

Informationssystem zur ökotoxikologischen
Bewertung der Gewässergüte
in bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus
der Landwirtschaft

Ralf Schulz
Matthias Liess
Norbert Berenzen
Annette Lentzen-Godding
Michael Probst

– **Abschlußbericht** –
Technische Universität Braunschweig
Januar 2003

Kurzfassung

Fließgewässer in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten sind häufig stark degradiert und durch Einträge aus dem Umland belastet. Neben Nährstoff- und Schwebstoffeinträgen treten auch erhebliche Belastungen durch Pflanzenschutzmittel (PSM) auf. Der Eintrag erfolgt dabei häufig bei starken Regenfällen durch Abtrag von angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen, im folgenden als Oberflächenrunoff bezeichnet. Besonders kleine Fließgewässer sind von stofflichen Belastungen betroffen, da sie im Verhältnis zu ihrem Wasservolumen eine besonders große Kontaktfläche zum Umland aufweisen und nur ein geringer Verdünnungseffekt der eingetragenen Stoffkonzentrationen besteht.

Fließgewässerbewertung im Flächenmaßstab wird in der Bundesrepublik Deutschland bisher im wesentlichen in Bezug auf die Belastung durch sauerstoffzehrende Substanzen und der Strukturgüte durchgeführt. Mit Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie wird versucht, auch andere Belastungen der Gewässerökosysteme in die ökologische Zustandsbewertung, die im wesentlichen auf einem biozönotischen Ansatz beruht, miteinzubeziehen. Erfassungs- und Bewertungsmethoden der PSM-Belastung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer auf großer Maßstabsebene fehlen bisher.

In diesem Kontext wurden umfangreiche Freilandstudien zur Simulation, Messung und Bewertung der PSM-Belastung in Fließgewässern durchgeführt. Das verwendete Simulationsmodell (*simplified formula for indirect loadings caused by runoff* (Gutsche und Rossberg, 1999); vorgeschlagen von der OECD) lieferte realistische Werte zur Einschätzung der PSM-Belastung hervorgerufen durch diffusen Eintrag über Oberflächenrunoff von landwirtschaftlichen Flächen. Dies zeigte der Vergleich von ereignisbezogen gemessenen und simulierten PSM-Konzentrationen in 18 Gewässern des Braunschweiger Umlands (lineare Regression der logarithmierten Werte: $r^2 = 0,83$, $p \leq 0,001$; $n = 11$). Bei der Untersuchung von Umlandvariablen und Zönosen einer Vielzahl von Gewässern auf Landschaftsebene (ca. 1300 Proben an 300 Gewässern; behördlichen Daten) zeigte sich trotz der hohen Varianz der verwendeten Datenbasis bei Gewässern innerhalb der gleichen Breitenklasse eine signifikante Abnahme der Artenzahl mit steigendem simuliertem PSM-Eintragsrisiko ($p < 0.05$).

Auf der Grundlage der gewonnenen Erkenntnisse aus den Freilandstudien und des o.g. Simulationsmodells wurde ein Informationssystem zur Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf die Pflanzenschutzmittelbelastung kleiner bis mittelgroßer Fließgewässer entwickelt. Für die Erstellung von Gewässergütekarten hinsichtlich der PSM-Belastung auf Landschaftsebene sind keine weiteren Datenerhebungen notwendig, da alle Eingangsparameter auf bereits vorhandenen behördlichen Daten basieren (Geo- und Landnutzungsdaten, meteorologische Daten, etc.). Es besteht weiter die Möglichkeit, unterschiedliche Szenarien zu erstellen. So lassen sich z.B. PSM-Eintragsabschätzungen unter veränderten klimatischen Verhältnissen (worst case) oder Effektivitätsabschätzungen von eintragsreduzierenden Maßnahmen (Randstreifen) quantifizieren, darstellen und bewerten. Somit ist dieses System nicht nur für Wasser- und Umweltbehörden (z.B. Landesumweltämter, UBA), sondern auch für PSM-Zulassungsbehörden (z.B. BBA) oder Gewässeranrainer (z.B. Landwirte) nutzbar.

Im Rahmen des Projekts entstandene Arbeiten

Veröffentlichungen

Berenzen, N., Kumke, T., Schulz, H. & R. Schulz, 2002. Macroinvertebrate community structure in agricultural streams: Impact of runoff related pesticide contamination. in Arbeit.

Berenzen, N., A. Lentzen-Godding, M. Probst, H. Schulz, R. Schulz & M. Liess, 2002. Simulation of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level. Chemosphere: submitted

Berenzen, N., S. Hümmer, M. Liess & R. Schulz, 2002. Pesticide peak discharge from wastewater treatment plants into streams during the main period of insecticide application: ecotoxicological evaluation in comparison to runoff. Bull. Environ. Contam. Toxicol.: in press

Probst, M., N. Berenzen, A. Lentzen-Godding, R. Schulz & M. Liess, 2003, Linking land use variables and species number in small and medium-sized agricultural streams on a landscape level. in Arbeit

Diplomarbeiten

Holger Schulz, 2001. Validierung und Optimierung eines GIS-gestützten Modells zur Charakterisierung der Pestizidbelastung kleiner Fließgewässer. Diplomarbeit an der TU Braunschweig

Sabine Hümmer, 2001. Überprüfung eines GIS-gestützten Bewertungsmodells der Gewässergüte in Bezug auf PSM im Mittelgebirgsraum (Hessen). Diplomarbeit an der TU Braunschweig

Karen Willhaus, 2002. Pflanzenschutzmittelbelastung in zwei Agrarfließgewässern: Retentionsleistung aquatischer Makrophyten und Beeinflussung der Makroinvertebraten-Zönose. Diplomarbeit an der TU Braunschweig

Nicole Endriss, 2002. Bedeutung der Drift bei der Bioindikation von PSM-Belastungen am Beispiel eines Agrarfließgewässers. Diplomarbeit an der TU Braunschweig

Doktorarbeiten

Norbert Berenzen, 2003. Effect and exposure assessment of point and non-point entries in agricultural streams. Theses at the TU Braunschweig, in Arbeit

Michael Probst, 2003. Entwurf, Implementierung und Anwendung eines Informationssystems zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft. Doktorarbeit an der TU Braunschweig, in Arbeit

Poster und Vorträge

Berenzen, N., A. Lentzen-Godding, M. Probst, H. Schulz, R. Schulz & M. Liess, 2002. Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 1. Simulation und Messung. Vortrag, Tagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL), Braunschweig, Deutschland.

Berenzen, N., A. Lentzen-Godding, M. Probst, H. Schulz, R. Schulz & M. Liess, 2002. Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 2. Bewertung. Vortrag, Tagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL), Braunschweig, Deutschland.

Berenzen, N., S. Hümmer, M. Liess & R. Schulz, 2002. Ökotoxikologische Beurteilung von Pflanzenschutzmittel-Peak-Belastungen aus Kläranlagen im Vergleich zu Einträgen über Runoff. Poster, Tagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL), Braunschweig, Deutschland.

Berenzen, N., A. Lentzen-Godding, M. Probst, J. Wogram, R. Schulz & M. Liess, 2000. GIS-based modeling of runoff related insecticide input into streams on a landscape level. Poster, 10th Annual Meeting of SETAC Europe, Brighton, England.

Liess, M., N. Berenzen, J. Wogram & R. Schulz, 2000. Monitoring of runoff related insecticide input into streams on a landscape level and its application for the registration of pesticides. Talk, 10th Annual Meeting of SETAC Europe, Brighton, England.

Willhaus, K., Berenzen, N., Endriss, N., Liess, M. & r. Schulz, 2002. Untersuchung der Retention von Pflanzenschutzmitteln durch Makrophyten in zwei vegetationsreichen Flachlandfließgewässern. Poster, Tagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL), Braunschweig, Deutschland.

Veröffentlichte Tagungsbeiträge

Berenzen, N., A. Lentzen-Godding, M. Probst, R. Schulz & M. Liess, 2001. GIS-basierte Modellierung von Pflanzenschutzmitteleinträgen in Fließgewässer. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) –Tagungsbericht 2000, Tutzing: 298–301.

Inhaltsverzeichnis

Abschnitt I Einleitung

1.1 Einführung in die Problemstellung

1.1.1 Diffuse Stoffeinträge und deren Auswirkung auf aquatische Lebensgemeinschaften	1
1.1.2 Indikation und Bewertung der Gewässergüte n	2

1.2 Aufgabenstellung und Rahmenbedingungen

1.2.1 Aufgabenstellung	3
1.2.2 Rahmenbedingungen	3

1.3 Projektziel und Aufbau des Schlussberichtes

1.3.1 Zielstellung im Gesamtvorhaben	4
1.3.1 Aufbau des Schlussberichtes	4

1.4 Zusammenfassender Überblick der Untersuchungen und Ergebnisse

1.4.1 Simulation und Messung von Pflanzenschutzmittelkonzentrationen in kleinen Fließgewässern	5
1.4.2 Auswirkung landwirtschaftlich bedingter Stressfaktoren auf die Artenzahl aquatischer Lebensgemeinschaften in kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern auf Landschaftsebene	6
1.4.3 Untersuchung des punktuellen Eintragspfades Kläranlage	7
1.1.4 Informationssystem zur Bewertung der Gewässergüte hinsichtlich der Pflanzenschutzmittelbelastung Auswirkung	7

1.5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen 10

1.6 Literatur 11

Abschnitt II Freilandstudien als Grundlage für das Informationssystem

Kapitel 2.1 Simulation of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level: Comparison with runoff- triggered samples

1 Abstract	2.1 – 2
2 Introduction	2.1 – 2
3 Materials and Methods	2.1 – 3
4 Results and Discussion	2.1 – 10
5 Conclusions	2.1 – 14
6 References	2.1 – 15

Kapitel 2.2 Linking land use variables and species number in small and medium-sized agricultural streams on a landscape level

1 Abstract	2.2 – 2
2 Introduction	2.2 – 2
3 Materials and Methods	2.2 – 4
4 Results	2.2 – 7
5 Discussion	2.2 – 9
6 Conclusions	2.2 – 10
7 References	2.2 – 11

Kapitel 2.3 Pesticide peak discharge from wastewater treatment plants into streams during the main period of insecticide application: ecotoxicological evaluation in comparison to runoff

