einzugsgebiete über den gesamten Untersuchungszeitraum gerechnet einen repräsentativen Anteil des Oberflächenabflusses erfassten, so wurden etwa 2% der ausgebrachten Wirkstoffmenge im Oberflächenabfluss verlagert.

Die Verringerung der Wirkstofffrachten durch die Pufferstreifen verlief so uneinheitlich, wie dies aufgrund der Schwankungen von Abfluss und Konzentrationen zu erwarten war. In der Regel führten längere Streifen zu geringeren Austrägen. Ein Zusammenhang zwischen Streifenbewuchs und Filterwirkung war nicht feststellbar. Die Terbutylazinausträge in der wässrigen Phase nahmen in den Pufferstreifen um durchschnittlich 72% ab, die Pendimethalinausträge um 53%. Die Austräge in sorbierter Form, die mengenmäßig weitaus bedeutender waren, wurden durch die Streifen um durchschnittlich 83% (Terbutylazin) bzw. 76% (Pendimethalin) verringert.

Zweites Versuchsjahr

Im Gegensatz zum Vorjahr wurden die Run off Versuche im zweiten Jahr mit Sammelvorrichtungen mit definierten Einzugsgebieten durchgeführt. Es ereigneten sich lediglich vier, meist schwache, Abfluss wirksame Niederschläge. Das Abflussgeschehen dieses Jahres wird daher als wenig repräsentativ eingestuft.

Trotz der definierten Einzugsgebiete war das Abfluss-Geschehen sehr heterogen. Dafür werden unterschiedliche Infiltrationsbedingungen innerhalb der Einzugsgebiete verantwortlich gemacht, wie sie auch bei einem Teil der Regensimulationsversuche auftraten. Wie im Vorjahr bildete sich während des Untersuchungszeitraums auf dem Gerstenschlag weniger Run off aus als auf dem Maisschlag. Der Abtrag von Boden aus Mais war mit durchschnittlich 27 g/m^2 etwa dreimal so hoch wie aus Gerste, insgesamt aber geringer als zuvor.

Ein klarer Zusammenhang zwischen Abflussminderung und Bewuchs der Pufferstreifen war nicht zu erkennen. Wie schon im Vorjahr fand allerdings in den Grasstreifen ein stärkerer Rückhalt von Sediment statt als bei den anderen Bewuchsformen.

Pendimethalin war in der wässrigen Phase des Run off aus der Ackerfläche in ähnlichen Konzentrationen nachweisbar wie im Vorjahr, Terbutylazin dagegen anfangs in deutlich höheren (durchschnittlich $100 \mu\text{g/l}^{-1}$), später in wesentlich niedrigeren ($<2 \mu\text{g/l}^{-1}$). Isoproturon trat lediglich beim ersten Run off Ereignis in quantifizierbaren, aber schwankenden Konzentrationen auf ($4\text{-}269 \mu\text{g/l}^{-1}$). Die Wirkstoffgehalte im Sediment waren durchweg niedriger als im Vorjahr. Aufgrund des geringen Bodenabtrags war jedoch nur bei wenigen Proben eine Bestimmung der Konzentrationen im Sediment möglich.

Bei allen Pufferstreifenvarianten war eine Abnahme der mittleren Wirkstoffkonzentrationen in der wässrigen Phase nachweisbar. Ein Zusammenhang zwischen Konzentrationsrückgang und Länge bzw. Bewuchs der Streifen war dagegen nicht zu erkennen.

Insgesamt wurden deutlich geringere Wirkstoffmengen in den Wannen am Übergang vom Acker zum Pufferstreifen aufgefangen als im Vorjahr (1,1 mg Pendimethalin, 9,3 mg Terbutylazin, 0,9 mg Isoproturon). Aufgrund der geringen Mobilisierung von Bodenmaterial spielten die Austräge über die wässrige Phase eine größere Rolle als zuvor (Pendimethalin zu 30%, Terbutylazin zu 98%, Isoproturon zu 100%). Bezogen auf die applizierte Menge wurden 0,19% Terbutylazin und je 0,01% Pendimethalin und Isoproturon verlagert.

Während längere Pufferstreifen meist zu einer stärkeren Verminderung des Austrags führten, war ein klarer Zusammenhang zwischen Bewuchs und Effizienz nur beim Rückgang des sedimentverlagerten Wirkstoffanteils zu erkennen, der erwartungsgemäß in den Grasstreifen am effektivsten zurückgehalten wurde. Die Terbutylazin-Austräge in der wässrigen Phase nahmen in den Pufferstreifen um durchschnittlich 76% ab, die Pendimethalin-Austräge um 74% und die Isoproturon-Austräge um 92%. Die Austräge in sorbierter Form spielten nur bei Pendimethalin eine Rolle. Sie wurden durch die Pufferstreifen um durchschnittlich 54%, allein in den Grasstreifen dagegen zu 100% verringert.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Unter praxisnahen Bedingungen konnte die in den Simulationsversuchen beobachtete hohe Wirksamkeit der Graspufferstreifen nur bedingt bestätigt werden. Dies lag zu einem großen Teil an den Versuchsbedingungen sowie dem Witterungsverlauf der zwei Versuchsjahre. Dennoch werfen diese Ergebnisse die Frage nach dem Nutzen von Pufferstreifen in der landwirtschaftlichen Praxis auf.

Die Wirksamkeit der Pufferstreifen wird von einem komplexen Zusammenspiel aus Standortfaktoren, Witterung und Anbauverfahren bestimmt. Pauschale Aussagen zum Nutzen oder zur optimalen Breite von Pufferstreifen sind daher nicht möglich. Im folgenden werden Erkenntnisse aus den eigenen Versuchen und der Fachliteratur zusammen gefasst, die als Empfehlungen zu Gestaltung und Breite von Pufferstreifen herangezogen werden können.

Grundsätzliche Überlegungen zur Anlage von Pufferstreifen

HAYES & DILLAHA (1992) nennen nach Auswertung der bis dato veröffentlichten amerikanischen Untersuchungen Kriterien, anhand derer die Eignung eines Standortes für die Einrichtung von Pufferstreifen überprüft werden kann. Sie halten Pufferstreifen nur bei Hangneigungen $<10\%$ für sinnvoll, da bei einer stärkeren Neigung die Fließgeschwindigkeit des Run off zu groß ist, um eine akzeptable Filterwirkung zu erzielen. Ferner sollte der Pufferstreifen so installiert werden, dass er sich über die gesamte Breite des

Ackers erstreckt. Maximal 50% des Abflusses dürfen punktförmig in den Streifen übertreten. Das Längenverhältnis von Acker zu Pufferstreifen sollte nicht größer sein als 50:1. Erosion sollte durch ackerbauliche Maßnahmen weitgehend verhindert werden, um die Funktionsfähigkeit des Streifens möglichst lange zu erhalten. Nicht zuletzt muss die Bereitschaft des Bewirtschafters vorhanden sein, notwendige Pflegemaßnahmen durchzuführen. Sind alle diese Voraussetzungen erfüllt, halten sie Pufferstreifen für eine sinnvolle Maßnahme zum Gewässerschutz.

Nach den Ergebnissen der hier vorgestellten Versuche sollte eine Hangneigung >10% nicht als Ausschlusskriterium für die Anlage von Pufferstreifen gelten. In der Mehrzahl der dortigen Versuche (Hangneigung 9-11%) erwiesen sich Pufferstreifen von etwa 10 m Breite als ausreichend wirksam. Nach den Beobachtungen der Abflusssdynamik kann vermutet werden, dass auch bei höheren Abflussgeschwindigkeiten die Wirksamkeit kaum abgenommen hätte. Die Einrichtung von Pufferstreifen wird deshalb auch an steileren Hängen noch für sinnvoll erachtet. Führen die topographischen Gegebenheiten allerdings dazu, dass der Abfluss größerer Einzugsgebiete kanalisiert wird und nicht flächig in den Streifen übertritt, können nur sehr breite Pufferstreifen eine nennenswerte Reduktion der Schadstoffeinträge in ein Gewässer bewirken.

Ein Längenverhältnis von 50:1 hätte in Kleinohenheim zu Pufferstreifen von 2 m Breite geführt, was als nicht ausreichend angesehen werden muss. Da die notwendige Pufferstreifenbreite aber stark von den lokalen Gegebenheiten abhängt, scheint es wenig sinnvoll, pauschal ein minimales Längenverhältnis festsetzen zu wollen. Die Forderung von HAYES & DILLAHA (1992), Erosion durch ackerbauliche Maßnahmen zu minimieren, ist dagegen selbstverständlich.

Für den Landwirt bedeuten Pufferstreifen zunächst einen Flächenverlust ohne unmittelbaren Gegenwert. Hinzu kommen Mehraufwendungen für Saatgut, Pflegemaßnahmen etc. Ferner stellen Pufferstreifen ein potentiell Reservoir für Krankheiten, Schädlinge und vor allem Unkräuter dar. Die Akzeptanz von Pufferstreifen hängt daher sicher stark davon ab, bis zu welchem Maße die oben genannten Nachteile z. B. durch Ausgleichszahlungen aufgefangen werden.

Bewuchs und Gestaltung der Pufferstreifen

Grasstreifen waren die effektivste der untersuchten Pufferstreifenvarianten. Sie waren die effizientesten Filter für Bodenmaterial und wiesen weniger Erosionsschäden auf als die übrigen Varianten.

Künstlich angelegte Grasstreifen werden gemeinhin für wirksamer gehalten als eine natürlich vorkommende Auenvegetation. Dies dürfte in erster Linie auf den dichteren Bewuchs zurückzuführen sein, der zu einer Verästelung des Abfluss-Stromes und somit zu einer Verringerung der Fließgeschwindigkeit führt. Als Folge davon sinkt die Transportkapazität des Run off für mitgeführtes Bodenmaterial und dessen erosives Potential. Eine dichte Grasnarbe ist daher unbedingt anzustreben.

Ein sehr dichter Bewuchs mit starren Halmen kann zu einem Stau des Run off oberhalb des Pufferstreifens führen. In der Stauzone vor dem Streifen können bereits erhebliche Anteile der Bodenfracht sedimentieren. Voraussetzung dafür ist, dass das Gras stabil genug ist, um der Belastung durch den Stau standzuhalten.

Die allgemeinen Anforderungen an die Grasart für den Pufferstreifen lassen sich wie folgt zusammenfassen: Dichter Wuchs, ein gut entwickeltes Wurzelsystem, Unempfindlichkeit gegen Überflutung und Trockenheit, die Fähigkeit, im Streifen deponiertes Sediment zu durchwachsen und eventuell wirtschaftliche Nutzbarkeit. *Lolium*-Arten, wie sie auch in den vorliegenden Versuchen verwendet wurden, erfüllen diese Anforderungen weitgehend. Die Schnitthöhe des Grases spielt keine Rolle, solange das Gras nicht überflutet wird.

Für Aufbau und Erhaltung eines dichten Grasstreifens sind Düngungsmaßnahmen unerlässlich. Die Düngung des Pufferstreifens muss allerdings bedarfsgerecht erfolgen und möglichst genau plaziert werden, um das Risiko eines Nährstoffeintrags in das angrenzende Gewässer so gering wie möglich zu halten.

Notwendige Breite der Pufferstreifen

Das Retentionsvermögen von Pufferstreifen einer bestimmten Breite hängt stark von den Faktoren Hangneigung, Hanglänge und Bodenart ab. Abflussvolumen und Abflussgeschwindigkeit steigen nahezu proportional zur Hangneigung an, das Abflussvolumen zusätzlich mit der Hanglänge. Die Bodenart beeinflusst die Entstehung von Run off und die Infiltration im Pufferstreifen. Auf sandigen Böden oder an kurzen, flachen Hängen kann eine akzeptable Filterwirkung daher mit kürzeren Pufferstreifen erreicht werden.