1 Introduction	2.3 – 2
2 Materials and Methods	2.3 – 4
3 Results and Discussion	2.3 – 4
4 References	2.3 – 8

Abschnitt III Das Informationssystem

Kapitel 3.1 Simulation und Messung

1 Einleitung	3.1 – 1
2 Material und Methoden	3.1 – 1
3 Ergebnisse und Diskussion	3.1 – 4
4 Literatur	3.1 – 8

Kapitel 3.2 Bewertung

1 Einleitung	3.2 – 1
2 Material und Methoden	3.2 – 2
3 Ergebnisse und Diskussion	3.2 – 3
4 Zusammenfassung	3.2 – 6
5 Literatur	3.2 – 6

Kapitel 3.3 Ökologische Risikoabschätzung

1 Einleitung	3.3 – 1
2 Prinzip der Risikoanalyse	3.3 – 2
3 Ökologische Risikoabschätzung nach Brock et al.	3.3 – 2
4 Ökologische Risikoabschätzung am Beispiel Parathion-Ethyl	3.3 – 4
5 Literatur	3.3 – 8

Kapitel 3.4 Systemaufbau und Anwendungsmöglichkeiten

1 Einleitung und Zielsetzung	3.4 – 1
2 Systemaufbau und Grundlagen der Simulation	3.4 – 1

3 Simulationsergebnisse	3.4 – 3
4 Anwendungsmöglichkeiten	3.4 – 4
5 Fazit und Ausblick	3.4 – 5
6 Literatur	3.4 – 6

Kapitel 3.5 Erstellen von Gütekarten mit Beispielen

1 Einleitung und Datengrundlage	3.5 – 1
2 Bearbeitung der Geo-Basisdaten	3.5 – 2
3 Analysetechniken	3.5 – 3
4 Literatur	3.5 – 9

Kapitel 3.6 Benutzerhandbuch

1 Einleitung	3.6 – 3
2 Grundlagen	3.6 – 4
3 Eingangsdaten erzeugen	3.6 – 6
4 Arbeiten mit dem PSM-Informationssystem	3.6 – 17
5 Anwendungsbeispiele	3.6 – 24
6 Datenformate	3.6 – 30
7 Installation	3.6 – 31
8 Technische Voraussetzungen	3.6 – 33
9 Literatur und Quellen	3.6 – 34

Kapitel 3.7 Technische Dokumentation

1 Systemüberblick	3.7 – 3
2 Eingangsdaten	3.7 – 4
3 Tabellenstrukturen	3.7 – 10
4 GIS-Skripte	3.7 – 14
5 Der PSM-Simulator	3.7 – 23
6 Inhalt der CD-ROM	3.7 – 40
7 Technische Voraussetzungen	3.7 – 40
8 Literatur und Quellen	3.7 – 41

Abschnitt IV Anhang

4.1 Zusammenfassung der Diplomarbeiten

1 Validierung und Optimierung eines GIS-gestützten Modells zur Charakterisierung der Pestizidbelastung kleiner Fließgewässer	4.1 - 1
2 Überprüfung eines GIS-gestützten Bewertungsmodells der Gewässergüte in Bezug auf PSM im Mittelgebirgsraum (Hessen)	4.1 - 2
3 Pflanzenschutzmittelbelastung in zwei Agrarfließgewässern: Retentionsleistung aquatischer Makrophyten und Beeinflussung der Makroinvertebraten-Zönose	4.1 - 3

4 Bedeutung der Drift bei der Bioindikation von PSM- Belastungen am
Beispiel eines Agrarfließgewässers

4.1 - 5

1 Einleitung

1.1 Einführung in die Problemstellung

1.1.1 Diffuse Stoffeinträge über Oberflächenrunoff und deren Auswirkung auf aquatische Lebensgemeinschaften

Fließgewässer in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten sind häufig stark degradiert und durch Einträge aus dem Umland belastet. Neben Nährstoff- und Schwebstoffeinträgen (Cooper & Lipe, 1992; Walther, 1980 Hogg & Norris, 1991; Kuhnle, 1992) treten auch erhebliche Belastungen durch Pflanzenschutzmittel (PSM) auf (Cooper, 1993; Hill, 1989; Leahey, 1985; Wauchope, 1978). Der Eintrag erfolgt dabei häufig bei starken Regenfällen durch Abtrag von angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen („Oberflächenrunoff“).

Die generell eutrophierende Wirkung von Nährstoffeinträgen in Gewässerökosystemen ist hinlänglich bekannt. Nach den Ergebnissen der "Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern" (Hamm, 1991) stammen auf der Basis der Zahlenwerte der alten Bundesländer 1987/89 etwa 45% der Stickstoffeinträge und 40% der Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft (vgl. auch Daniel et al., (1998)). Wirkungswerte und Qualitätsziele sind dabei vor allem für die toxikologisch relevanten Stickstoffkomponenten Ammonium-Ammoniak und Nitrat-Nitrit festgelegt worden (Hamm, 1991). Besonders zu berücksichtigen sind hierbei jedoch vor allem längerfristige Grundbelastungen und weniger kurzzeitige Belastungsspitzen. Nach den Untersuchungen von (Neumann et al., 1994 a,b) können durch Nitrateinträge verursachte Erhöhungen der Nitritwerte ($> 1 \text{ mg l}^{-1}$) Schädigungen bei aquatischen Wirbellosen zur Folge haben. Effekte treten jedoch erst bei langzeitiger Kontamination über etwa 30 Tage auf. In landwirtschaftlichen Fließgewässern liegen nach den Daten von (Hasenpusch, 1995) während Eintragsereignissen jedoch maximal 12 bis 24 h lang Erhöhungen der Stickstoffkonzentrationen vor. Es ist dementsprechend davon auszugehen, daß stoßartige Nährstoffeinträge eher von untergeordneter ökotoxikologischer Bedeutung sind.

Sedimenteinträge und die damit verbundenen Erhöhungen der Trübung bzw. des Übergrundtransportes stellen mengenmäßig bei weitem die wichtigste landwirtschaftliche Gewässerbelastung dar (Cooper, 1993; Cooper & Lipe, 1992). Beide Faktoren können neben direkter Schädigung der Organismen zu einer Reduktion der Primärproduktion und der nachgeschalteten Nahrungskette führen (Alabaster & Lloyd, 1982; Blohm & Borchardt, 1989; Ryan, 1991). Auf Fische wirken sich suspendierte Partikel über Schädigungen der Kiemen bzw. Verstopfung der ökologisch wichtigen Interstitialräume aus. Nach (Cooper & Knight, 1991) traten in einer hängigen Lößregion Schwebstoffkonzentrationen, die sich direkt negativ auf das Wachstum von Fischen auswirken, lediglich kurzzeitig während niederschlagsinduzierter Abflußpeaks auf. Eine hervorzuhebende Eigenschaft der Schwebstoffe in Gewässern sind jedoch die daran gebundenen Nährstoffe und Schadstoffe. So werden Phosphate nahezu ausschließlich in gebundener Form über Oberflächen-Runoff in Gewässer eingetragen (Hamm, 1993). Auch zahlreiche Pflanzenschutzmittel liegen in der Umwelt häufig in feststoffgebundener Form vor (Cooper, 1991; Hill, 1989; House, 1992; Liess et al., 1999; Miles & Harris, 1973; Schulz, 1998) und können bei ausreichender Persistenz über lange Zeiträume hinweg durch Rücklösungsprozesse wieder in den Wasserkörper gelangen (Lick & Rapaka, 1996; Muir et al., 1985; Thybaud, 1990; Zhou & Rowland, 1995).

Ogleich zahlreiche Nachweise von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässern oder im Oberflächen-Runoff vorhanden sind (Cooper, 1991; House et al., 1991; Hurle, 1992; Wauchope, 1978), liegen immer noch vergleichsweise wenig Informationen vor, die sich auf die ökotoxikologisch bedeutende Wirkstoffgruppe der Insektizide beziehen (Fawcett et al.,

1994). Dieser Sachverhalt wird auf die oftmals schlechteren Nachweisgrenzen in Verbindung mit den üblicherweise geringeren Aufwandmengen für Insektizide zurückgeführt. In der Praxis stellt sich zudem das methodische Problem, eine Probenahme durchzuführen, mit der eine Erfassung der kurzfristigen Eintragungsspitzen von Insektiziden möglich ist. Bei Anwendung derartiger Methoden können im Freiland erhebliche Insektizidbelastungen gemessen werden (Kreuger & Brink, 1988; Liess et al., 1996; Liess et al., 1999; Schulz, 1997; Schulz et al., 1998; Williams et al., 1995).

Als Folge derartiger Belastungsspitzen lassen sich deutliche Auswirkungen auf die aquatische Fauna feststellen. So werden 8 von 11 Wirbellosenarten für mehrere Monate aus dem Oberlaufbereich eines Agrarfließgewässers ausgelöscht (Liess, 1998; Schulz, 1997). Es läßt sich vermuten, daß infolge von Insektizideinträgen geänderte Artengemeinschaften dominieren (Heckman, 1981; Liess, 1996; Schulz, 1998). Hierbei kann auch von kurzfristigen Belastungsspitzen bereits eine deutlich negative Wirkung auf die Organismen ausgehen (Baughman et al., 1989; Kreutzweiser & Sibley, 1991; Liess & Schulz, 1996; Parsons & Surgeoner, 1991; Schulz & Liess, 1997). Neben direkten Mortalitätsreaktionen lassen sich vielfach subletale Reaktionen beobachten, deren ökologische Konsequenzen nur schwer abzuschätzen sind (Anderson, 1989; Day, 1989; Hurlbert, 1975; Lampert et al., 1989; Liess, 1998).

1.1.2 Indikation und Bewertung der Gewässergüte

Fließgewässerbewertung im Flächenmaßstab wird in der Bundesrepublik Deutschland bisher nur in Bezug auf die Belastung durch sauerstoffzehrende Substanzen durchgeführt. Zurückgehend auf die Erarbeitung eines Bioindikationssystems durch (Kolkwitz & Marsson, 1902) und (Kolkwitz, 1950) entstand schließlich das vielfach weiterentwickelte Saprobienindex (Knöpp, 1955; Zelinka & Marvan, 1961) für das von (Pantle & Buck, 1955) ein Saprobienindex entwickelt wurde. Eine Revision findet sich bei (Friedrich, 1990). Seit 1976 werden von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 1976) regelmäßig Gewässergütekarten der Bundesrepublik Deutschland publiziert, deren Anwendung nicht zuletzt zu einer wesentlichen Verringerung der Belastung mit abbaubaren, organischen Substanzen geführt hat. Somit tritt die Gewässerbelastung durch derartige Stoffe in den letzten Jahren mehr und mehr in den Hintergrund (Friedrich & Lacombe, 1992). Die abnehmende Bedeutung punktueller Eintragsquellen und die gleichzeitig ansteigende Wichtigkeit diffuser Stoffeinträge wird auch für die USA hervorgehoben (Yoder & Rankin, 1998).