Einige Autoren halten ein Längenverhältnis von 1:1 zwischen Ackerfläche und Pufferstreifen für notwendig, um eine vollständige Retention von Schadstoffen zu gewährleisten. CASTELLE et al. (1994) kommen in ihrem Übersichtsartikel zu dem Schluss, dass Pufferstreifen von weniger als 5-10 m Breite oft keinen ausreichenden Schutz für Oberflächengewässer bieten, Streifen von 15-30 m aber unabhängig von der Hanglänge in den meisten Fällen einen akzeptablen (wenn auch nicht vollständigen) Schadstoffrückhalt gewährleisten.

Die Frage, welche Minderung der Wirkstoff-Austräge noch als "akzeptabel" gewertet werden kann, ist nur zu beantworten, wenn zuvor definiert wurde, bis zu welchem Ausmaß Einträge in ein angrenzendes Gewässer noch tolerabel sind. Dies kann sicher nicht pauschal festgelegt werden und hängt von der Größe des Gewässers und dem jeweiligen Schutzgut (aquatische Lebensgemeinschaften, Fischereiwirtschaft, Trinkwasser) ab. Zum Schutz des empfindlichsten Gutes, der aquatischen Lebensgemeinschaften, werden in der Regel Pflanzenschutzmittel-Konzentrationen $<0,1 \mu\text{g/l}^{-1}$ angestrebt (IRMER et al. 1993). Diese Zielvorgaben beruhen allerdings auf einer Addition von "Worst case" Annahmen und sind daher nicht unumstritten. Die niedrigsten Konzentrationen werden für insektizide Wirkstoffe angestrebt, die kaum durch Oberflächenabfluss in Gewässer eingetragen werden, da die entsprechenden Präparate meist in entwickelten Beständen ausgebracht werden.

Die in Oberflächengewässern gemessenen Wirkstoff-Konzentrationen liegen häufig im Bereich von $0,1-1 \mu\text{g/l}^{-1}$. Ein sehr großer Teil dieser Kontamination geht allerdings nicht auf Oberflächen-Abfluss zurück, sondern auf punktförmige Pflanzenschutzmitteleinträge von den landwirtschaftlichen Hofstellen. Pflanzenschutzmittelbelasteter Oberflächenabfluss trägt daher nur zu einem Teil der Gesamtbelastung bei. Die Höhe dieses Anteils ist regional unterschiedlich und lässt sich nicht genau beziffern. Vor diesem Hintergrund wird für die weiteren Überlegungen eine Minderung der Run off-bedingten Austräge um 90% als zufriedenstellend eingestuft.

Fasst man die Versuchsergebnisse zusammen, konnte eine Minderung der Wirkstoff-Austräge um 90% durch einen Graspufferstreifen von etwa 10 m Breite erzielt werden. Allerdings sollte dabei berücksichtigt werden, dass bei den Versuchen mit natürlichem Niederschlag zumindest im ersten Jahr atypische Verhältnisse vorlagen und dass die Simulationsversuche unter "Worst case" Bedingungen durchgeführt wurden. Ferner sind die Versuchsstandorte im Hinblick auf Hangneigung und Bodenart als "Run off gefährdet" einzustufen. Bei moderaten Run off Ereignissen können bereits schmalere Pufferstreifen zu einer ausreichenden Verringerung der Austräge führen, ebenso an flacheren Hängen und auf leichteren Böden.

Einen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der Austräge besitzen zudem die Stoffeigenschaften. Die Austräge von stark sorbierenden Wirkstoffen wie Pendimethalin wurden bereits durch sehr kurze Pufferstreifen fast vollständig unterbunden, während schwächer sorbierende Wirkstoffe wie Terbutylazin oder Isoproturon erst durch Pufferstreifen von mehreren Metern Breite in vergleichbarem Umfang zurückgehalten werden.

Bei den Versuchen unter natürlichem Niederschlag in Kleinhohenheim zeigte sich, dass in dicht gedrillten Kulturen wie Getreide eine Verringerung der Austräge bereits durch einen unbehandelten Randstreifen erreicht werden kann. Allerdings erwachsen dem Landwirt hieraus langfristig vergleichbare Nachteile wie aus der Anlage eines dezidierten Pufferstreifens, da der Verzicht auf Pflanzenschutzmaßnahmen auf dieser Fläche zum Aufbau eines hohen Unkraut- und Krankheitsdruckes führt.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass unter den Versuchsbedingungen durch Graspufferstreifen von 10 m Breite eine akzeptable Verringerung der Wirkstoffausträge erzielt wurde, unter weniger kritischen Bedingungen aber auch schmalere Streifen ausreichen sollten. Generell sollten Pufferstreifen um so breiter sein, je steiler und länger der Hang, je schwerer der Boden, je höher die Intensität der angrenzenden Landnutzung und je höher der Wert der zu schützenden Ressource ist.

Literatur

Castelle, A.J., Johnson, A.W., Conolly, C. (1994): Wetland and stream buffer size requirements - a review.- Journal of Environmental Quality, 23, 878-882.

Hayes, J.D., Dillaha, T.A. (1992): Vegetative filter strips: I. Site suitability and procedures. American Society Of Agricultural Engineers, Paper 92-2102 (S. 17).

Irmer, U., Wolter, R., Kussatz, C. (1993): Problembereich Pflanzenschutzmittel aus wasserwirtschaftlicher Sicht. Schriftenreihe Agrarspektrum, 21, 22-33.

Spatz, R. (1999): Rückhaltevermögen von Pufferstreifen für pflanzenschutzmittelbelasteten Oberflächenabfluss. Shaker Verlag, Aachen (Im Druck).

Gesamtdiskussion und Bewertung

Rodemann, B., Kreye, H., Reschke, M., Bartels, G.

Das dargestellte FuE-Vorhaben hatte das Ziel, unter landwirtschaftlichen Praxisbedingungen in Feldstudien die Abschwemmung und Abtrift von Pflanzenschutzmitteln von Ackerflächen in Oberflächengewässer zu untersuchen und mögliche praktikable Wege der Vermeidung aufzuzeigen.

Beurteilung der Maßnahmen zur Verminderung der Einträge

Die Auswahl der Maßnahmen zur Vermeidung der Abschwemmung und der Abtrift von Pflanzenschutzmitteln erfolgte auf der Basis von Erkenntnissen, die zu Projektbeginn vorlagen.

Zur Minderung der Bodenerosion und des oberflächlichen Abflusses als möglicher Eintragspfad und zur Erhöhung der Wasserinfiltration wurde die Mulchsaat bzw. konservierende Bodenbearbeitung (mit Pflugverzicht) eingeführt. Ergebnisse mehrerer Untersuchungen anderer Autoren belegen die Reduzierung bzw. Vermeidung des Sedimentabtrages wie des Austrags von Pflanzenschutzmitteln durch Mulchsaatverfahren (u.a. BAKER et al., 1978; WISCHMEIER & SMITH, 1978; WAUCHOPE, 1978; SAUER & DANIEL, 1987; HAIDER, 1994). In Abhängigkeit von der Vorgehensweise bei der Durchführung der Mulchsaat wurde ein unterschiedlicher Erosionsschutz erreicht. Dieser wurde dabei maßgeblich beeinflusst vom Bodenbedeckungsgrad mit organischer Substanz (z. B. Stroh- und Stoppelreste, Zwischenfruchtreste).

In den Untersuchungen von SAUER & DANIEL, (1987); FELSOT et al., (1990) wurde bei konservierender Bodenbearbeitung bei Bodenbedeckungsgraden <25% und hoher Regenintensität ein deutlich eingeschränkter Erosionsschutz erzielt. Unter den dort vorherrschenden Bedingungen wurde dagegen durch eine Direktsaat der oberflächliche Abfluss wirkungsvoll gemindert.

Die Untersuchungen des FuE-Vorhabens verdeutlichen, dass das Risiko der Wassererosion durch differenzierte Strategien effektiv verringert werden kann. Auf stark erosionsgefährdeten Schlägen ist der Anbau von Zwischenfrüchten (Phacelia, Senf und Ölrettich) in Kombination mit anschließender Mulchsaat ohne Saatbettbereitung zu einer folgenden Reihenkultur (z. B. Mais oder Zuckerrüben) notwendig, um die Verlagerung von Bodensediment zu reduzieren. Durch eine bodenbedeckende Zwischenfrucht können, wie Ergebnisse aus Lamspringe zeigen, Bedeckungsgrade bis zu 75% erzielt werden, die auch bei Starkregenereignissen ausreichenden Erosionsschutz bieten. Auf schwach geneigten Flächen ohne tiefe Geländeeinschnitte führt der Anbau von Reihenkulturen (Zuckerrüben / Mais) durch eine Mulchsaat nach Winterweizen in die auf der Oberfläche verbleibenden Stroh- und Stoppelreste ("Strohmulch") zu vergleichbarem Erosionsschutz. Bei diesem Verfahren liegen geringere Bodenbedeckungsgrade (30–40%) zum Zeitpunkt der höchsten Gefährdung (Mai/Juni bei Zuckerrüben) vor, weil die Strohhreste bereits ab der Ernte abgebaut werden, während bei der Zwischenfrucht dieses erst zu Frostbeginn erfolgt.

In den Getreidekulturen konnten ebenfalls Abfluss verringemde Effekte durch Mulchsaat-Verfahren erzielt werden. Organische Restmengen an der Oberfläche und die entsprechenden Kulturpflanzen (Winterweizen) vermindern mit zunehmender Bodenbedeckung den Oberflächen-Abfluss und die Bodenerosion. Durch die technische Neuerungen wie der Intervalleinsaat in den Fahrgassen wird zusätzlich der Linienhafte Wasserabfluss reduziert. Wird anschließend bei Pflegemaßnahmen der Kontaktflächendruck durch die Verwendung breiter Reifen (Breite >16 Zoll) in Kombination mit geringem Reifen-Innendruck (höhere Aufstandsfläche) und niedrigen Radlasten verringert, werden Infiltration und das Bodenleben in den Fahrspuren weitgehend erhalten.

Die Effektivität der Mulchsaat-Verfahren wird erst beim Zusammentreffen ungünstiger Konstellationen (Kombination von: Starkregenereignis; große Hanglänge mit entsprechendem Gefälle; zur Bildung von kumulativem Abfluss neigende Geländeformation) gemindert.

Eine weitere Maßnahme zur Minderung des oberflächlichen Abflusses ist die Anlage eines bewachsenen Randstreifens. Wasser- und Sedimentverlagerungen werden durch den Pflanzenbewuchs gebremst. Das Sediment lagert sich in der Pflanzendecke ab und das Wasser kann in die Makroporen infiltrieren. Um die Funktionsfähigkeit des Grünstreifens nicht zu mindern, ist ein dichter Pflanzenbestand erforderlich, der regelmäßig gepflegt werden muss. Die Begleituntersuchungen von SPATZ & HURLE (1998) zeigen jedoch,

dass ein Randstreifen bei einem akkumuliertem Abfluss und bei höherer Hangneigung auch bei einer Breite von 20 m als alleinige Maßnahme nicht ausreichend wirksam ist.

An solchen erosionsgefährdeten Standorten kann nur die im darzustellenden Vorhaben durchgeführte Kombination beider Maßnahmen (Mulchsaat und Randstreifen) die Bodenerosion durch Wasser verhindern (Standort Lamspringe). Die primäre Wasserbewegung wird im Regelfall durch die Mulchsaat nahezu unterbunden und der Randstreifen verhindert durch die Brems- und Infiltrationswirkung letztlich den Übertritt des dennoch auftretenden Abflusses ins Gewässer. In der Kombination genügt ein schmaler Randstreifen von 3 m. Allerdings lässt sich die Erosion bei Starkregenereignissen auch durch die Kombination Mulchsaat und bewachsenen Randstreifen nicht verhindern.

Durch Einsaat und Pflege des Grasstreifen entstehen den Landwirten Kosten und Flächenverlust. Spezielle Ausgleichszahlungen wären für die Förderung der Akzeptanz dieser Pufferstreifen wünschenswert.

Neben der positiven Wirkung zur Verminderung der Abschwemmung leistet der Randstreifen einen positiven Beitrag zur Reduktion möglicher Abtrift. In Kombination mit geeigneter Applikationstechnik (Einsatz von Injektordüsen und angepasster Spritzdruck im Randbereich) ist der Eintrag von PSM in Oberflächengewässer durch Abtrift in aller Regel nahezu auszuschließen, wenn man ID-Düsen mit Arbeitsdrücken von 2,0 bar im 5m Abstand zum Gewässer zugrunde legt.

Die neue vergleichsweise kostengünstige Applikationstechnik ist bezüglich der Abtriftvermeidung sehr effektiv, so dass geringere Abstandsauflagen möglich sind.

Abtriftuntersuchungen im FuE-Vorhaben unter Praxisbedingungen ergaben eine Verminderung um 66% in einem hohen Pflanzenbestand (ab BBCH 31/32) beim Einsatz einer luftunterstützten Pflanzenschutzspritze, die mit Injektordüsen ausgerüstet ist.

Dem gegenüber kann es bei der Applikation mit dieser Technik auf den nicht bedeckten Boden zu höheren Abtriftwerten kommen, wenn die zugesteuerte Luft nicht entsprechend angepasst wird. Aus diesem Grund sollte die Applikation im Herbst oder Frühjahr bei geringem Pflanzenwuchs ohne oder mit sehr geringer Luftunterstützung vorgenommen werden. Weiterhin besteht die Möglichkeit, die verwendeten Injektordüsen (ID-Düsen) auch mit geringem Druck von 2,5–3,0 bar im Gewässerrandbereich einzusetzen, um die Gefahr der Abtrift durch größere Tropfen (MVD von ca. 450 µm) zu vermindern. Dadurch wird diese Düsenteknik im Verzeichnis „verlustmindernde Geräte“ eingestuft. Nach Untersuchungen von RIPKE (1991), GANZELMEIER & KÖPP (1992) und GANZELMEIER (1997) können unter standardisierten Bedingungen die gültigen Abtrifteckwerte von 0,6% für Flächenkulturen im 5 m Abstand um 75-85% unterschritten werden.

Untersuchungen im Vorhaben unter Praxisbedingungen zeigten, dass bei abtriftrelevanten PSM-Applikationen im Gewässerrandbereich nur in der Hälfte der Fälle der Wind in Richtung Gewässer wehte. Im Durchschnitt aller Anwendungen konnten in Lamspringe, rückstandsanalytisch keine PSM-Einträge nachgewiesen werden. Der Wind weht dabei mit einer Max. Geschwindigkeit <5 m/s.

Dennoch muss darauf hingewiesen werden, dass unter anderen Windbedingungen, wie sie an Küstenstandorten vorkommen, deutliche Zusammenhänge zur direkten Abtrift bestehen (ARVIDSSON, 1985). Genauso zeigte RIPKE, (1991) eine Abtriftzunahme bei kleinerer Düsenbohrung und steigendem Betriebsdruck auf. Die im Vorhaben erprobte "Gewässerrandvariante" stellt somit einen wirkungsvollen Lösungsansatz für die Praxis dar. Zusätzlich bietet die deutliche Unterschreitung der Abtrifteckwerte mit der beschriebenen Technik einen Ansatz flexible Abstandsauflagen im Rahmen des Zulassungsverfahrens umzusetzen, wie STRELOKE & ROTHERT (1999) es vorgeschlagen haben und inzwischen im Bundesanzeiger veröffentlicht wurde. Bei Neuzulassungen wird in Zukunft entsprechend verfahren.

Das zur Verminderung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer erprobte Mulchsaat-Verfahren zu Winterweizen führt allerdings zu phytopathologischen Folgeproblemen und damit verbunden zum möglichen Einfluss auf die Fruchtfolge oder der standortbezogenen Anwendung von zusätzlichen Pflanzenschutzmaßnahmen. Hier muss man abwägen, ob der Erosionsschutz und die Verringerung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln Vorrang hat, oder der Pflug als vorbeugende Pflanzenschutzmaßnahme zur Reduzierung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln Vorrang hat

So verlangt das Mulchsaat-Verfahren über eine Fruchtfolge betrachtet für eine wirtschaftliche Produktion die Einhaltung bestimmter Voraussetzungen und beinhaltet gewisse Risiken, speziell im pflanzenpathologischen Bereich. Zunächst ist die Gestaltung der Fruchtfolge zu nennen, die eine gute Entwicklung der jeweiligen

Hauptfrucht und Folgefrucht gewährleisten muss (BAEUMER; 1992). Unzureichende Möglichkeiten zur Bekämpfung von Wintergetreide in einer anderen Wintergetreideart (Bsp. Winterweizen in Wintergerste) führt zum Einbau von Sommerungen in die Fruchtfolge bzw. zur Selbstfolge (z. B. Winterweizen nach Winterweizen). Da aus ökonomischen Gründen die Gewinne aus Sommerungen deutliche geringer sind, kann mit dieser Maßnahmen die Wirtschaftlichkeit eines Betriebes gefährdet werden. Folglich wird der Selbstfolge der Vorzug gegeben. Doch Kombination mit konservierender Bodenbearbeitung erhöht sich das Risiko für ein Auftreten von pilzlichen Schaderregern. Letzteres wird durch die Ergebnisse im Rahmen des Projektes und durch zahlreiche weitere Untersuchungen deutlich. Allein durch Verminderung oder Verzicht auf die Bodenbearbeitung kann es zu Problemen mit Schaderregern kommen (*Drechslera tritici repentis*, *Septoria* sp., *Fusarium* sp.) und einer Zunahme des Besatzes schwer bekämpf-barer Ungräser und Unkräuter wie z. B. Windhalm, Trespe, Ackerfuchsschwanz und Quecke (ARNOLD-REIMER, 1994; KNAB & HURLE 1986; BALGHEIM; 1998; PALLUTT, 1999; WOLF & HOFFMANN, 1993; BECK, 1999).

In Lamspringe konnte in den Untersuchungen vornehmlich eine starke Erhöhung des Windhalmbesatzes (*Apera spica venti*) bei unveränderter Fruchtfolge festgestellt werden. Die im Vorhaben durchgeführten Untersuchungen bestätigten damit die bisherigen Ergebnisse (z. B. Zunahme des Windhalmbesatzes) anderer Autoren durchaus. Mehrjährige Ergebnisse zeigen allerdings gute Wirkungsgrade neuerer Wirkstoffe auch unter starken Besatzen. Bislang konnte die höchste Wirtschaftlichkeit durch Herbstanwendung im Keimblattstadium des Ungrases erreicht werden. Mittlerweile stehen sulfonylharnstoffhaltige Herbizide zur Verfügung, die sehr blattaktiv sind und somit im Frühjahr zu guten Bekämpfungserfolgen führen. Damit verringert sich das Risiko eines möglichen Austrags in Oberflächengewässer. Allerdings ist bei höchster Priorität des Erosionsschutzes in Abhängigkeit vom Standort mit einem Mehraufwand von 40-50 DM/ha bei einem Verzicht auf Isoproturon und der Beibehaltung der Fruchtfolge zu rechnen (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER HANNOVER, Pflanzenschutzamt, 1999).

Hinsichtlich der pilzlichen Schaderreger bewirkten die eingeführten Erosionsschutz-Maßnahmen eine Erhöhung des Inokulums von *Drechslera tritici repentis* in Form infizierter Strohrückstände (WOLF & HOFFMANN, 1994; BARTELS & RODEMANN, 1998). Vereinzelt galt dies auch für die Fusarium-Arten. Die Folge war ein, im Laufe der Jahre zunehmender Befallsdruck, der letztlich in Extremfällen zu Ertragsverlusten von bis 50% führte. Im Vorhaben vorgenommene Untersuchungen zur Epidemiologie des Erregers und dessen Bekämpfung führten zu praktikablen Strategien, die allerdings zu einem monetären Mehraufwand für Fungizide von 50–60 DM/ha führen. Die bei pflugloser Bodenbearbeitung gegenüber dem Pflugeinsatz eingesparten Arbeiterledigungskosten werden auf Lehm- und Sandstandorten durch die Mehraufwendungen bei pflugloser Stoppelweizenbestellung für Herbizide (40-50 DM/ha) und Fungizide (50-60 DM/ha) z. T. mehr als ausgeglichen, so dass hier kein ökonomischer Vorteil, aber ein Beitrag zu mehr Bodenschutz verbleibt. Dagegen wird auf Tonstandorten, wo für die Zerkleinerung nach der Pflugfurche hoher mechanischer Aufwand notwendig ist, mit der pfluglosen Bodenbearbeitung der Mehraufwand für Pflanzenschutz durch den geringeren Aufwand für die Bodenbearbeitung Kosten eingespart.

Die Untersuchungen des Grabenwassers auf Pflanzenschutzmittel ergaben einen höheren Austrag von Herbiziden. Dagegen wurden fungizide und insektizide Wirkstoffe nicht oder nur sporadisch ausgetragen. Zu erklären ist dieser Sachverhalt neben den physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften durch die größtenteils direkte Applikation der Herbizide auf den unbedeckten Boden. Fungizide und Insektizide werden dagegen in der Regel erst in späteren Entwicklungsstadien der Pflanzen eingesetzt, in denen eine weitgehende Bedeckung des Bodens durch die Kulturen besteht und somit die direkte Applikation der Wirkstoffe auf dem Boden zum größten Teil unterbleibt. BECKER et al. (1999) geben Belagsmengen für Getreide von bis zu 50% bis zum BBCH-Stadium 29 an. Nach diesem Entwicklungs-Stadium steigt der Wert für den von der Kultur zurückgehaltenen Spritzflüssigkeits-Anteil auf 90% (ab BBCH 39) an. Die ausgebrachten Wirkstoffmengen werden folglich mit fort schreitendem Entwicklungsstadien der Kultur zunehmend an die Pflanzen angelagert bzw. von diesen aufgenommen. Abbau- und Umsetzungsprozesse nehmen mit größer werdenden Pflanzen zu. Der Boden wird dadurch entlastet.

Beurteilung von Pflanzenschutzmitteleinträgen

Durch in dem Vorhaben durchgeführte ganzjährige Wasserbeprobung der Oberflächengewässer in den Versuchstälern war es zusätzlich möglich, eine Beurteilung von Maßnahmen hinsichtlich der Gewässerqualität über die im Gewässer bestimmten Pflanzenschutzmittelrückstände vorzunehmen. Darüber

hinaus konnte Grundlage dieser sehr exakt ermittelten Daten ein Vergleich mit in der Literatur beschriebenen Studien anderer Versuchsgebiete vorgenommen werden. Zu diesem Zweck wurden aus den Gewässern der Versuchstäler Wasserproben entnommen und auf Pflanzenschutzmittelrückstände untersucht. Ein Jahresverlauf der PSM-Einträge konnte somit aufgezeigt werden.

Bei der Bewertung von PSM-Einträgen ist eine Kenntnis über die von MÜLLER-WEGENER (1992), SEEL et al., (1995) und FISCHER (1996) beschriebenen Eintragspfaden erforderlich.

Im vorliegenden Vorhaben wurden ansatzweise Untersuchungen zur Bestimmung der Eintragspfade vorgenommen. Durch Erosions-Kartierungen konnten Wasserbewegungen auf den Ackerflächen und Übertritte in das Gewässer exakt lokalisiert werden. Der Anteil solcher Ereignisse am Gesamteintrag und an den bestimmten Wirkstoffkonzentrationen konnte jedoch nicht differenziert ermittelt werden.