Seit geraumer Zeit wird in der Bundesrepublik Deutschland versucht, auch andere Belastungen der Gewässerökosysteme mit in die ökologische Zustandsbewertung einzubeziehen. Wichtige Ergebnisse wurden hier besonders auf dem Gebiet der Strukturgüte-Bewertung erzielt (Friedrich et al., 1993; LAWA & Wasser, 1998; LWRP, 1994), deren Erfassung inzwischen in die Routineprogramme der Länder aufgenommen wurde. Zur Bewertung des Säurestatus kleiner Fließgewässer hat (Brauckmann, 1994) einen Entwurf vorgelegt, der Grundlage für Klassifikationen im Rahmen der LAWA ist.

Ein Entwurf zur objektiven Darstellung von Belastungen durch Schwermetalle und PSM in Fließgewässern wurde von Rocker, (1994) vorgestellt, für eine Liste prioritärer Schadstoffe wurden Zielvorgaben vorgeschlagen (Irmer et al., 1997). Die Angaben beziehen sich jedoch generell auf die Messung und Einordnung der Belastung anhand konkreter Meßwerte und nicht auf den Bezug zur Lebensgemeinschaft.

Die Bewertung der allgemeinen Gewässerqualität wurde für Flachlandfließgewässer im Rahmen des AQEM-Projekts von der AG Schuhmacher, Uni GH Essen auf der Basis regionalspezifischer Leitbilder erarbeitet, wobei 40 möglichst gering beeinflusster

Fließgewässer untersucht wurden. Eine biozönotische Indikation von Schadstoffbelastungen ist dabei bisher nicht berücksichtigt. Obwohl die aktuelle EU-Wasserrahmenrichtlinie bei der ökologischen Bewertung der Gewässer auch die Belastung durch Schadstoffe wie PSM berücksichtigen soll (Liste prioritärer Stoffe (Anhang 8 der WRRL)), fehlen bisher Konzepte zur Erfassung und Bewertung dieser auf großer Maßstabsebene.

Aufgabenstellung und Rahmenbedingungen

1.2.1 Aufgabenstellung

Behördliche Daten zur Gewässergütekartierung sollten mit Hilfe eines Informationssystems (Relationale Datenbank und GIS) zur flächendeckenden Indikation diffuser Pflanzenschutzmitteleinträge (PSM) aus der Landwirtschaft ausgewertet werden. Weiter sollten für Beispielregionen Gewässergütekarten erstellt werden, die eine Klassifizierung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer im Agrarraum ermöglichen. Die Erarbeitung kausaler Zusammenhänge erfolgte dabei auf der Basis beispielhafter Messungen von PSM-Belastung und Gemeinschaften im Freiland. Im Rahmen des Projekts war eine Einbindung der lokalen Behörden vorgesehen.

Mit dem Informationssystem sollten, die bisher nicht bewerteten, jedoch ökotoxikologisch relevanten PSM-Belastungen berücksichtigt werden. Hierdurch erfolgt ein weiterer Schritt in Richtung der Gesamtbewertung von Fließgewässern und eine Ergänzung der Gewässergütekarten zur Abschätzung der abbaubaren, organischen Einträge (Saprobienindex), sowie derjenigen zur Gewässerstrukturgüte. Für die Anwendung des Systems sollte keine weitere Datenerfassung im Freiland notwendig sein. Im Rahmen aktueller Bewertungsprogramme für Fließgewässer, wie die EU-Wasserrahmenrichtlinie, ist dieses System daher leicht integrierbar.

1.2.2 Ausgangsbedingungen

In der Arbeitsgruppe Limnologie des Zoologischen Institutes der TU Braunschweig liegen umfangreiche Erfahrungen in der Erfassung und Bewertung landwirtschaftlicher Stoffeinträge in Fließgewässern vor (Liess, 1993; Liess et al., 1996; Schulz, 1996; Liess et al., 1999; Schulz et al., 1998; Neumann et al. 2002). So wurden zahlreiche Methoden entwickelt, mit denen sich die im Freiland typischen kurzzeitigen Belastungsspitzen mit hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung quantifizieren lassen. Hierbei konnte festgestellt werden, daß bei Anwendung geeigneter Probenahmemethoden eine weitaus höhere PSM-Belastung in Gewässern nachzuweisen ist, als üblicherweise angenommen wurde.

Neben der Belastungserfassung wurden die ökotoxikologischen Auswirkungen von Stoffeinträgen (PSM, Sedimente) auf die aquatische Lebensgemeinschaft im Freiland analysiert und mit Hilfe von freilandnahen Testsystemen beschrieben (Liess, 1998; Liess, 1995; Schulz, 1998; Schulz & Liess, 1999). Demnach treten bei praxisüblichen Insektizideinträgen massive Reaktionen der aquatischen Gemeinschaft (Artenzahlreduktion, Artenverschiebung) auf.

In experimentellen Fließgerinneuntersuchungen zeigte sich, daß einige Wirbellosenarten bereits bei sehr geringen Insektizidkonzentrationen negative Reaktionen aufweisen (Liess & Schulz, 1996; Schulz & Liess, 1995; Schulz & Liess, 2000). Außerdem wurden verschiedene Einflußfaktoren, wie Kontaminationszeitpunkt (Lamche & Liess, 1995; Liess, 1998), Kontaminationsdauer (Schulz & Liess, 2001) und Anwesenheit von Feststoffen (Oetken & Liess, 1994; Schulz & Liess, 2001) untersucht.

Mit Hilfe von Fuzzymodellen und regelbasierten Expertensystemen wurde die Möglichkeit einer einfachen, flächendeckenden Abschätzung und Bewertung von landwirtschaftlichen Stoffeinträgen in Fließgewässer geprüft (Neumann et al. 2002 a,b).

Für etwa 1200 Probestellen in der Region Braunschweig und einen Zeitraum von 10 Jahren wurde als Machbarkeitsanalyse für das vorliegende Projekt die vorläufige Version eines Informationssystems zur Bewertung landwirtschaftlicher Einträge erarbeitet (Probst, 1998). Mit dem Informationssystem konnten die heterogenen Datenbestände verschiedener Institutionen zu einem gemeinsamen Datenbestand integriert werden. Der Schwerpunkt des Systementwurfs lag vor allem auf der Verwendung bereits erfaßter und damit verfügbarer Daten. Diese wurden im einzelnen vom *Staatlichen Amt für Wasser und Abfall (StAWA) Braunschweig*, dem *Deutschen Wetterdienst (DWD)*, sowie der *Landwirtschaftskammer Hannover (LWK)* zur Verfügung gestellt.

1.3 Projektziel und Aufbau des Schlussberichtes

1.3.1 Zielstellung im Gesamtvorhaben

Ziel des Vorhabens war die modellhafte Erarbeitung eines Informationssystems zur Bewertung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland. Das System sollte analog der Gewässergüte bzw. der Gewässerstrukturgüte die Komponente Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft abdecken, wobei der Schwerpunkt auf den diffusen Einträgen durch Oberflächenrunoff lag. Bereits vorhandene behördliche Daten sollten genutzt werden, um eine leichte Anwendbarkeit des Systems durch Umweltämter zu gewährleisten. Weiter sollten Gütekarten hinsichtlich der Pflanzenschutzmittelbelastung von Gewässern für Beispielregionen dargestellt werden.

1.3.2 Aufbau des Schlussberichtes

Die in dieser Arbeit durchgeführten Freilandstudien dienten dazu, Grundlagen zu entwickeln, auf deren Basis eine Abschätzung der PSM-Belastung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer auf großer Maßstabsebene durchzuführen ist. Die Abschnitte 1.4.1-1.4.3 beinhalten Zusammenfassungen der durchgeführten Untersuchungen, die in 2.1-2.3 in Form von Veröffentlichungen ausführlich beschrieben werden.

Das Simulationsmodell „*simplified formula for indirect loadings caused by runoff*“ (Gutsche und Rossberg, 1999) wurde an 18 Fließgewässern im Braunschweiger Umland angewendet, erweitert und validiert (Abschnitt 2.1). Die Nutzung von vorhandenen behördlichen Daten zur Bewertung der Pflanzenschutzmittelbelastung einer Vielzahl von Gewässern auf großer Maßstabsebene wird in Kapitel 2.2 beschrieben. Zur Beurteilung der Relevanz von PSM-Einträgen über Runoff im Vergleich zu denen über Kläranlagen erfolgte eine vergleichende Toxizitätsabschätzung der jeweils eingetragenen Wirkstoffe (Abschnitt 2.3).

Auf der Grundlage des o.g. Simulationsmodells und den gewonnen Erkenntnissen aus den Freilandstudien wurde ein Informationssystem zur Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf die Pflanzenschutzmittelbelastung kleiner bis mittelgroßer Fließgewässer entwickelt. In Abschnitt 1.4.4 wird der Aufbau und die Anwendungsmöglichkeit des Informationssystems zunächst zusammenfassend dargestellt. Ausführliche Erläuterungen zur Anwendung des Systems finden sich in den Abschnitten 3.1-3.7. Zunächst werden die wichtigsten Ergebnisse der System-Validierung beschrieben (Abschnitt 3.1). Die Nutzbarkeit von bereits vorhandenen behördlichen Daten zur Verbreitung und Häufigkeit von aquatischen Wirbellosen, die ursprünglich zur Bestimmung des saprobiellen Status von Gewässern

aufgenommen wurden, zur Indikation von Pflanzenschutzmittelbelastungen wird im anschließenden Kapitel erläutert (Abschnitt 3.2). Die Bewertung der durch das Informationssystem vorausgesagten Umweltkonzentrationen (PEC) hinsichtlich ihrer Toxizität (mittlere Effektkonzentrationen für den sensitivsten Standardtestorganismus) stellt einen weiteren Ansatz zur ökologischen Risikoabschätzung dar (Abschnitt 3.3). Anhand der Verfahren zur PSM-Eintrags- und ökologischen Risikoabschätzung sowie der Indizes zur Tierbesiedlung ermöglicht das Informationssystem die Erstellung von Gewässergütekarten hinsichtlich der Pflanzenschutzmittelbelastung auf Landschaftsebene (Abschnitte 3.4-3.7). Für einzelne Gewässer können zudem Parameter wie Randstreifenbreite und Aufwandmenge vom Anwender manuell verändert werden. Für differenzierte Abstandsauflagen bei der Applikation von Pflanzenschutzmitteln können zum Beispiel auf diese Weise Grundlagendaten erarbeitet werden.

1.4 Zusammenfassender Überblick der Untersuchungen und Ergebnisse

1.4.1 Simulation und Messung von Pflanzenschutzmittelkonzentrationen in kleinen Fließgewässern

Die von der OECD vorgeschlagene Runoff-Formel „*simplified formula for indirect loadings caused by runoff*“ (Gutsche und Rossberg, 1999) wurde validiert und erweitert, so dass statt Pestizidfrachten Konzentrationen im Gewässer simuliert werden können, was für ökotoxikologische Beurteilungen von großer Wichtigkeit ist. Mit Hilfe der in Braunschweig im Projektjahr 2000 ermittelten Daten wurde die Formel validiert.

Zusammenfassung der Ergebnisse aus Abschnitt 2.1 (Simulation of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level):

Die diffuse PSM-Belastung von 18 Agrarfließgewässern wurde in einem ca. 10.000 km² großen Untersuchungsgebiet (Norddeutsche Tiefebene; Region Braunschweig) sowohl mit Hilfe des GIS basierten Modells *simplified formula for indirect loadings caused by runoff* der OECD simuliert als auch mit ereignisgesteuerten Probenehmern gemessen. Die Erfassung der tatsächlichen PSM-Belastung erfolgte mittels ereignisbezogenen Probenehmern, die während runoffbedingten Abflusswellen gezielt Proben nehmen. So konnten für die Wirkstoffe Azoxystrobin, Ethofumesat, Isoproturon, Tebuconazol, Metamitron, Chloridazon, Epoxiconazol, Metribuzin, Kresoxim-methyl und Parathion-ethyl Maximalkonzentrationen zwischen 0,3 und 29,7 µg l⁻¹ nachgewiesen werden. Zusammenhänge zwischen gemessener und simulierter Wirkstoffkonzentration konnten für die Fungizide Azoxystrobin ($r^2 = 0,43$; $p = 0,03$), Epoxiconazol ($r^2 = 0,71$; $p \leq 0,01$) und Tebuconazol ($r^2 = 0,77$; $p \leq 0,01$) und für das Insektizid Parathion-ethyl ($r^2 = 0,99$; $p = 0,04$) festgestellt werden.

Das erweiterte Modell simuliert nicht Frachten, sondern Konzentrationen von Pestiziden in Fließgewässern, wodurch diese Methode auch eine gute Grundlage für die ökologische Risikoabschätzung darstellt. Anhand der simulierten Konzentrationen können Agrarfließgewässer unterschiedlichen Eintragsgefährdungsklassen zugeordnet werden und man hat dadurch auch eine Möglichkeit mit dem Informationssystem Eintragsgefährdungskarten zu erstellen (siehe Abschnitte 3.1 und 3.3-3.7).

1.4.2 Auswirkung landwirtschaftlich bedingter Stressfaktoren auf die Artenzahl aquatischer Lebensgemeinschaften in kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern auf Landschaftsebene.

Die Untersuchung hatte die Identifikation und Beschreibung der Auswirkungen landwirtschaftlich bedingter Stressfaktoren auf die Artenzahl kleiner bis mittlerer Fließgewässer zum Ziel. Im Gegensatz zur Betrachtung einzelner, bereits bekannter bzw. untersuchter Gewässer oder Gewässerabschnitte, lag der Schwerpunkt auf der Bestimmung der PSM-Eintragsrisiken für relativ große Untersuchungsgebiete auf Landschaftsebene. Im Hinblick auf eine möglichst einfache Übertragbarkeit und Handhabung innerhalb eines Informationssystems, sollten ausschließlich bereits vorliegende bzw. erhobene Daten zu Umland, Klima sowie aquatischen Organismen verwendet werden. Die Betrachtung auf Landschaftsebene erforderte die Abstraktion und somit Vereinfachung zu wesentlichen, modellrelevanten Parametern. Weiterhin führten die teilweise sehr heterogenen Ausgangsdaten zu einer größeren Varianz der Einflussfaktoren (Gewässerbreite, etc).

Die vorliegende Untersuchung wurde für das Braunschweiger Umland durchgeführt. Das Gebiet erstreckt sich über etwa 65x85 Kilometer (3573-3637, 5765-5850 Gauss Krueger). Die Daten zur Beprobung der aquatischen Artengemeinschaft wurden vom NLWK Braunschweig zur Verfügung gestellt. Diese wurden im Rahmen der Gütebewertung (nach DIN 38410) der Oberflächengewässer im Zeitraum von 1985 bis 1999 erhoben. Sie umfassten 1263 Proben bei 214 Probestellen an 90 Gewässern.

Basierend auf der „*Simplified formula for indirect loadings caused by runoff*“ (Gutsche und Rossberg, 1999) wurde ein Verfahren zur Abschätzung des PSM-Eintragsrisikos in angrenzende Fließgewässer erarbeitet. Dieses beruht auf einem Modell von Lutz und Maniak, welches den Runoff in Abhängigkeit von Boden- und Niederschlagsverhältnissen ermittelt. In einer multivariaten Analyse wurden die Einflüsse des PSM-Eintragsrisikos, der Gewässerbreite sowie der Umlandnutzung durch Acker, Wald und Siedlung auf die Varianz der Artenzahl untersucht.

Zusammenfassung der Ergebnisse aus Abschnitt 2.2 (Linking land use variables and species number in small and medium-sized agricultural streams on a landscape level):

Die multivariate Analyse konnte 37,7% der Varianz der Artenzahl durch die betrachteten Umweltfaktoren erklären. Dabei stellten sich die Gewässerbreite ($r^2=0,27 = 27\%$ d. Varianz, $p<0,01$) sowie das PSM-Eintragsrisiko ($r^2=0,09 = 9\%$ d. Varianz, $p<0,01$) als wichtigste Faktoren heraus. Es ergab sich eine signifikant verschiedene mittlere Artenzahl für drei Gewässerbreitenklassen. Die Artenzahl in der kleinsten Breitenklasse (0-2m; 9,8 Arten) betrug 52% der Artenzahl in der größten Breitenklasse (5-10m; 18,7 Arten). Innerhalb jeder Breitenklasse verringerte sich jedoch die Artenzahl signifikant mit steigenden PSM-Eintragsrisiko. Dieser Effekt konnte am stärksten in kleinen Gewässern von maximal 2m Breite festgestellt werden. Hier betrug die Artenzahl in der am höchsten gefährdeten Klasse, mit im Mittel 8 Arten, nur 57% der am geringsten eintragsgefährdeten Klasse mit im Mittel 14,1 Arten.

Der (relativ grobe) Untersuchungsansatz ermöglichte es, das potenzielle PSM-Eintragsrisiko als einen Umweltfaktor zu identifizieren, der sich auf Landschaftsebene signifikant negativ auf Artengemeinschaften kleiner bis mittlerer Fließgewässer mit landwirtschaftlich geprägtem Umland auswirkt.

1.4.3 Untersuchung des punktuellen Eintragspfades Kläranlage

Im Untersuchungsgebiet südöstlich von Marburg (Hessen) zählen Mischwasserkläranlagen zu der bedeutendsten Eintragsquelle für Pflanzenschutzmittel (Seel et al., 1994). Über Mischwasserkläranlagen (WWTP) gelangen während Regenwetterperioden gereinigtes häusliches Abwasser und Oberflächenrunoff von versiegelten Flächen (u.a. von landwirtschaftlichen Höfen) in die Gewässer. Abgewaschene Spritzmittelreste können kurzzeitige Belastungsspeaks in WWTP-Ausläufen hervorrufen.

Zusammenfassung der Ergebnisse aus Abschnitt 2.4 (Pesticide peak discharge from wastewater treatment plants into streams during the main period of insecticide application: ecotoxicological evaluation in comparison to runoff):

In der vorliegenden Studie wurden zwei niederschlagsbedingte Abflusserhöhungen in Ausläufen von 5 WWTPs und in den dazugehörigen Gewässern (oberhalb und unterhalb) auf insgesamt 6 Insektizide, 5 Fungizide und 6 Herbizide untersucht. Obwohl die Probenahmeterminen in der Hauptanwendungszeit für Insektizide lagen, wurde nur in einem Fall ein Insektizid (max. Konz.: 0.05 µg/L Pirimicarb) nachgewiesen. Bei allen untersuchten WWTPs wurden dagegen Fungizide und bei 4 von 5 WWTPs wurden Herbizide nachgewiesen. Die Fungizidkonzentrationen (0.05 – 0.3 µg/L; 34 Positivnachweise) waren jedoch deutlich geringer als die Herbizidkonzentrationen (0.05 – 3.9 µg/L; 46 Positivnachweise). Die in den Untersuchungsgewässern resultierende Toxizität (TUsum) war gegenüber Gewässern mit Haupteintragspfad Oberflächenrunoff als gering anzusehen (um Faktor 10 bis Faktor 10⁶ höhere Toxizität bei Oberflächenrunoff).

Im Informationssystem wurde daher der PSM-Eintragspfad Kläranlage aufgrund der geringen ökologischen Relevanz gegenüber dem Faktor Oberflächenrunoff nicht weiter berücksichtigt.

1.4.4 Informationssystem zur Bewertung der Gewässergüte hinsichtlich der Pflanzenschutzmittelbelastung

Als Ergebnis der vorangehenden Studien wurde ein Simulations- und Informationssystem zur Bewertung der Gewässergüte kleiner bis mittlerer Fließgewässer hinsichtlich des PSM-Eintragsrisikos entwickelt. Die oben erwähnte „Simplified formula for indirect loadings caused by runoff“ bildet dabei die Grundlage der PSM-Risikoabschätzung.