Die derzeit zur Verfügung stehende Beprobungstechnik, die Heterogenität der Täler und die Unterschiede bei der Applikation des gleichen Wirkstoffs auf verschiedenen Ackerschlägen ermöglichte kaum eine detaillierte Bilanzierung und Beurteilung der einzelnen Eintragspfade (Run off, Drainage und Abtrift) über die Jahre durchgeführt werden. Folglich kann nur eine Bewertung der gesamten Maßnahmen bzgl. des ganzen Tales vorgenommen werden.

Untersuchungen von SEEL et al. (1994) und TRAUB-EBERHARD (1994) zeigen die Schwierigkeit einer Quantifizierung unter Praxisbedingungen auf. Beide Literaturquellen beschreiben die Bedingungen, die für landwirtschaftliche Nutzflächen relevante Eintragspfade zu erhöhten PSM-Austrägen führen können. Dagegen gibt FISCHER (1996) für seine Versuchsstandorte Einträge über Drainage in einem Bereich von 0,02% bis 0,2% der applizierten Aufwandmenge an. Die Quantifizierung der Abtrift ist seiner Ansicht sehr schwierig. Sie kann Anteile von <0,001% bis zu 0,02% der Aufwandmenge annehmen. Auffallend ist, dass durch FISCHER (1996) im Frühjahr bei einem geringen Aufwuchs im Gewässerbereich höheren Austragsraten durch Abtrift ermittelt wurden. Demgegenüber wurde im Vorhaben durch die praxisnahen Messungen keine relevante Abtrift festgestellt.

Über die verschiedenen Austragspfade betrachtet lässt sich nach KÖRDEL et al., (1997) folgende Reihenfolge aufstellen: Run off>Drainage>Abtrift. Diese Abfolge in die Bedeutung der Eintragspfade wird auch von MÜLLER-WEGENER et al., (1994) und HURLE et al. (1979) und (1992) und durch das Vorhaben bestätigt.

Die ermittelten Gesamtaustragsraten der Versuchstäler des Vorhabens variierten zwischen 0,0003% und 0,07%. Im Mittel aller Standorte wurden über die Jahre lediglich 0,016% der applizierten PSM-Menge in die Oberflächengewässer ausgetragen.

Die niedrigeren Austragsraten wurden für die niederschlagsärmeren Standorte in Sachsen-Anhalt (450 mm/Jahr) und die kleinstrukturierten Versuchstäler in Baden-Württemberg ermittelt. Die Austräge an den niederschlagsreicheren niedersächsischen Standorten (ca. 770 mm Niederschlag/Jahr) schwankten zwischen 0,003% und 0,07%. Einflüsse von Abtrifteinträgen, die aufgrund vorherrschender Bedingungen möglich gewesen wären, waren rückstandsanalytisch nicht messbar bzw. im Organismen-Monitoring nicht zu erkennen. Diese Ergebnisse stehen damit in gewisser Weise im Widerspruch zu den von FISCHER (1996) ermittelten Ergebnissen.

Will man diese ermittelten Daten anderen Untersuchungen gegenüberstellen, um die Effektivität eingeführter Maßnahmen abzuschätzen, müssen vorher die Randbedingungen verglichen werden. Aufgrund unterschiedlich großer Versuchsgebiete (z. B. Feldstudie oder Einzugsgebiet), der Analyse anderer Wirkstoffe, nicht identischer Witterungs- und Boden-Bedingungen und letztlich sogar Unterschiede in Produktionsverfahren, ist ein direkter Vergleich nicht zulässig. Der Vergleich der Austräge kann somit nur Anhaltspunkte geben.

Selbst die Austragsraten in den im FuE-Vorhaben ausgesuchten Versuchs-/Vergleichstäler innerhalb eines benachbarten Gebietes sind kaum zu vergleichen. Im Detail bedeutet das, eine Beurteilung der Verringerung des Austrages der PSM durch einzelne Maßnahmen oder aber deren Kombination ist aufgrund der Versuchsanlage nicht möglich, da der direkte Vergleich fehlt. Obwohl in der Standortwahl darauf geachtet wurde, dass Hangneigung, Jahresniederschläge, Temperatur, Flächengröße und Fruchtfolge in den Vergleichstälern nahezu identisch sind, bedingen natürliche wie auch einzelbetriebliche Einflussfaktoren unterschiedlichen Austrags-Raten. So ließen sich weder die Termine der Bodenbearbeitung, der Aussaat von Getreide; Mais und Zuckerrüben noch der Zeitpunkt der Herbizidapplikation synchronisieren (z. B. Lamspringe ↔ Wöllersheim). Diese Unterschiede und auch naturbedingt abweichende

Niederschlagsmengen und -intensitäten, Bodenfeuchten gerade vor oder nach einer Applikation führten zu abweichenden Wirkstoffverlagerungen. Applikationstermine, die nur wenige Tage voneinander abwichen, bewirkten bei einem möglichen Austrag des gleichen Wirkstoffs unter Umständen schon erhebliche Verzerrungen. Das trat auf, wenn beispielsweise starke Niederschläge fielen und damit den Austrag der applizierten Wirkstoffe erheblich beeinflussten (Herbst, 1996). Eine Bewertung von Einzelmaßnahmen ist nur bedingt möglich gewesen, sofern sie in einem Zusatzversuch überprüft wurde, wie es beispielsweise für die Abtrift und das Rückhaltevermögen der Pufferstreifen der Fall war. Die erzielten Ergebnisse zum Gesamtaustrag an den sechs Standorten sind daher das Resultat komplexer Zusammenhänge verschiedener Faktoren. Damit können sie nur in ihrer Gesamtheit dargestellt und bewertet werden.

Zu diesem Zweck und als zusätzliche Hilfe zur Beurteilung des Projektes sollte ansatzweise der Versuch unternommen werden, die Ergebnisse mit Daten aus anderen Studien zu vergleichen, vorbehaltlich unterschiedlicher Randbedingungen.

So belegen Ergebnisse aus anderen Feldstudien, dass die im Vorhaben ermittelten Austrags-Raten zwischen 0,01% und 0,06% vergleichbar sind mit anderen Ergebnissen aus Feldstudien (KÖRDEL, 1997) bzw. teilweise um den Faktor 10 darunter liegen. Das lässt den Schluss zu, dass die eingeführten Bodenschutzmaßnahmen und Änderungen des Produktionsverfahrens wirksam waren und Einträge von Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässer auf ein Minimum reduziert haben.

Im Vergleich dazu liegen die Austragsraten von Parzellenversuchen mit simulierten Niederschlagsmengen zwischen 0,45% und 3,3% der applizierten Menge (BROWN et al., 1995; HARRIS et al., 1995). Anhand dieser hohen Austräge wird die Problematik der Übertragbarkeit der Ergebnisse von Beregnungsversuchen auf in Feldstudien oder Einzugsgebieten ermittelten Austragsraten deutlich. Da in den Parzellenstudien vielfach mit Starkregen gearbeitet wird bzw. bei kleiner Parzellengröße die Schutzfunktion einer den Abfluss hemmenden Mulchsaat nicht zur Wirkung kommt, geben diese Werte nicht das wieder, was in der Natur abläuft. KÖRDEL & KLÖPPEL (1997) begründen diese höheren Austräge mit dem früheren Beginn des Ablaufs bei Parzellenversuchen mit Starkregenereignissen.

Die Austragsraten von größeren Einzugsgebieten (z. B. 9 km² bei KREUGER, 1998) variieren zwischen 0,02% und 1,96%. Aufgrund der großen Streubreite und der eingeschränkten Möglichkeit an allen Fließgewässern Wasserproben zu entnehmen und diese auf Pflanzenschutzmittel zu untersuchen, wird versucht über Modelle (z. B. PELMO) PSM-Austräge zu berechnen bzw. Eintragsrisiken zu simulieren (KLEIN, 1995; KUBIAK, 1999; HUBER, 1999; BACH et al. 1999). Neben der Ermittlung der Eintragspfade und deren Bedeutung werden auch Austragsraten bezogen auf die applizierte Wirkstoffmenge festgestellt. Dabei wird mit Hilfe des Simulationsmodells PELMO die Tiefenverlagerung eines Stoffes berechnet. Vorab erfolgt auf der Basis des geographischen Informationssystems (GIS) eine Rasterung der Naturräume. Zusätzlich werden die physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften, die klimatischen, bodenkundlichen und hydrologischen Parameter in die Modellierung einbezogen, um Aussagen über Wirkstoffeinträge in Oberflächengewässer zu treffen. Nach den von BACH et al., 1999 durchgeführten Untersuchungen werden im Bundesgebiet pro Jahr (Referenzjahr 1994) 13,8 t ausgetragen, was einer Austragsrate von 0,05% entspricht. Dabei setzt sich diese Menge im Bundesgebiet zusammen aus 10% durch Drainage, 66% durch Run off und 24% durch Abtrift. Bzgl. einzelner Wirkstoffe variiert die Austragsrate zwischen < 0,01% für schnell abbaubare Wirkstoffe und 0,42% für Ethofumesat.

Die in dem Vorhaben auf der Basis gemessener Konzentrationen berechneten Austragsraten liegen für die Summe der verwendeten Wirkstoffe zwischen 0,0003% und 0,07% ($\bar{\sigma}$ 0,016%), also im Mittel um das 3-4fache niedriger. Allerdings gehen in diese Berechnungen nur Austräge aus flächiger Feldnutzung mit ein, während bei der Modellierung auch wesentlich stärker gefährdete Nutzungsgebiete wie Obst- und Weinbau in Steillagen oder gewässerreichem Gebiet berücksichtigt werden. Daher ist auch die deutliche Überschätzung der PSM-Einträge durch Abtrift zu erklären, die im FuE-Vorhaben trotz unterschiedlicher strukturierter Versuchs-Täler nicht nachzuweisen war.

Bei einer differenzierenden Betrachtung gemessener Wirkstoffkonzentration bzw. daraus errechneter Austragsraten verschiedener Studien wird deutlich, dass diese Werte wesentlich von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der eingesetzten Wirkstoffe (Wasserlöslichkeit, Sorption, Abbau-Geschwindigkeit) und besonders von den natürlichen Bedingungen wie Beschaffenheit der Bodenoberfläche, Zeitpunkt der Regenereignisse nach der Applikation, kumulative Niederschlagsmenge, Regenintensität, Wassersättigungsgrad des Bodens und Pflanzenbestand (KÖRDEL & KLÖPPEL; 1997) beeinflusst werden. Dabei zeigte sich in den Untersuchungen von LENNARTZ et al. (1997), dass

Niederschläge hoher Intensität, die direkt nach der PSM-Applikation erfolgen, dass Austragsrisiko drastisch erhöhen, da eine Stoffdiffusion ins Innere der Bodenaggregate kaum erfolgen kann. Eine mögliche Sorption des Wirkstoffs an Bodenaggregate ist folglich nur eingeschränkt möglich.

Daher stellt sich auch die Frage, ist von der Seite des Wirkstoffs gesehen ein Lösungsansatz möglich, um das Risiko eines PSM-Eintrags in Oberflächengewässer zu minimieren. Es wäre daher denkbar auf Wirkstoffe zurückzugreifen, bei denen die physikalisch-chemischen Eigenschaften auf ein geringes Austragsrisiko hindeuten.

Diese Vorgehensweise wird auch von den Autoren LOGAN, (1993); HORNSBY et al., (1993); FRAHM & GEBEL, (1996) favorisiert. Ein bereits bestehender "Anwenderleitfaden" (grower guide) von HORNSBY et al. (1993) für Betriebe in wassersensiblen Gebieten berücksichtigt bei der Auswahl der Wirkstoffe folgende Kriterien:

- K_{OC} -Werte; Halbwertszeiten (Abschätzung des Abschwemmungs- und Leachingpotentials),
- Aquatowerte der Pflanzenschutzmittel sowie
- Bodeneigenschaften.