Ein Anwendungsschwerpunkt des Systems liegt auf der Erstellung von PSM-Risikokarten (ähnlich den Gewässergütekarten für organische Belastungen) im Landschaftsmaßstab. Zum anderen soll es dem Anwender die modellhafte Untersuchung einzelner Stellen bzw. Flächen mit veränderbaren Parametern und Szenarien ermöglichen.

Das System wurde auf die Nutzung bereits erfasster und in Deutschland öffentlich bzw. kommerziell verfügbarer Datenbestände ausgelegt. So wurden beispielsweise digitale Bodendaten des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLFB) sowie digitale Landnutzungsdaten der Landesvermessung und Geo-Basisinformation Niedersachsens (LGN) verwendet. Diese Basisdaten stehen in ähnlicher Form auch in anderen Bundesländern zur Verfügung, so dass - mit vertretbarem Anpassungsaufwand - eine Anwendbarkeit des Systems auf Bundesebene gewährleistet wird.

Ein Großteil der für die Simulation erforderlichen Basisdaten kann direkt aus dem GIS übernommen werden. Daraus ergibt sich der Vorteil, dass bereits vorhandene digitale Karten (LGN, NLFB) mit relativ hoher Auflösung als Ausgangsdaten dienen können. Die GIS-Daten können vom Anwender je nach Verfügbarkeit um spezifische Parameter zur PSM-Anwendung, Randstreifenbreite etc. ergänzt werden.

Die PSM-Simulation kann durch verschiedene Umland- und Klimaszenarien an die Anforderungen des jeweiligen Anwenders (Universitäten, Behörden, Umweltbüros) angepasst werden. Zur Abschätzung der Auswirkung geplanter Risikominderungsmaßnahmen kann beispielweise der Einfluss der Randstreifenbreite gezielt untersucht werden, indem die Simulation für praxisübliche Randstreifenbreiten und alternativ für die geplante Breite durchgeführt wird. Als zweites Beispiel sei die Möglichkeit genannt, für ein Untersuchungsgebiet die Auswirkung unterschiedlich starker Regenereignisse auf das PSM-Eintragsrisiko zu simulieren (Abb. 1 + Abb. 2).

Das Informationssystem wurde als PC-Software für das Betriebssystem Windows® realisiert (Abb. 2) und kann somit von einem breiten Anwenderkreis eingesetzt werden.

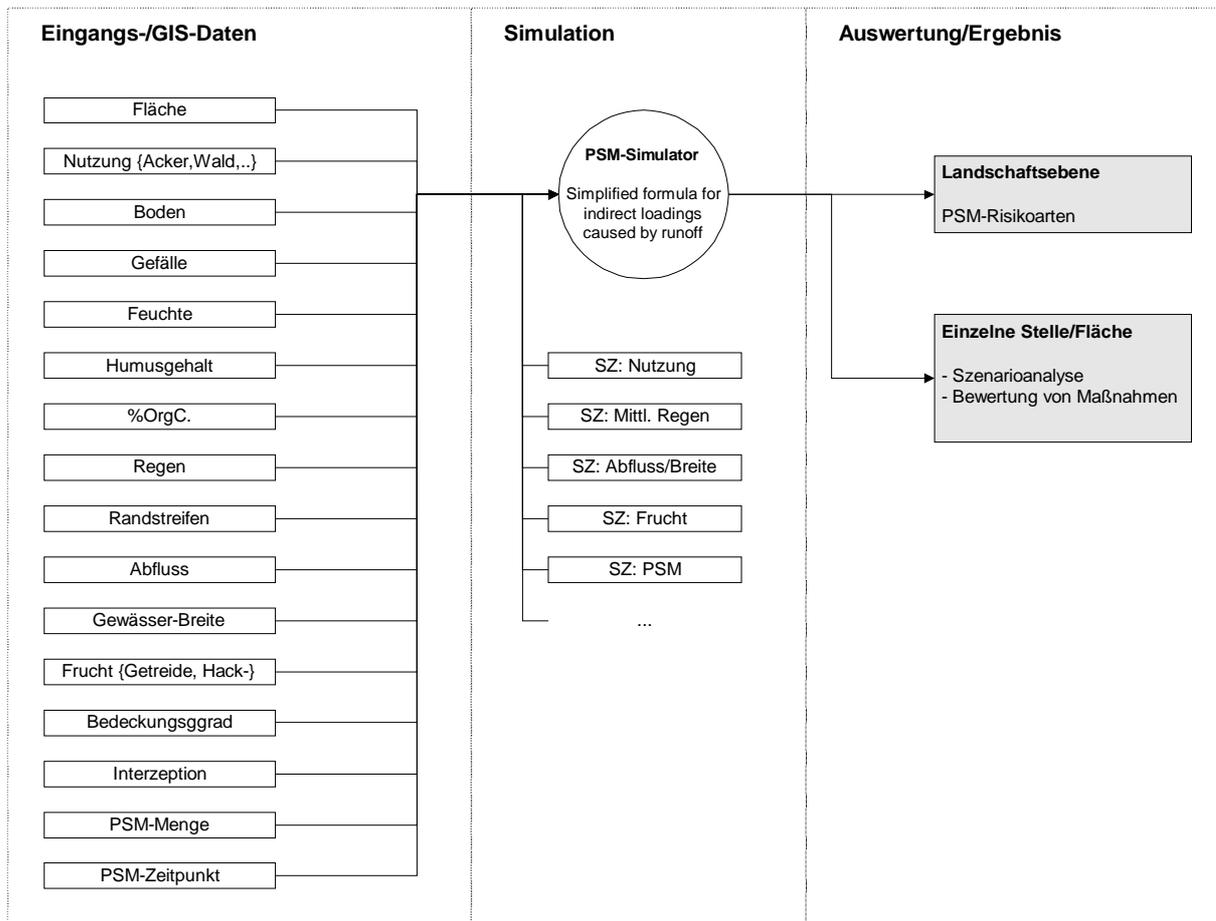


Abbildung 1: Schema des Informationssystems zur Risiko-Abschätzung. SZ = Benutzerdefiniertes bzw. Standardszenario für Umland- und Klimaparameter.

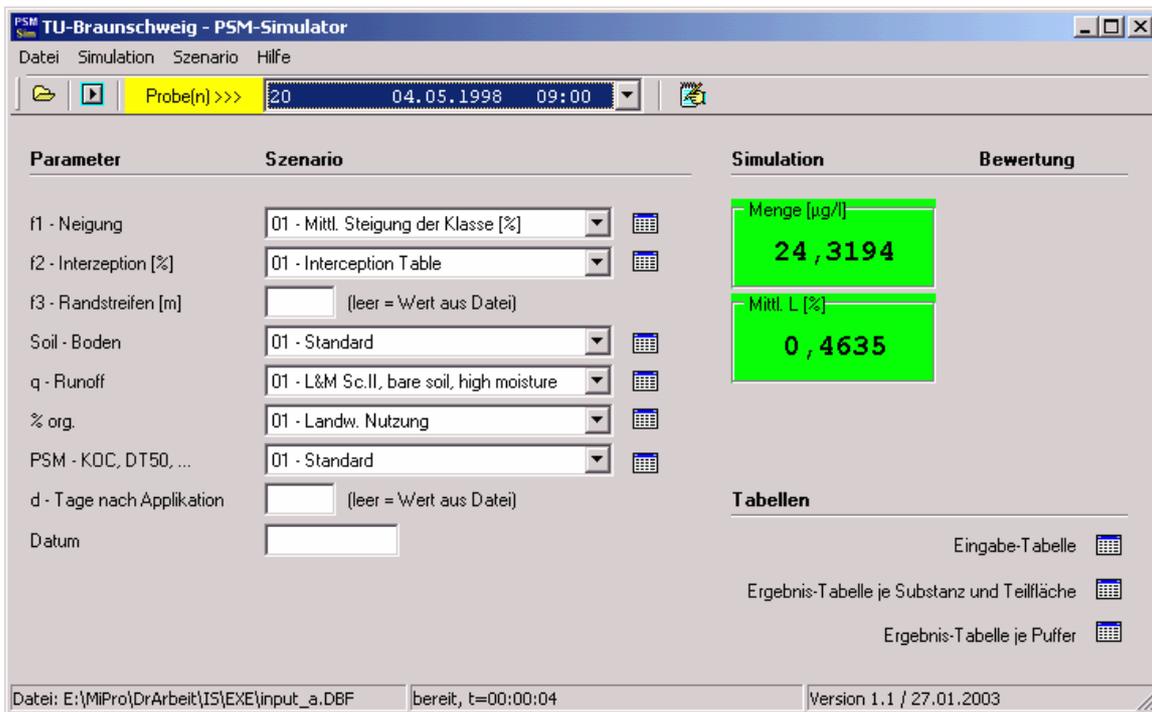


Abbildung 2: Bildschirmansicht des PSM-Simulator-Moduls. Die Simulationsparameter können vom Benutzer anhand verschiedener Szenarien angepasst werden. Die Ergebnisse werden als Substanzmengen [$\mu\text{g/l}$] sowie als prozentualer Anteil der PSM im Runoff angezeigt.

Details zur Anwendung des PSM-Informationssystems sowie zur technischen Realisierung sind in den Abschnitten „Systemaufbau und Anwendungsmöglichkeiten“ (3.4), „Benutzerhandbuch“ (3.6) sowie „Technische Dokumentation“ (3.7) aufgeführt.

Beispiele für die Erstellung von PSM-Risikokarten finden Sie in Abschnitt „Erstellung von Gütekarten mit Beispielen“ (3.5) sowie im „Benutzerhandbuch“ (3.6).

1.5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Staatliches Amt für Wasser und Abfall (StAWA) Braunschweig
Niedersächsisches Landesamt für Wasser- und Küstenschutz (NLWK)
Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
Deutscher Wetterdienst (DWD)
Landwirtschaftskammer Hannover (LWK)
Institut für Ökochemie und Umweltanalytik der TU Braunschweig
Institut für Geoökologie der TU Braunschweig
Leichtweiss-Institut (Hydrologie und Wasserwirtschaft) der TU Braunschweig
Umweltforschungszentrum (UFZ) Leipzig
Staatliches Umweltfachamt Leipzig
Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLfU)
Hessisches Landesamt für Bodenforschung
Amt für Regionalentwicklung, Landschaftspflege und Landwirtschaft Marburg
Abwasserverband Rausch-Holzhausen-Roßdorf (Hessen)
Ingenieurbüro BCE (Hessen)
Servicehof Ebsdorfergrund (Hessen)
Abwasserverband Lauter-Wetter Laubach (Hessen)
Alfred Wegner Institut (AWI) Potsdam

1.6 Literatur

- Alabaster, J. S. & Lloyd, R. (1982). *Water quality criteria for freshwater fish*. Butterworth, London.
- Anderson, R. L. (1989). Toxicity of synthetic pyrethroids to freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **8**, 403-410.
- 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. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **8**, 417-429.
- Blohm, H.-P. & Borchardt, D. (1989). Stossartige Belastung in Fließgewässern: Auswirkungen auf ausgewählte Organismengruppen und deren Lebensräume. In *Stoffbelastung der Fließgewässerbiotope*, ed. D. V. f. W. u. Kulturbau, Vol. 88, Paul Parey Verlag, Hamburg, pp. 211-272.
- Brauckmann, U. (1994). Biologische Indikation und Kartierung des Säurezustandes kleiner Fließgewässer in Baden-Württemberg. *Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Jahrestagung 1993, Krefeld*, 70-76.
- Cooper, C. M. (1991). Insecticide Concentrations in Ecosystem Components of an Intensively Cultivated Watershed in Mississippi. *Journal of Freshwater Ecology*, **6**(3), 237-248.
- Cooper, C. M. & Knight, S. S. (1991). Water quality cycles in two hill land streams subjected to natural, municipal, and non-point agricultural stresses in the Yazoo Basin of Mississippi, USA (1985-1987). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, **24**, 1654-1663.
- Cooper, C. M. & Lipe, W. M. (1992). Water quality and agriculture: Mississippi experiences. *Journal of Soil and Water Conservation*, **47**, 220-223.
- Cooper, C. M. (1993). Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems - a review. *Journal of Environmental Quality*, **22**, 402-408.
- Daniel, T. C., Sharpley, A. N. & Lemunyon, J. L. (1998). Agricultural phosphorus and eutrophications: A symposium overview. *Journal of Environmental Quality*, **27**(2), 251-257.
- Day, K. (1989). Acute, chronic and sublethal effects of synthetic pyrethroids on freshwater zooplankton. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **8**, 411-416.
- Fawcett, R. S., Christensen, B. R. & Tierney, D. P. (1994). The impact of conservation tillage on pesticide runoff into surface water: A review and analysis. *Journal of Soil and Water Conservation*, **49**(2), 126-135.
- Friedrich, G. (1990). Eine Revision des Saprobien-systems. *Zeitschrift für Wasser- und Abwasserforschung*, **23**, 141-152.
- Friedrich, G., Hesse, K.-J. & Lacombe, J. (1993). Die ökologische Gewässerstrukturmarte. *Wasser-Abwasser-Abfall*, **11**, 189-202.

Friedrich, G. & Lacombe, J. (1992). *Ökologische Bewertung von Fließgewässern*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, pp. 462.

Gutsche, V. & Rossberg, D. (1999). *A proposal for estimating the quantity of pesticide active ingredients applied by crop based on national sales data*. OECD projekt on pesticide aquatic risk indicators-report of phase 1. 2nd OECD workshop on pesticide risk indicators Braunschweig, Germany 1-3 June 1999.

Hamm, A. (1993). Problembereich Nährstoffe aus wasserwirtschaftlicher Sicht. In *Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft*, eds. C. Thoro, H.-G. Frede, H.-J. Langholz, W. Schumacher & W. Werner, Verlagsunion Agrar, Frankfurt am Main, pp. 11-21.

Hamm, A. (1991). *Studie über die Wirkung von Nährstoffen und Qualitätsziele in Fließgewässern*. Akademie Verlag, Sankt Augustin.

Hasenpusch, K. (1995). Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete. *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 158*, 216.

Heckman, C. W. (1981). Long-term effects of intensive pesticide applications on the aquatic community in orchard ditches near Hamburg, Germany. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **10**, 393-426.

Hill, R. (1989). Aquatic Organisms and Pyrethroids. *Pesticide Science*, **27**, 429-465.

Hogg, I. D. & Norris, R. H. (1991). Effects of runoff from land clearing and urban development on the distribution and abundance of macroinvertebrates in pool areas of a river. *Australien Journal of Marine and Freshwater Research*, **42**(5), 507-518.

House, W. A., Farr, I. S., Orr, D. R. & OU, Z. (1991). The occurrence of synthetic pyrethroid and selected organochlorine pesticides in river sediments. In *Pesticides in soil and water*, ed. A. Walker, BCPC Monograph No. 47. Thornton Heath, pp. 183-192.

House, W. A. (1992). Determination of pesticides on suspended solids and sediments: Investigations on the handling and separation. *Chemosphere*, **24**, 819-832.

Hurlbert, S. H. (1975). Secondary effects of pesticides on aquatic ecosystem. *Residue Reviews*, **57**, 81-148.

Hurle, K. (1992). Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch ihre Anwendung in der Landwirtschaft. In *Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen*, ed. H. DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft, R., VCH, Weinheim, pp. 35-50.

Irmer, U., Rocker, W. & Blondzik, K. (1997). Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer: Zielvorgaben, Qualitätsziele und chemische Gewässergüteklassifizierung. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, **25**(2), 62-70.

Knöpp, H. (1955). Grundsätzliches zur Frage biologischer Vorfluteruntersuchungen, erläutert an einem Gütelängsschnitt des Mains. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, **22**(3-4), 363-368.

- Kolkwitz, R. (1950). Ökologie der Saprobien. Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt. *Schriftenreihe des Verbandes für Wasser-, Boden- und Lufthygiene*, **4**, 1-64.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. (1902). Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitteilungen der königlichen Prüfanstalt Wasserversorgung Abwasserbeseitigung Berlin-Dahlem*, **1**, 33-72.
- Kreuger, J. K. & Brink, N. (1988). Losses of pesticides from agriculture. *Pesticides: Food and Environmental Implications.*, Vienna. International Atomic Energy Agency. 101-112.
- Kreutzweiser, D. P. & Sibley, P. K. (1991). Invertebrate drift in a headwater stream treated with permethrin. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **20**, 330-336.
- Lampert, W., Fleckner, W., Pott, E., Schober, U. & Störkel, K. U. (1989). Herbicide effects on planctonic systems of different complexity. *Hydrobiologia*, **188/189**, 415-424.
- LAWA. (1976). Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. *Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Mainz*, 16 S. 1 Karte.
- LAWA & Wasser, L. (1998). Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. *Als Manuskript vervielfältigt*.
- Leahey, J. P. (1985). *The pyrethroid Insecticides*. Taylor & Francis, London, Philadelphia.
- Lick, W. & Rapaka, V. (1996). A quantitative analysis of the dynamics of the sorption of hydrophobic organic chemicals to suspended sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **15**, 1038-1048.
- Liess, M. (1993). *Zur Ökotoxikologie der Einträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fließgewässer*. Cuvillier, Göttingen.
- Liess, M. (1995). Insektizid-Belastung landwirtschaftlicher Gewässer: Erfassung und Bewertung. *Erweiterte Zusammenfassung - Tagung der Deutschsprachigen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Berlin.*, 877-881.
- Liess, M. (1996). Freilandbezug als Hürde und Meßplatte aquatischer Ökotoxikologie. *Vortrag auf der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) Schwedt/O. 1996*.
- Liess, M. (1998). Insecticide contamination, combining of laboratory and field investigations. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, **10**, 31-36.
- Liess, M. (1998). Significance of agricultural pesticides on stream macroinvertebrate communities. *Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology*, **26**, 1245-1249.
- Liess, M., Schulz, R. & Neumann, M. (1996). A method for monitoring pesticides bound to suspended particles in small streams. *Chemosphere*, **32**(10), 1963-1969.
- Liess, M. & Schulz, R. (1996). Chronic effects of short-term contamination with the pyrethroid insecticide fenvalerate on the caddisfly *Limnephilus lunatus*. *Hydrobiologia*, **324**(2), 99-106.

- Liess, M., Schulz, R., Liess, M. H.-D., Rother, B. & Kreuzig, R. (1999). Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Water Research*, **33**(1), 239-247.
- LWRP. (1994). *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahrensvorschlag für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft im Bereich der Mittelgebirge, des Hügellandes und des Flachlandes*. Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Mainz.
- Miles, J. R. W. & Harris, C. R. (1973). Organochlorine insecticide residues in streams draining agricultural, urban-agricultural, and resort areas of Ontario, Canada. *Pesticide Monitoring Journal*, **6**, 363-368.
- Muir, D. C. G., Rawn, G. P. & Grift, N. P. (1985). Fate of the pyrethroid insecticide deltamethrin in small ponds: A mass balance study. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **33**(4), 603-609.
- Neumann, D., Raschke, I., Kramer, M., Stief, P., Schmitter, E., Tenten, S. & Gräfe, B. (1994)a. Makrozoobenthos und Nitrittoxizität in nitratbelasteten Fließgewässern. In *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1994 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL)*. Hamburg, pp. 552-556.
- Neumann, D., Volpers, M., Raschke, I., Grauel, U. & Cichors, F. (1994)b. What is known on natural limiting factors for macrozoobenthos species in freshwaters? In *Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals*, eds. I. R. Hill, F. Heimbach, P. Leeuwangh & P. Matthiessen, Lewis Publisher. Boca Raton, pp. 525-531.
- Neumann, M., Schulz, R., Schäfer, K., Müller, W., Mannheller, W. & Liess, M. (2002). The significance of entry routes as point and non-point sources of pesticides in small streams. *Water Research*, **36**, 835-842.
- Neumann M., Liess M., Schulz R. (2003)a. LIMPACT: An expert System to estimate the pesticide contamination of small streams with macroinvertebrate bioindicators, Part 1: The database; *Ecological Indicators*: in press
- Neumann M., Baumeister J., Liess M., Schulz R. (2003)b. LIMPACT: An expert system to estimate the pesticide contamination of small streams with macroinvertebrate bioindicators, Part 2: The knowledge base; *Ecological Indicators*: in press
- Oetken, M. & Liess, M. (1994). Bioverfügbarkeit von Fenvalerat (Insektizid: Pyrethroid) für *Gammarus pulex*. *Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL)1994*, Hamburg. 876-880.
- Pantle, K. & Buck, H. (1955). Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach. Wasser/Abwasser*(96), 609-620.
- Parsons, J. T. & Surgeoner, G. A. (1991). Effect of exposure time on the acute toxicities of permethrin, fenitrothion, carbaryl and carbofuran to mosquito larvae. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **10**, 1219-1227.
- Probst, M. (1998). Entwurf, Implementierung und Anwendung eines Informationssystems zur Untersuchung der Reaktion aquatischer Lebensgemeinschaften auf diffuse Insektizideinträge. *Diplomarbeit, Technische Universität Braunschweig:119 S.*