Durch Verzicht auf Wirkstoffe ließe sich der PSM-Austrag vermutlich mindern. Wirtschaftliche Nachteile durch den Einsatz teurerer Ausweichprodukte könnten für betroffene Betriebe die Folge sein.

Dass diese Vorsichtsmaße lediglich sinnvoll für austragsgefährdete Gebiete/Bedingungen ist, zeigen Ergebnisse der Untersuchungen des abgeschlossenen FuE-Vorhabens. So wurden herbizide Wirkstoffe wie beispielsweise Isoproturon (niedriger K_{OC} -Wert) häufiger gefunden als andere. Dennoch wird deutlich, dass nach einer vorgenommenen Applikation nicht generell ein PSM-Austrag die Folge ist.

Ökotoxikologie

Die "ökotoxikologischen Untersuchungen" hatten das Ziel festzustellen, ob die in die Gewässer gelangten PSM schädliche Auswirkungen auf Gewässerorganismen haben. Für diese Untersuchungen wurden Algen, im wesentlichen Kieselalgen, und Zoobenthos herangezogen, weil im wesentlichen Herbizide ausgetragen wurden. Im Rahmen des passiven Monitorings war detailliert zu prüfen und zu beurteilen, ob die Konzentrationen der in die Gewässer gelangten PSM Auswirkungen auf die Artenspektren der Gewässer oder auf die Abundanzen der gefundenen Arten der Algen oder des Zoobenthos hatten.

Niedersachsen - Lamme und Wöllersheimer Bach (=Wölle)

Untersuchungen an Algen

Die Untersuchungen (passives Monitoring) mit Algen bezogen sich im wesentlichen auf Kieselalgen (Diatomeen). Zu verschiedenen Zeitpunkten wurden die Arten (96 Taxa) und deren Häufigkeiten erfasst. In der Artenausstattung unterschieden sich die beiden Kleingewässer (Lamme und Wölle) nicht wesentlich voneinander. Die Arten mit niedrigen Abundanzen waren nicht zu allen Probenahmeterminen vorhanden, sondern unterlagen jahreszeitlichen Sukzessionen. Die gravierendsten Änderungen hinsichtlich der Algenzönose und Abundanzen traten im Oktober 1998 in der Lamme nach einem heftigen Regenereignis mit Erosion von den Feldern auf. Nach diesem Ereignis, bei dem auch Teile des Sediment ausgeräumt wurde, gingen die dominanten, eutraphenten Arten zurück. Die subdominanten Arten erreichten dagegen größere Abundanzen. Von den erfassten Arten gingen grundsätzlich keine verloren, und es kamen keine neuen hinzu. Die Analyse der Trophie aus der trophischen Präferenz der Diatomeen-Arten (soweit sie bekannt ist) führte zu dem Ergebnis, dass beide Gewässer vorwiegend mit eutraphenten Arten besiedelt sind. Über die Pigmentanalytik ließ sich eine quantitative Biomassebestimmung vornehmen. Für die Kieselalgen bestand eine gute Korrelation zwischen Fucoxanthin-Gehalt in den Zellen und der Gesamtzellzahl.

In der Lamme gab es 4 Eintragungsspitzen von Herbiziden mit den Wirkstoffen Isoproturon und Chloridazon, durch die ökotoxische Wirkungen auf Algen nicht a priori auszuschließen waren. Alle sonstigen gemessenen Konzentrationen ließen unter Berücksichtigung der Zulassungsdaten keine Auswirkungen auf Algen erwarten. Weder die Biomasseentwicklung noch das Artenspektrum noch die Dominanzverhältnisse der Algen ließen Einflüsse von PSM erkennen. Auch aus den toxikologischen Untersuchungen (Grünalgentest; LC_{50} und NOEC) sowie aus dem aktiven Monitoring im Labor mit *Scenedesmus subspicatus* mit Wasser der Lamme waren keine toxischen Effekte festzustellen. Im Bereich der gemessenen Rückstände gab es eher Förderungen als Hemmungen der Zellvermehrung der Algen.

Untersuchung des Zoobenthon

In der Lamme, der Wölle und zusätzlich in einem von landwirtschaftlicher Nutzung unbeeinflussten naturnäheren Gewässer (Waldbach) wurde das Zoobenthos mit 25 Familien mit 55 Arten erfasst.

Während des Untersuchungszeitraums wurden mehrfach auch Insektizide angewendet, ohne dass in den Gewässern Rückstände nachgewiesen wurden. Aus den Daten der ökotoxikologischen Laborprüfungen im Zulassungsverfahren ist zu entnehmen, dass die Insektizide unterhalb der Nachweisgrenze der Analysemethoden toxisch auf Organismen wirken können. Auswirkungen auf die Abundanzen des Zoobenthons ließen sich jedoch nicht beobachten, obwohl Effekte von Insektiziden unterhalb der Nachweisgrenze mit Carbamaten auf die Drift von Gammariden von LIESS & SCHULZ (unveröffentlicht) nicht ausgeschlossen werden.

Unter dem Vorbehalt, dass sich in Freilandversuchen geringfügige Effekte auf Artenzusammensetzung und Abundanzen nicht erkennen lassen, waren ökotoxische Auswirkungen der nachgewiesenen Einträge von herbiziden Wirkstoffen (Isoproturon und Chloridazon) auf das Periphyton und das Zoobenthon nicht festzustellen und aufgrund der Daten aus der Zulassungsprüfung (NOEC und EC₅₀ bzw. LC₅₀) auch nicht zu vermuten. Für die Beurteilung möglicher Einflüsse von PSM auf limnische Lebens-Gemeinschaften sind insbesondere die erhöhten Konzentrationen nach Regenereignissen kritisch zu betrachten. Zumindest bei den untersuchten Gewässern scheint die Grundbelastung mit PSM (Grundrauschen) hinsichtlich ökotoxischer Wirkungen keine Bedeutung zu haben.

Einfluss von PSM-Abtrift auf die Makrofauna in einem periodisch trockenfallenden Graben bei Kirchart

Der untersuchte arten- und individuenreiche Graben (mehr als 87 Taxa) wies langanhaltende Trockenperioden auf. Der Wechsel von Austrocknung und Wiedervernässung des Grabens spiegelt sich wider in Sukzessionen aquatischer, ambivalenter und terrestrischer Tiere. Die typischen obligaten Wasserbewohner wie vor allem Bachflohkrebse sowie Eintags-, Stein- und Köcherfliegen wurden nach dem ersten beobachteten Austrocknen auch während späterer Wasserführung im selben Jahr kaum mehr gefunden. Die Trockenheit überdauernde oder nach erneuter Wasserführung einwandernde Tiere wären theoretisch durch eine Kontamination des trockengefallenen Grabens durch PSM-Abtrift gefährdet. Nach den beiden experimentellen Applikationen einer Tankmischung Herbizid + Insektizid (Arelon flüssig + Decis flüssig) auf den ausgetrockneten Graben setzte nach 2 bzw. 3 Wochen die Wasserführung wieder ein. Im Wasser sowie im Sediment konnten zu diesem Zeitpunkt keine Insektizidrückstände mehr nachgewiesen werden. Bei keiner der Tiergruppen bzw. Arten trat eine deutliche Beeinträchtigung ihres Vorkommens (Artenzahl und Diversität) durch die Applikation der PSM-Tankmischung auf. Durch die häufige Austrocknung und die geringen Abundanzen typischer Wassertiere kommt es allerdings zu einem zusätzlichen Einfluss auf Artenzahl und Diversität.

Monitoring der Makrofauna in einem ständig wasserführenden Graben bei Fürfeld

Dieses Gewässer wies 1998 mit mehr als 62 Taxa der Makrofauna eine relativ große Artenvielfalt, jedoch aufgrund der absoluten Dominanz der Bachflohkrebse eine geringe Diversität auf. Insgesamt waren nach Pflanzenschutzmaßnahmen keine wesentlichen Verminderungen der Diversität zu erkennen. Im Frühjahr 1998 wurde ein starker Rückgang der Makrofauna, insbesondere der Bachflohkrebse, beobachtet, der sich 1999 nicht wiederholte.

Die bisherigen Arbeiten dienen als Voruntersuchung für eine experimentelle Exposition der Grabenzoenose gegenüber einem Insektizid, die im Jahr 1999 erfolgte, jedoch noch nicht abschließend ausgewertet wurde.

Folgerungen für die Zulassung und Bewertung von Pflanzenschutzmitteln

Kleine Fließgewässer in der Agrarlandschaft sind durch das Gewässermanagement, z. B. Begradigung, Einleiten von Wasser aus Drainagen, Ausräumen, und durch die landwirtschaftliche Nutzung der anliegenden Felder, auf denen der Boden bearbeitet und gedüngt wird und PSM angewendet wird, anthropogen beeinflusst. Es ist nicht möglich, in die Untersuchungen hinsichtlich der Biotopbedingungen ein gleichartiges Gewässer in Untersuchungen einzubeziehen, in dessen Einzugsgebiet keine Anwendung von PSM stattfindet. Es ist davon auszugehen, dass die Lebensgemeinschaften an die Bedingungen der Gewässer

in der Agrarlandschaft angepasst sind, d. h. auf längere Sicht nur die Organismen vorkommen, die bei den gegebenen Bedingungen existieren können.

Wie sich Populationen wirklich entwickeln, lässt sich nur bei ausreichend häufigen und langfristigen Beobachtungen erkennen. Veränderungen, die bei kurzfristiger Betrachtung als Zu- oder Abnahme erscheinen, können sich bei langfristiger Beobachtung als Teil eines Populationszyklus erweisen (LAMPERT & SOMMER, 1993). Abundanzabnahmen können sich durch verschiedene Faktoren wie Temperatur, Auswaschung durch Hochwasser oder Austrocknung ergeben.

Aus den ökotoxikologischen Untersuchungen der beschriebenen Kleingewässer lassen sich keine grundsätzlichen Konsequenzen für die Prüfung von PSM ableiten. Mit den Algen-Inhibitions-Tests, wie sie in der OECD-Guideline 201 beschrieben sind, wurde ein Ansatz mit wenigen Wiederholungen und dafür mehr Konzentrationsstufen gewählt. Der Vorteil dieser Herangehensweise liegt darin, dass durch die Erhöhung der Anzahl der Stufen weitere Wertepaare auf der Konzentrations-Wirkungs-Kurve liegen, wodurch eine exaktere statistische Beschreibung des Kurvenverlaufs möglich ist. Es wäre zu begrüßen, wenn dieser Mehraufwand als Prüfansatz für die Zulassung diskutiert würde.

Im Rahmen des Zulassungsverfahrens sind in besonderen Fällen Freiland- und Halbfreilandversuche gefordert. Diese werden in künstlichen Modellsystemen mit möglichst natürlichen Organismen-Gemeinschaften durchgeführt und sind so angelegt, dass Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen bestimmt werden können. Freilandversuche in Gewässern der Agrarlandschaft sind für die Routineprüfung von PSM nicht geeignet, weil geringfügige Auswirkungen von PSM auf aquatische Biozönosen nicht statistisch sicherbar nachgewiesen werden können und sich von anderen Einflussfaktoren (z. B. Sedimenträumung) trennen lassen.

Da die ökotoxikologische Bewertung von Pflanzenschutzmitteln auf Modellannahmen aufbaut, sind jedoch Felduntersuchungen zur kritischen Überprüfung und zur wissenschaftlichen Weiterentwicklung der Bewertungsansätze im Sinne der Richtlinie 97/57/EG erforderlich. Die chemischen Analysen liefern Daten zum Eintrag, zur Exposition und zur Verweildauer von Pflanzenschutzmitteln. Die ökologischen und ökotoxikologischen Untersuchungen vertiefen die Kenntnisse über die Artenvielfalt, die natürliche Populationsdynamik und mögliche Risiken für Organismen durch Pflanzenschutzmittel.

Schlussfolgerungen für die praktische Umsetzung der Erkenntnisse aus dem Vorhaben

Beim Vergleich der im FuE-Vorhaben durchgeführten Untersuchungen und ermittelten Ergebnisse mit den Literaturangaben ergeben sich doch einige Unterschiede.

- Die bisher eingesetzten Modellsimulationen zum Eintrag ins Grundwasser überschätzen den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln (PELMO) im Vergleich zu Berechnungen, die analytische Messungen beruhen sowie Kleinparzellenversuche mit Beregnung.
- Der Eintrag von PSM in Oberflächengewässer selbst aus einem stark erosionsgefährdeten Tal ist geringer als aus der Literatur hervorgeht, obwohl dort vorrangig PSM verwendet wurden, die nicht gerade gering wasserlöslich sind und niedrige K_{OC} -Werte besitzen.
- Die Einträge durch Abtrift werden überschätzt und lassen sich durch einfache technische Maßnahmen um bis zu 80% reduzieren. Technische Neuerungen bieten wirksame Lösungsansätze.
- Mulchsaat in Kombination mit ergänzenden Maßnahmen zur Hemmung des oberflächlichen Wasserabflusses (3 m Randstreifen, Intervalleinsaat in Fahrgassen, Breitreifen) reduziert die Einträge bei normalen Regenereignissen deutlich, können jedoch bei starker Hangneigung und bei Starkregenereignissen kurz nach dem Applikationstermin PSM-Einträge nicht verhindern.
- Die Handhabung der Mulchsaat zu Zucker-Rüben und zu Winterweizen nach Zucker-Rüben ist praxisreif, ebenso wie die Maßnahmen zur Abtrift-Reduzierung und zur Abschwemmungsverhinderung in Fahrgassen.
- Die Mulchsaat von Winterweizen nach Winterweizen, die zum Erosionsschutz notwendig ist, bringt allerdings neue Pflanzenschutzprobleme durch zusätzliche Aufwandsmengen an PSM und Kosten mit sich. Damit ist ein wirtschaftlicher Vorteil für den Betrieb nicht verbunden, sondern nur der langfristige Effekt der Erosionsminderung wirkt sich positiv aus.

Literatur

- Arnold-Reimer, K. (1994): Einfluss konservierender Bodenbearbeitung auf Pflanzenkrankheiten und Unkräuter im Getreide und Konsequenzen für einen gezielten Pflanzenschutz. Diss. Univ. Göttingen.
- Arvidsson, T. (1985): Phytotoxic damage and residues of mcpa in spring rape caused by wind drift. – weeds and weed control. 26th Swedish Weed Conference, Uppsala, 302-311.
- Bach, M., Huber, A., Frede, H.-G. (1999): Modeling non-point source inputs of pesticides into surface waters in Germany. Workshop „Cost-Benefit Analysis of Crop Protection, Leipzig.
- Baker, J.L., Lafen, J.M., Johnson, H.P. (1978): Effect of tillage systems on runoff losses of pesticides, a rainfall simulation study. Trans. Am. Soc. Agric. Eng., 21, 886-892.
- Balgheim, R. (1998): Trespen - ein zunehmendes Problem im hessischen Wintergetreideanbau. Z. Pflkrankh. Pflschutz, Sonderh., XVI, 475-483.
- Bartels, G., Rodemann, B. (1998): Einsatz neuerer Fungizide in Wintergerste und Winterweizen zur Bekämpfung von Halmbasis-, Blatt- und Ährenkrankheiten - Ergebnisse des Jahres 1997. Getreidemagazin, 1; 6-9.
- Baeumer, K. (1992): Allgemeiner Pflanzenbau. Eugen Ulmer Verlag GmbH, Stuttgart.
- Beck, R. (1999): Risiko: Ährenfusariosen. Landwirtschaft ohne Pflug, 2, 14.
- Becker, F.A., Klein, A.W., Einkler, R., Jung, B., Bleiholder, H., Schmider, F. (1999): The degree of gro, coverage by arable crops as a help in estimating the amount of spray solution intercepted by the plants. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutz, 51, S. 237-242.
- Borchers, U., Peters, B., Overath, H., Schumacher, D. (1995): Leistungen und Grenzen von Simulationsprogrammen zur Beschreibung und Quantifizierung des PSM-Transportes durch die ungesättigte Zone zur Grund-Wasseroberfläche. Vom Wasser, 84, 391-406.
- Bräutigam, V., Leber, B. (1991). Ohne Pflug grössere Pflanzenschutz-Probleme? Pflanzenschutz-Praxis, 3, 34-36.
- Brown, C.D., Hodgkinson, R.A., Rose, D.A., Syers, J.K., Wilcockson, S.J. (1995): Movement of pesticides to surface waters from a heavy clay soil. Pesticide Science, 43, 131-140.
- Felsot, A.S., Mitchell, J.K., Kenimer, A.L. (1990): Assessment of management practices for reducing pesticide runoff from sloping cropland in Illinois. J. Environ. Qual. 19, 539-545.
- Fischer, P. (1996): Quantifizierung der Eintragungspfade für Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern. - Boden und Landschaft, Band 12; S. 166
- Frahm, J., Gebel, D. (1996): Herbizidstrategien in wassersensiblen Gebieten. Gesunde Pflanzen 48, 266-271.
- Ganzelmeier, H., Köpp, H. (1992): Bewertung von Abtriftmessungen und deren Berücksichtigung im Zulassungsverfahren. Mitt. Biol. Bundesanstalt. Land-Forstwirtschaft. Berlin-Dahlem, Heft 283, 272-274.
- Ganzelmeier, H. (1997): Abtrift und Bodenbelastungen beim Ausbringen von Pflanzenschutzmitteln. Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft. Berlin-Dahlem, Heft 328, 115-124.
- Haider, J. (1994): Herbizide im Oberflächenabfluss und Bodenabtrag-Feldversuch mit simuliertem Regen. Diss. TU München-Weihenstephan.
- Harris, G.L., Jones, R.L., Catt, J.A., Mason, D.J., Arnold, D.J. (1995): Influence of agricultural management and pesticide sorption on losses to surface waters. Brighton Crop Protection Conference, Monograph No. 62: Pesticide Movement To Water, 305-310.
- Hoffmann, G., Verreet, J. (1988): Konzeption und Methode für eine zukunftsorientierte, gezielte Bekämpfung von Blatt- und Ährenkrankheiten an Getreide. Gesunde Pflanzen, 40 (11) 438-446
- Hornsby, A.G., Buttler, T.M., Randall B.B. (1993): Managing pesticides for crop production and water quality protection: practical grower guides. Agriculture, Ecosystems and Environment 46, 187-196.
- Huber, A. (1999): Modellierung der diffusen Gewässereinträge. – In: Pestizideinträge in Gewässer – Modellierung und Messung. Texte Umweltbundesamt, Band 85, 17-18.
- Hurle, K., Johannes, H. (1979): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Gewässer: DVWK-Nachrichten, 40, 118-144.
- Hurle, K., Lang, S. (1992): Pflanzenschutzmittel im Dränwasser. DVWK-Nachrichten, 119, 45.
- Kees, H. (1986): Einfluss zehnjähriger Unkrautbekämpfung mit vier unterschiedlichen Intensitätsstufen unter Berücksichtigung der wirtschaftlichen Schadensschwelle auf Unkrautflora und Unkrautsamenvorrat im Boden. Proc. Ewrs Symposium, Economic Weed Control, 399-406.
- Klein, M. (1995): Pelmo – Pesticide leaching model, version 2.01 users manual. Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg.
- Knab, W. (1988): Auswirkung wendender und nichtwendender Grund-Bodenbearbeitung auf die Verunkrautung in Abhängigkeit von Fruchtfolge und Unkrautbekämpfung. Diss. Univ. Hohenheim.
- Knab, W., Hurle, K. (1986): Einfluss der Grund-Bodenbearbeitung auf die Verunkrautung - Erstbeitrag zur Prognose der Verunkrautung. Proc. EWRS Symposium, Economic Weed Control, 309-316
- Koch, H. (1989): Vermeidung der Abdrift von Pflanzenschutzmitteln. KTBL-Arbeitsblatt 0237, Darmstadt.
- Kördel, W., Rönnefahrt, I. (1996): Bedeutung des Makroporenflusses für den Austrag von Pflanzenschutzmitteln auf drainierten Flächen. Vortrag. 50. Deutsche Pflanzenschutztagung, Münster.
- Kördel, W., Klöppel, H. (1997): Run off-Versuche aus Grossparzellen. Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft. Berlin-Dahlem, Heft 330, 31-38.
- Kreuger, J. (1998): Pesticides In stream water within an agricultural catchment in Southern Sweden. The Science of the Total Environment, 216, 227-251.
- Kubiak, R. (1999): Modellierung der Wirkstoffverlagerung im Boden mit dem Model Pelmo 3.0. Texte Umweltbundesamt, Band 85, 23-24.

- Landwirtschaftskammer Hannover, Pflanzenschutzamt (1998): Versuchsbericht. Landbuch Verlag GmbH.
- Landwirtschaftskammer Hannover, Pflanzenschutzamt (1999): Versuchsbericht. Landbuch Verlag GmbH.
- Lang, H. (1993): Im Pflanzenschutz zwischen Pflug und Grubber abwägen. *Hessenbauer*, **34**, 21-24
- Lennartz, B., Wichtmann, W., Weber, K., Widmoser, P. (1997): Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer durch Dränung. *Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch. Berlin-Dahlem*, Heft **330**, 39–62.
- Logan, T.J. (1993): Agriculture best management practices for water pollution control: current issues. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **46**, 223-231.
- Müller-Wegener, U., Kleine, W., Kaschanian, B., Ehrig, C.H., Schmidt, R., Poll, K., Milde, G. (1994): Pflanzenschutzmittelauswirkungen auf Trinkwassersperren. *Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene*, Band 92: Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Pallutt, B. (1997): Getreideanbau ohne Pflug: Wirkung auf Verunkrautung und Ertrag. *Der Pflanzenarzt*, 1-2, 3-6.
- Pallutt, B. (1999): Einfluss von Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Herbizidanwendung auf Populationsdynamik und Konkurrenz von Unkräutern in Wintergetreide. *Gesunde Pflanzen*, **51** (4), 109-120.
- Raupert, W. (1993): Kostenvorteile durch Pflugverzicht. *Land- und Forstwirtschaftliche Zeitung*, **50** (18), 8-9.
- Ripke, F.-O. (1990): „Abtrift beim Einsatz von Feldspritzgeräten“. *Landtechnik*, 144-148.
- Saue, T.J., Daniel, T.C. (1987): Effect of tillage system on runoff losses of surface-applied pesticides. *Soil Sci. Soc. Am.*, **51**, 410-415.
- Schwerdtle, F. (1977): Der Einfluss des Direktsaatverfahrens auf die Verunkrautung. *Z. Pflkrankh. Pflschutz, Sonderh.*, **VIII**, 155-163.
- Seel, P., Knepper, T.P., Gabriel, S., Weber, A., Haberer, K. (1994). Einträge von Pflanzenschutzmitteln in ein Fließgewässer - Versuch einer Bilanzierung. *Vom Wasser*, **83**, 357-372.
- Spatz R., Hurle K. (1998): Rückhaltevermögen von Pufferstreifen für pflanzenschutzmittelbelasteten Oberflächenabfluss. Abschlussbericht für das FuE-Vorhaben "Praxisgerechte Möglichkeiten und Verfahren zur Vermeidung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Abtrift und Abschwemmung", 150-162.
- Strelke, M., Rothert, H. (1999): Bewertung der Auswirkungen auf Gewässerorganismen sowie Erteilung geeigneter Auflagen zur Risikominderung. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.*, **51**, 295–298.
- Traub-Eberhard, U., Klein, W., Kördel, W., Winkler, R. (1995): Belastung von Oberflächengewässern durch Pflanzenschutzmittel in Drainagewasser. *Z. Umweltchem. Ökotox.*, **7** (3), 168-173.
- Wauchope, R.D. (1978): The pesticide content of surface water draining from agricultural fields A Review. *J. Environ. Qual.*, **7**, 459-472.
- Wauchope, R.D. (1987): Effects of conservation tillage on pesticide loss with water. In: Logan T. J., Davidson J. M., Baker J. L., Overcash M. R. (Hrsg.) *Effects Of Conservation Tillage on Ground-Water Quality: Nitrates and Pesticides*. S. 205-215.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. *Agricultural Handbook 537*. Washington, DC: Usda.
- Wolf, P., Hoffmann, G. (1993): Zur Biologie von *Drechslera Tritici repentis* (Died) Shoem. (Telemorph *Pyrenophora Tritici repentis* (Died.) Drechsler) dem Erreger einer Blattfleckenkrankheit an Weizen. *Zeitschrift f. Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*, **100** (1), 33-48.
- Wolf, P., Hoffmann, G. (1994): Epidemiologische Entwicklung Von *Drechslera Tritici repentis* in Weizenbeständen. *Zeitschrift f. Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* **101** (1), 22-37.