- Rocker, W. (1994). Physikalisch-chemische Ansätze der Gewässergüteklassifizierung und Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässern als Hilfsmittel der Wasserwirtschaft. *Wasser Berlin '93*, 283-294.
- Ryan, P. D. (1991). Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **25**, 207-221.
- Schulz, R. (1997). *Aquatische Ökotoxikologie von Insektiziden - Auswirkungen diffuser Insektizideinträge aus der Landwirtschaft auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften*. Ecomed Verlag, Landsberg.
- Schulz, R. (1996). A field study on the importance of turbidity and bed load transport of sediments for aquatic macroinvertebrates and fishes. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, **25**, 247-252.
- Schulz, R. (1998). Macroinvertebrate dynamics in a stream receiving insecticide-contaminated runoff. *Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology*, **26**, 1271-1276.
- Schulz, R. (1998). Insektizid-Auswirkungen auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, **10**, 123-127.
- Schulz, R. & Liess, M. (1995). Chronic effects of low insecticide concentrations on freshwater caddisfly larvae. *Hydrobiologia*, **299**, 103-113.
- Schulz, R. & Liess, M. (1997). Runoff-related short-term pesticide input into agricultural streams: Measurement by use of an *in situ* bioassay with aquatic macroinvertebrates. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, **27**, 399-404.
- Schulz, R., Hauschild, M., Ebeling, M., Nanko-Drees, J., Wogram, J. & Liess, M. (1998). A qualitative field method for monitoring pesticides in the edge-of-field runoff. *Chemosphere*, **36**(15), 3071-3082.
- Schulz, R. & Liess, M. (1999). A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology*, **46**, 155-176.
- Schulz, R. & Liess, M. (2001). Runoff simulation with particle-bound fenvalerate in multispecies stream microcosms: importance of biological interactions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **20**, 757-762.
- Schulz, R. & Liess, M. (2000). Toxicity of fenvalerate to caddisfly larvae: chronic effects of 1-hr vs. 10-hr pulse-exposure with constant doses. *Chemosphere*, **41**, 1511-1517.
- 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.
- Thybaud, E. (1990). Ecotoxicology of lindane and deltamethrin in aquatic environments. *Revue des Sciences de l'eau*, **3**, 195-210.
- Walther, W. (1980). Prozess des Stoffabtrages und der Stoffauswaschung während und nach Starkregen in ackerbaulich genutzten Gebieten - 2. Bericht: Stoffauswaschung. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, **21**, 65-74.

Wauchope, R. D. (1978). The pesticide content of surface water draining from agricultural fields - a review. *Journal of Environmental Quality*, **7**, 459-472.

Williams, R. J., Brooke, D., Matthiesen, P., Mills, M., Turnbull, A. & Harrison, R. M. (1995). Pesticide transport to surface waters within an agricultural catchment. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, **9**, 72-81.

Yoder, C. O. & Rankin, E. T. (1998). The role of biological indicators in a state water quality management process. *Environmental Monitoring and Assessment*, **51**(1-2), 61-88.

Zelinka, M. & Marvan, P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, **57**, 389-407.

Zhou, J. L. & Rowland, S. J. (1995). Sorption and Desorption of Tefluthrin Insecticide by Soil under Simulated Rainfall Runoff Conditions. *BCPC Monograph*, **62**(1-4), 25-31.

Abschnitt II

Freilandstudien als Grundlage für das Informationssystem

2.1 Simulation of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level: Comparison with runoff-triggered samples

Norbert Berenzen,*† Annette Lentzen-Godding,† Michael Probst,† Holger Schulz,† Ralf Schulz† and Matthias Liess‡

† Zoological Institute of the Technical University Braunschweig,

Group Limnology / Ecotoxicology, Fasanenstr. 3, 38092 Braunschweig, Germany

‡ Department of Chemical Ecotoxicology, UFZ Centre for Environmental Research, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Germany

*Author to whom all correspondence should be addressed.

Tel.: + 49 – 0531 – 391 – 3156; fax: + 49 – 0531 – 391- 8201; e-mail: n.berenzen@tu-bs.de

1 Abstract

Short-term pollution events via runoff are typical of streams in agricultural areas. Existing runoff models to simulate pesticide losses from agricultural fields require extensive input of information. Therefore there is a need for a simple model that can predict runoff-related pesticide concentrations in many streams on a landscape level when only limited data are available.

To validate such a model the runoff-related pesticide load of 18 small lowland streams was simulated with an extended version of the model “*simplified formula for indirect loadings caused by runoff*” (available from the Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD)). The authors suggest that the model presented here is suitable for use in routine exposure assessment of pesticides on a landscape level, as all input data (soil, slope, precipitation, pesticide application) are readily available from public authorities or could be generated by simple regional flood hydrograph curves.

The concentrations simulated were compared with measured concentrations obtained by runoff-triggered sampling. Fungicides, insecticides and herbicides were detected in 17 streams, with max. concentrations between 29.7 µg/l for the fungicide azoxystrobin and 0.3 µg/l for the insecticide parathion-ethyl. Herbicides were detected in 16 streams, with max. concentrations between 13.7 and 1.2 µg/l. The linear regression between the simulated and measured concentrations (log-values) shows significant correlations for the following pesticides: azoxystrobin: $r^2 = 0.43$; $p = 0.03$; epoxiconazole: $r^2 = 0.71$; $p \leq 0.01$; tebuconazole: $r^2 = 0.77$; $p \leq 0.01$. The present model successfully explains the pesticide concentrations associated with single entry events caused by runoff, especially at concentration levels above (≥ 0.5 µg/l).

Keywords: exposure assessment, non-point source, GIS-model, agricultural active agents

2 Introduction

Several authors emphasize the significance of rainfall-induced surface runoff as a non-point entry route of pesticides into streams (Wauchope et al., 1980; Agassi et al., 1995; Liess et al., 1998; Williams et al., 1995). The German Federal Office for Environmental Protection (UBA) estimates the pesticide entry into streams via surface runoff as 1 to 2 % of the amount of pesticide applied (Umweltbundesamt, 1997).

Direct measurements of pesticides in a stream are cost- and time-intensive and therefore often not practicable for the assessment of exposure to pesticides on a landscape level. Simulation models are often more suitable for this purpose, but they should be simple and require only easily obtainable input parameters, because otherwise they cannot be employed on a large-area basis.

Models for the entry routes of indirect loads were reviewed by the Forum for the Coordination of Pesticide fate models and their use (FOCUS, Adriannse et al., 1997). Reus et al. (1999) suggest that most of them are too complex to be used as risk indicators and for the time being no validated models are available; therefore they proposed the “*simplified formula for indirect loadings caused by runoff*” (abbreviated in this study as SFIL).

Most models, including the SFIL, refer to the amounts of active ingredients contained in the surface runoff, and do not consider the resulting concentrations in the stream; however, the latter are of crucial importance for ecotoxicological risk assessment (endamage-ment of algae and macroinvertebrates).

We extended the SFIL in such a way that we could simulate potential pesticide concentrations occurring at a specific sampling site in the stream at a given time. For this purpose it is necessary to know both the duration of the observed rain event and data about discharge during high-water situations. If there are no measured data available for these two parameters, regional mean values for the duration of rain events and simple precipitation-discharge models for stream flow should be used.

The aim of the investigation was to compare the simulated data provided by the extended model with measured concentrations obtained by event-triggered sampling in the field. This validation should clarify the degree to which the model can predict in-stream pesticide concentrations on a landscape level for a routine assessment of pesticide exposure.

3 Materials and methods

Investigation area

The simulation and the field studies were carried out at 18 small headwater streams situated in an agricultural environment in a 10,000 km² area around Braunschweig, Lower Saxony, Germany (Figure 1). In the northern part of the area the main soil type was sandy; while in the southern part were mainly loamy soils. Only winter wheat (70%) and sugar beets (30%) were cultivated in the agricultural fields bordering the sampling sites. The slope of these sites was between 0.5 and 4%. These variations in soil type, intensity of agricultural use and slope led to differences in the likelihood of surface runoff.

Discharge

Discharge was calculated on the basis of standard formulas (Formula 1) from velocity measurements along cross-sectional profiles.

$$Q_{stream} = va \quad (1)$$

Q_{stream}	discharge of stream (l/s)
v	flow speed (cm/s)
a	cross section (cm ²)

The values for discharge during surface water runoff that were chosen for the simulation varied from 10 to 80 l/s; that is, they were up to 10 times higher than the base flow. The duration of this high-water discharge (approximately 1 h at all sampling sites) was derived from the time intervals of reduced conductivity in the stream due to the input of runoff water with low conductivity (Liess et al., 1999). The conductivity was measured continuously with conductivity meters manufactured by WTW, Weilheim, Germany.