Zusammenfassung

Das Forschungs- und Entwicklungsvorhaben hatte zum Ziel, die Abschwemmung und die Abtrift von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer in der Praxis durch kombinierte Maßnahmen (z. B. Mulchsaatverfahren, Zwischenfruchtanbau zu Reihenkulturen, Verzicht auf schmale Bereifung bei Schlepper und Anhängespritze für Pflegearbeiten, Intervalleinsaat in Fahrgassen; luftunterstützte Pflanzenschutzspritzen mit abtriftarmen Düsen, Anlage eines 3 m breiten bewachsenen Randstreifens) zu vermeiden und den Einfluss dieser Maßnahmen auf den Austrag von Pflanzenschutzmitteln zu erfassen.

In dem vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten geförderten FuE-Vorhaben oblag dem Projektnehmer, dem Pflanzenschutzamt der Landwirtschaftskammer Hannover die Projektleitung, Koordination der Untersuchungen sowie die Wissenschaftliche Begleitung des Vorhabens. Die wissenschaftliche Unterstützung erfolgte durch die Institute für Pflanzenschutz in Ackerbau und Grünland, für ökologische Chemie, für Ökotoxikologie im Pflanzenschutz der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft und durch das Institut für Betriebstechnik und Bauforschung der FAL in Fragen des Pflanzenschutzes und des Produktionsverfahrens, der Rückstandsanalytik, der ökotoxikologischen Auswirkungen sowie der Landtechnik. Die Standortbetreuung in Baden-Württemberg und Sachsen-Anhalt wurde durch Mitarbeiter der Landesanstalt für Pflanzenschutz in Stuttgart und des Landes-pflanzenschutzamtes Magdeburg vorgenommen.

Im einzelnen wurden an den Projektstandorten Wasser- und Sedimentproben angrenzender Gewässer auf Pflanzenschutzmittelrückstände untersucht. Parallel erfolgte ein Organismenmonitoring im Wasserkörper, um mögliche Einflüsse durch Pflanzenschutzmittel zu ermitteln. Um die angewandten abtrift- und abschwemmungs mindernden Maßnahmen bewerten zu können, wurden Auswirkungen auf den Pflanzenschutz, die Anwendungstechnik, die Abtrift und die Wasser- und Bodenerosion gesondert untersucht.

Folgende Erkenntnisse der einzelnen Teilgebiete können festgehalten werden:

Minderung von Oberflächenabfluss und Bodenerosion.

Oberflächenabfluss und Bodenerosion hängen zum einen von natürlichen Gegebenheiten des Standortes wie Hangcharakteristik, Bodenart und Niederschlagsintensität ab und werden entscheidend beeinflusst von den Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Fruchtfolge, Kulturarten, Bodenbearbeitungsverfahren und der Technik eingesetzter Maschinen und Geräte.

Folgende Erkenntnisse konnten gewonnen bzw. bestätigt werden: Als Haupteintragspfad wurde die Abschwemmung ermittelt. Bei den Transportpfaden und Übertrittstellen handelt es sich um reliefbedingte Senken die direkt zum Oberflächengewässer führen.

Auf erosionsgefährdeten Standorten ohne größere Geländevertiefungen kann durch einen 3 m breiten, bewachsenen Randstreifen kombiniert mit dem Mulchsaatverfahren der oberflächliche Wasserabfluss bei den meisten Niederschlagsereignissen verhindert werden.

Bestehen naturbedingte Geländevertiefungen und treten erosive Niederschläge mit hoher Intensität (>35 mm /24 h) auf, ist durch oben genannte Maßnahmen ein Übertritt des Oberflächenabflusses in das Gewässer durch das in den Senken akkumulierende Oberflächenwasser nicht in jedem Fall zu verhindern.

Je höher der Bodenbedeckungsgrad durch Pflanzenrückstände an der Oberfläche ist, um so effektiver werden Oberflächen-Abfluss, Bodenerosion und der oberflächliche Austrag von Pflanzenschutzmitteln reduziert. Ab einer Bodenbedeckung >35-40% ist ein wirksamer Bodenschutz bei Regenintensitäten bis 15 mm/h erreicht.

Für die Aussaat der Kulturen bei erosionsmindernden Produktionsverfahren sind spezielle Sätechniken, bestehend z. B. aus Räum Scheiben, Rollscharen bzw. Meißelscharen, erforderlich.

Auf Standorten mit hoher potentieller Erosionsgefährdung wurden Zuckerrüben ohne weitere Bearbeitung in eine der Wintergerste folgende Zwischenfrucht bestellt. Auf weniger erosionsgefährdeten Flächen genügt augenscheinlich die Einsaat der Rüben in eine Strohmulchdecke.

Linienhafter Abfluss in Fahrgassen kann reduziert werden durch:

- Anlage von Fahrgassen in Zuckerrübenbeständen und Einsatz breiter Reifen (Breite >16 Zoll) an Maschinen und Geräten bei Pflegemaßnahmen, das heißt

- Einsatz von Anhängespritzen hinter einem leichten Pflegeschlepper mit breiter
- Bereifung (Breite > 16 Zoll) zur Reduzierung der Radlast und des Bodendrucks durch
- Verringerung des Kontaktflächendrucks von 1,66 kPa auf 0,87 kPa.
- Erhöhung der Bodentragfähigkeit mittels schonender Lockerung des Bodens (=Verringerung der Spurtiefen um 4 - 6 cm)
- Anlage von Bremsstreifen in den Getreidefahrgassen mittels einer Intervallfahrgassenschaltung

Abtriftuntersuchungen

Die Ergebnisse belegen, daß neue verlustmindernde Zerstäuberverfahren mit Vertikalluftstromtechnik allein kaum eine zufriedenstellende Lösung für die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln auf Ackerflächen ohne Kulturpflanzenbestand bieten.

Die Abtriftuntersuchungen zeigten, daß in Windrichtung 5 m neben der Behandlungsfläche ein Bodensedimentwert von 0,35% der Anwendungskonzentration vorhanden war. Das entspricht nicht einer Reduzierung des derzeit von der Biologischer Bundesanstalt und dem Umweltbundesamt bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln im 5 m-Abstandspunkt zugrunde gelegten Abtrifteckwertes von 0,6% um ca. die Hälfte.

Die neuentwickelte Luftinjektordüse Lechler ID 12002 mit der Vertikalluftströmung bzw. ohne Luftstromunterstützung brachte im Vergleich zur konventionellen Flachstrahldüse bei ihrem bestimmungsgemäßen Druckbereich von 4-5 bar keine zusätzliche Verminderung der Abtrift.

Erst durch Absenkung der Fahrgeschwindigkeit bei gleichbleibendem Wasseraufwand, die einen Abfall des Betriebsdrucks und gleichzeitig einen Anstieg des mittleren Tropfendurchmessers (MVD) zur Folge hat, wurde die Abtrift auf 0,09% Bodensediment 5 m in Windrichtung neben der Behandlungsfläche reduziert. Dadurch konnte der gültige Abtrifteckwert um 85% unterschritten werden.

Auf der Basis der am Versuchstandort Lamspringe durchgeführten Pflanzenschutzmaßnahmen ergab sich unter der Annahme der oben beschriebenen Abtriftreduzierung ein theoretischer PSM-Austrag durch Abtrift im %-m Bereich von ca. 0,05 g/Jahr auf einer Fläche von 109 ha. Dies würde einer Wirkstoffkonzentration von etwa 0,0002 µg/l Aktivsubstanz (AS) im Gewässer, bei einer Wasserdurchflussmenge von 195000 m³/Jahr entsprechen.

Die Ergebnisse zeigen, dass die durch Abtrift resultierenden Einträge von Pflanzenschutzmitteln bzw. die davon möglicherweise ausgehenden Belastungen der Oberflächengewässer rückstandsanalytisch nicht messbar sind.

In keinem Fall wurde in den 3 Jahren an den niedersächsischen Versuchsstandorten ein durch direkte Abtrift verursachter Pflanzenschutzmittelrückstand im Wasser nachgewiesen.

Die Auswertung der Spritztagebücher zeigte für den Untersuchungszeitraum 1995 – 1997, daß von den 121 Pflanzenschutzmittelanwendungen auf gewässerangrenzenden Flächen nur ca. 46% aufgrund der während der Geräteinsätze herrschenden Windrichtung und -geschwindigkeit abtrift relevant im Hinblick auf Wirkstoffeinträge in das Gewässer waren.

Aufgrund dieser Ergebnisse sollte überlegt werden, ob die in der Eingangs genannten BBA-Richtlinie geforderte 95% Perzentil-Auswertung in der Form zur Anwendung kommen sollte. Eine zukünftige Festlegung von Abtrifteckwerten auf der Basis der gemessenen Mittelwerte würde ausreichende Sicherheit geben, da die Effekte, die im Labor auftreten im Freiland erheblich abgepuffert werden

Rückstandsanalytik und Pflanzenschutzmittelrückstände

Eine ganzjährige kontinuierliche Wasserprobenahme und Wasseranalytik mit einer zeitlichen Auflösung von einer Woche, die eine exakte Frachtberechnung erlaubt, wurde in dieser Form erstmals in Deutschland durchgeführt.

Die Auswertung beruht auf einer Probeanzahl von 929 aus dem Untersuchungszeitraum vom 01.10. 1995 bis zum 30.04. 1999 und den dazugehörigen Ergebnissen.

Als Ergebnis kann folgendes festgehalten werden: Von den 34 Wirkstoffen, die in die Untersuchungen einbezogen wurden, wurden nur drei Wirkstoffe in jeder Vegetationsperiode im Oberflächenwasser nachgewiesen (Isoproturon, Ethofumesat, MCPA).

Hierbei handelt es sich um 2 Bodenherbizide und ein Wuchsstoffherbizid, von denen die beiden ersten auf einen nicht geschlossenen Pflanzenbestand ausgebracht wurden. Dabei wurden diese Wirkstoffe nicht in allen Quartalen eines Jahres an jedem Standort gefunden. Daraus lässt sich folgern, dass nicht die Anwendung eines Wirkstoffes unter extremen Witterungs- und Standortbedingungen zwangsläufig zu Austrägen desselben ins Oberflächengewässer führt.

Herbizide Wirkstoffe wurden in den Wasserproben häufiger nachgewiesen und quantifiziert. Insektizide und fungizide Wirkstoffe konnten nur sporadisch detektiert werden. Die Auswertung beruht auf einer Probeanzahl von 929 aus dem Untersuchungszeitraum vom 01.10. 1995 bis zum 30.04. 1999 und den dazugehörigen Ergebnissen.

Konzentrationen

Im Vorhaben lagen in 78% aller untersuchten Wasserproben die Wirkstoffkonzentrationen unter 0,1 µg/l Aktivsubstanz. Die Werte variierten zwischen 100% im Schwennecketal (Sachsen-Anhalt) und 42% in Lamspringe (Niedersachsen). Am Standort mit dem höchsten prozentualen PSM-Austrag und der höchsten gefundenen Wirkstoffkonzentration lag die monatliche Durchschnittskonzentration der analysierten Wirkstoffe in der Hälfte des Jahres unter 0,1 µg/l Aktivsubstanz. An den Standorten mit einer geringen Häufigkeit der Wirkstofffunde sowie niedriger Konzentrationen betrug dieser Zeitraum bis zu 12 Monaten.

Frachten

Im Mittel aller Standorte wurden über die Jahre lediglich 0,016% der applizierten PSM-Menge in die Oberflächengewässer ausgetragen. Der Austrag an den einzelnen Standorten variierte zwischen 0,0003 und 0,07%. Die Ergebnisse der Standorte in Sachsen-Anhalt mit Niederschlägen um 450 mm sowie auch die kleinstrukturierten Versuchstäler in Baden-Württemberg lagen im unteren Bereich. Dagegen schwankten die Austräge an den niedersächsischen Standorten bei ca. 750-800 mm Niederschlag zwischen 0,003% und 0,07%.

Ein Vergleich der Versuchstäler hinsichtlich der Bewertung der vorgenommenen Maßnahmen ist aufgrund der unterschiedlichen Niederschläge, der Fruchtfolge, der eingesetzten Wirkstoffe, der Aussaat- und PSM-Applikationstermine ist nur in Teilbereichen möglich.

Im Vergleich zu Simulationsberechnungen mit Modellen wurden z. B. für Lamspringe, dem Standort mit den höchsten Austrägen im durchgeführten Vorhaben, PSM-Austräge ermittelt, die bei überschlägiger Berechnung um ca. 66% unterhalb für ganz Deutschland modellierter Austräge lagen.

Hinsichtlich der Austräge von Einzelwirkstoffen bleibt folgendes festzuhalten: Trotz gleicher applizierter Wirkstoffmenge je Hektar wurden in Abhängigkeit vom Standort und Jahr unterschiedliche Mengen an Wirkstoff (z. B. Ethofumesat 1997: 0,3% und 1998: 0,01% d. applizierten Menge) ausgetragen.

Die Wirkstoffeigenschaften (K_{OC} -Wert, DT_{50} -Wert f. Bodenabbau) als alleinige Beurteilungsgrundlagen erlauben keine sichere Prognose über einen möglichen Austrag von PSM, da unter Freilandbedingungen verschiedenste Wechselwirkungen mit Umweltfaktoren den Verbleib eines Stoffes beeinflussen.

Großen Einfluss auf den Austrag haben die Witterungs-Bedingungen vor und speziell nach der Applikation. Vor allem hohe Niederschlagsmengen erhöhen das Austragsrisiko. Infolge von extremen "Run off Ereignissen" (ein Niederschlagsereignis) können bis zu 80% der Jahresmenge einzelner Wirkstoffe ausgetragen werden (z. B. Ethofumesat, Mai 1997).

Ökotoxikologie

Vom Institut für Ökotoxikologie im Pflanzenschutz wurden ökologische und ökotoxikologische Untersuchungen an den Standorten Niedersachsen und Baden-Württemberg durchgeführt. Ausgehend von der Beschreibung der für ein Fließgewässer in der Agrarlandschaft typischen abiotischen Bedingungen und Artenausstattung sollte ermittelt werden, welchem Jahreszyklus die Zoenosen unterliegen und inwieweit temporäre Auswirkungen von Pflanzenschutzmaßnahmen auf Abundanzen und Dominanzgefüge zu erkennen sind. Diese Freilandhebungen erfolgten vorwiegend in Form eines passiven Monitorings durch

Vergleich der Organismenbesiedlung in ihrer arten- und individuenmäßigen Zusammensetzung vor und nach bekannten Stoffeinträgen.

In Niedersachsen wurden dabei jeweils in einem oberen und unteren Abschnitt der Lamme und des Wöllersheimer Baches der Algenaufwuchs (insgesamt ca. 100 Arten) einschließlich Algen-Biomasse und das Zoobenthon (ca. 40 bis 50 Arten) erfasst. Darüber hinaus erfolgten Labortests zur möglichen Toxizität des Wassers und zur Toxizität von projektrelevanten herbiziden Wirkstoffen mit der Grünalge *Scenedesmus subspicatus* (aktives Biomonitoring). In der Artenzusammensetzung des Periphytons und Zooplanktons unterschieden sich die Lamme und der Wöllersheimer Bach nicht wesentlich voneinander. Die Gewässergüteklassen lagen über den Untersuchungszeitraum 1996 - 1998 in beiden Gewässern bei WGK I-III. Die gravierendsten Änderungen der Algenzönose und Abundanzen traten im Oktober 1998 nach einem heftige Regenereignis mit Erosion von den Feldern auf. Nach diesem Ereignis, bei dem auch das Sediment teilweise ausgeräumt wurde, gingen die dominanten, eutraphenten Arten zurück, die subdominanten erreichten dagegen größere Abundanzen. Von den erfaßten Arten gingen jedoch keine verloren noch kamen neue hinzu.

In der Lamme gab es 4 Eintragungsspitzen von Herbiziden (Isoproturon und Chloridazon), durch die ökotoxische Wirkungen auf die Algen aufgrund der vorgegebenen Grenzwerte nicht a priori auszuschließen waren.

Unter Praxisbedingungen ließen sich weder in Niedersachsen noch in Baden-Württemberg Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die aquatischen Lebensgemeinschaften nachweisen.

Selbst bei diesen PSM-Einträgen waren weder auf die Biomasseentwicklung noch auf das Artenspektrum, noch auf die Dominanzverhältnisse der Kieselalgen (Diatomeen) Einflüsse durch PSM erkennen. Auch aus den toxikologischen Untersuchungen (Grünalgentest: LC₅₀, NOEC) sowie aus dem aktiven Monitoring mit *Scenedesmus subspicatus* waren keine toxischen Effekte festzustellen.

Die in lediglich 3 Fällen gemessenen Spitzenbelastungen bewegen sich über dem NOEC, aber unter der EC₅₀, die aus den statischen Labor-Algentests abgeleitet werden. Dabei ist zu bedenken, dass im Fließgewässer die Belastungsdauer für die Organismen kurzzeitiger ist als die 72 bzw. 96 h des Labortests. Im allgemeinen lag die Belastung weit unter dem NOEC.

Es waren keine Einflüsse der Einträge von Herbiziden auf das Zoobenthos zu erkennen. Insektizide Wirkstoffe wurden in beiden Gewässern in Niedersachsen nicht nachgewiesen.

In Baden-Württemberg wurde 1998 im ständig wasserführenden Lehlesbach des Standortes Kirchart mit mehr als 62 Taxa der Makrofauna eine relativ große Artenvielfalt festgestellt. Aufgrund der absoluten Dominanz der Bachflohkrebse wies dieser eine geringe Diversität auf. Insgesamt waren nach Pflanzenschutzmaßnahmen keine Verminderungen der Diversität zu erkennen.

Bei den biologischen Untersuchungen zu Auswirkungen einer simulierten Abtrift auf das trocken gefallene temporäre Fließgewässer (Graben bei Kirchart) waren keine Effekte auf die Makrofauna aufzufinden. Einflüsse der Austrocknung und der artspezifischen Populationsdynamik war zusätzlich zuverzeichnen. Trotz „Worst case“ Bedingungen (Tankmischung aus Decis flüssig, 0,2 l/ha + Arelon flüssig, 2,0 l/ha + Jewel, 1 l/ha) war insgesamt eine Beeinträchtigung der Makrofauna nach dem der Graben erneut Wasser führte durch die Tankmischung nicht nachzuweisen.

Phytopathologische Untersuchungen

An den niedersächsischen Standorten wurden nach Einführung der Mulchsaat in der Fruchtfolge Zuckerrüben - Winterweizen - Winterweizen phytopathologische Begleituntersuchungen zum Auftreten von Ungräsern und Unkräutern sowie pilzlichen Schaderregern durchgeführt.

Bei konservierender, erosionsmindernder Mulchsaat wurde ein verstärktes Auftreten von Ungräsern wie Windhalm, Ackerfuchsschwanz, Quecke und Trespe im Winterweizen festgestellt. Eine Bekämpfung der Ungräser im Herbst im Keimblattstadium zeigte die höchsten Wirkungsgrade und letztlich die beste Wirtschaftlichkeit. Durch den Einsatz neuerer Wirkstoffe wie Flurtamone, Flufenacetat und blattaktive Sulfonylharnstoff-Herbizide, die auch im Frühjahr eingesetzt werden können, ist eine sichere Bekämpfung der Ungräser (außer Trespe) im Winterweizen auch bei diesem Produktionsverfahren möglich. Allerdings können damit Mehrkosten von 40-50 DM/ha gegenüber herkömmlichen Verfahren mit Pflugeinsatz verbunden sein.

Bei den pilzlichen Schaderregern kam es durch den Pflugverzicht beim Anbau von Winterweizen nach Winterweizen zu einer Erhöhung des Befallsdrucks mit *Drechslera tritici repentis*, da dieser Erreger günstige Überdauerungs- und Vermehrungsbedingungen auf dem an der Bodenoberfläche verbleibendem Stroh vorfindet. Unter für den Pilz günstigen Witterungsbedingungen des Jahres 1998 kam es bei Pflugverzicht in unbehandelten Beständen zu Ertragsausfällen von ca. 50%. Durch den kombinierten Einsatz strobilurinhaltiger PSM (z. B. Amistar) mit azolhaltigen Präparaten (z. B. Opus Top, Simbo, Gladio) konnte eine wirksame Bekämpfung und Ertragssicherung gewährleistet werden.

Eine Bekämpfung dieser Krankheit sollte stets unter Berücksichtigung des Ausgangsinokulums und des damit zu erwartenden Befallsdrucks, der Sorte, der Witterung, der Wirksamkeit und Dauerwirkung der Fungizide gezielt vorgenommen werden.

Unter Befallsbedingungen kann im Vergleich zum Pflugeinsatz der durchschnittliche monetäre Mehraufwand für Fungizide ca. 65 DM/ha (50-80 DM/ha) betragen.

Das Auftreten anderer Krankheitserreger wurde durch den Verzicht auf den Pflug unwesentlich beeinflusst.

Hinsichtlich des wirtschaftlichen Vergleichs von pflugloser Bodenbearbeitung und Pflugeinsatz zeigte sich, daß die Einsparung der Maschinenkosten durch den Pflugverzicht (bezogen auf "Stoppelweizen") durch den Mehraufwand an Pflanzenschutz u. U. mehr als ausgeglichen werden kann.

Autorenregister**A**

Arx, R. von 12

B

Bartels, G. 27, 54, 147, 161

Becker, H. 35, 116

Brunotte, J. 26, 67

Buhr, L. 116

D

Dechet, F. 49

Duttmann, R. 67

E

Emmerman, A. 15

G

Garrelts, J. 82

H

Hurle, K. 154

K

Klingauf, F. 5

Kreye, H. 54, 97, 161

L

Lübbe, E. 18

M

Mueller, A.C.W. 116

P

Pestemer, W. 31, 97

Petzold, R. 20

Pingen, S. 52

R

Reese-Stähler, G. 31, 97

Reschke, M. 25, 37, 54, 147, 161

Ripke, F.-O. 29, 82

Rodeck, O. 43

Rodemann, B. 31, 54, 97, 147, 161

S

Schmidt, H. 116

Spatz, R. 154

Stähler, M. 116

Süß, A. 116

T

Thalheim, G. 6

V

Vliet, P.J.M. van 9

W

Warnecke-Busch, G. 82

Weins, C. 50