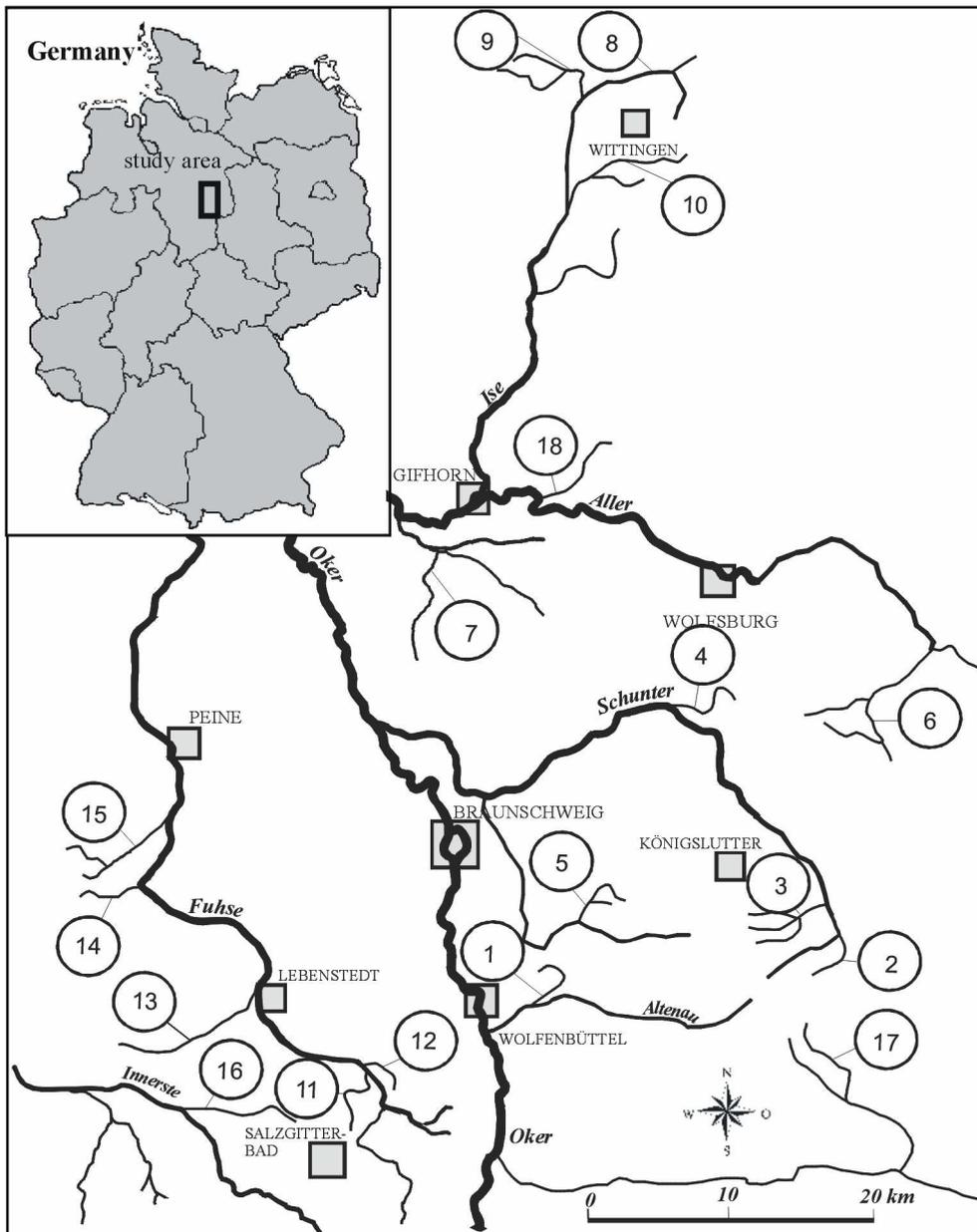


FIGURE 1: Location of sampling area (inset) and orientation of the sampling sites

Water sampling and pesticide analysis

Runoff-triggered samplers, designed to collect water samples selectively during the runoff events, were used. The sampler provided a measurement of the maximum pesticide contamination of stream water by monitoring the brief peak contamination levels during runoff events (Liess et al., 1999). Sampling was triggered by a decrease of conductivity greater than 0.5 %/min or an increase in water level (by more than 5-10 cm, depending on the stream). The water samples were introduced into cartridges that were filled with RP 18-polarplus material (1 g; Baker, Phillipsburg, USA), to absorb the pesticides. The residue was dissolved with hexane (1 ml) including the internal standard hexabromobenzene (250 pg/ μ l) and analyzed at the Institute for Ecological Chemistry of the Technical University of Braunschweig.

Pesticide residues (isoproturon, pirimicarb, metribuzin, ethofumesate, fenpropimorph, parathion-ethyl, metamitron, kresoxim-methyl, chloridazon, tebuconazole, epoxiconazole, bifenoxy, λ -cyhalothrin, β -cyfluthrin, cypermethrin, fenvalerate, and azoxystrobin) in the water samples were analyzed by gas chromatography with electron capture detection and confirmed by gas chromatography-mass spectrometry. The detection limit for all substances was 0.05 μ g/l. Details of pesticide analyses are provided by Liess et al. (1999).

Sampling period and selection of the samples

Runoff-triggered water samples for pesticide analysis were collected during a four-week period from 23 May 2000 to 16 June 2000. The chosen period was the main application period for pesticides in the investigation area. The runoff event on June 15th, 2000 (precipitation: 12 mm/d) was chosen for the simulation.

Simulation

The simulation of the pesticide concentrations is based on the SFIL (Formula 2) (Reus et al., 1999), but for this study it was extended from simulating pesticide losses to also simulating pesticide concentrations in the stream (Formula 3).

$$L\%_{\text{runoff}} = \frac{Q}{P} \cdot f \cdot e^{-3 \cdot \frac{\ln 2}{DT_{50\text{soil}}}} \cdot \frac{100}{1 + Kd} \quad (2)$$

$L\%_{\text{runoff}}$:

Percentage of application dose that is present in runoff water as dissolved substance

Q :

Runoff amount (mm); in this study Q was calculated according to Lutz (1984) and Maniak (1992) for Scenario III: a covered soil with a low soil moisture:

Sandy soils:

$$Q = -0.016427 - 0.011377 \cdot P + 0.0026284 \cdot P^2$$

$$Q = -0.061108 - 0.0041626 \cdot P + 0.0040395 \cdot P^2 - 9.0361 \cdot 10^{-6} \cdot P^3$$

P	:	Precipitation amount (mm)
f	:	Correction factor, with $f = f_1 \cdot f_2 \cdot f_3$
f_1	:	Slope factor:
		$f_1 = 0.02153 \cdot slope + 0.001423 \cdot slope^2$ if slope < 20%
		$f_1 = 1$ if slope \geq 20%
		(Modified formula of Beinat and Berg (1996))
f_2	:	Plant interception factor: $f_2 = 1 - (PI / 100)$
f_3	:	Buffer zone factor: $f_3 = 0.83^{WBZ}$ with WBZ - Width of the buffer zone (metres); if the buffer zone is not densely covered with plants then the width is set to zero.
DT_{50soil}	:	Half-life of active ingredient in soil (d)
Kd	:	Ratio of dissolved to sorbed pesticide concentrations; with
		$Kd = K_{oc} \cdot \%OC \cdot \frac{1}{100}$
K_{oc}	:	Sorption coefficient of active ingredient to organic carbon
$\%OC$:	Organic carbon content of soil

By the use of the SFIL (Formula 2) it was possible to calculate the percentage of the applied amount of pesticide ($L\%_{runoff}$) (assuming application 3 days before the rain event) that is present in the surface runoff as dissolved compound. We simulated these pesticide losses for a specific high-precipitation event assuming that the application was done 3 days before the rain event; whether the model works as well for events occurring at different intervals after application is not yet known. As simplification the simulation was done for all detected substances with the same model input data for the runoff scenario of June 15th, 2000; however, only fungicides (azoxystrobin, epoxiconazole and tebuconazole) had been applied briefly before (on 12 June 2000) this event (Table 1). Therefore, the comparison of the simulated concentration with the measured concentrations was also done only with these agents.

TABLE 1: Physical properties of the pesticides that were used for the simulation, simulated losses and date of the latest application before the investigated runoff event. The K_{OC} - and DT_{50} soil-values were extracted from the chemical properties database at the Federal Environment Agency of Germany [unpublished]; mean values were used for the simulation. H = herbicides, F = fungicides, I = insecticides, ns = not simulated, n.i. = no information available

active ingredient	type	K_{OC} ($l\ kg^{-1}$)	DT_{50} (soil) (days)	Appl. Amount ^b ($g\ ha^{-1}$)	Loss as fraction of application (%)	Date of latest application before runoff ^b
metamitron	H	19	12	1800	0.0058-1.93	18.04.2000
chloridazon	H	30	10 - 60	2100	0.0043-1.37	11.04.2000
metribuzin	H	60 ^a	40 ^a	525	0.0023-0.69	18.04.2000
azoxystrobin	F	143	7 - 28	250	0.0009-0.27	12.06.2000
isoproturon	H	140	6 - 62	1100	0.0010-0.29	n.i.
ethofumesate	H	182	26 - 99	480	0.0008-0.23	18.04.2000
kresoxim-methyl	F	421	0.5 - 3	115	0.0001-0.10	30.05.2000
epoxiconazole	F	442	120 - 500	125	0.0003-0,10	12.06.2000
tebuconazole	F	603	200	250	0.0002-0.07	12.06.2000
parathion-ethyl	I	705	14 - 18	150	0.0002-0.06	10.06.2000
fenpropimorph	F	804	15 - 93	750	n.s.	30.05.2000
pirimicarb	I	1,001	7 - 275	175	n.s.	n.i.
bifenox	H	1,572	5 - 28	660	n.s.	n.i.
esfenvalerate	I	12,038	35 - 80	30	n.s.	30.05.2000
cypermethrin	I	19,434	7 - 70	60	n.s.	09.05.2000
β -Cyfluthrin	I	100,000 ^a	30 ^a	6	n.s.	n.i.
λ -Cyhalothrin	I	100,000 ^a	30 ^a	7	n.s.	30.05.2000

^a Pesticide properties according to Hornsby et al. (1996).

^b Data derived from recommended median application amounts in the investigation area (Landwirtschaftskammer Hannover, 2000) and from questioning local farmers

The various formula terms are briefly described as follows.

The calculation of the runoff amount (Q) is based on the model of Lutz (1984) and Maniak (1992) and incorporates soil type, crop type, week number, soil moisture and precipitation. The Q -values we used for the simulation are given in a table in the report of Reus, J. et al. They were calculated for 2 different soil types (sandy and loamy) and 3 scenarios with various

degrees of soil cover and moisture (Scenario I: bare soil with a high soil moisture; scenario II: bare soil with a low soil moisture; scenario III: covered soil with a low soil moisture).

In this study we used the scenario III for fields with winter wheat, because in June the soil was completely covered and almost dry. Sugar beets were in the growth stage 31 (Becker et al., 1999), so that the soil was also almost covered; therefore we used the same scenario for these fields. Accordingly, the Q-values (scenario III, P = 12) were 0.21 mm for sandy soils and 0.55 mm for loamy soils

The precipitation amount (*P*) is taken from the precipitation-per-day value for the observed runoff event (12 mm/d).

The correction factor *f* arises from differences in slope values (field slope factor: f_1), soil cover (plant interception factor: f_2) and the buffer strips (buffer zone factor: f_3). In this study the f_1 factor ranged between 0.02 and 0.54, thus reducing the Q/P-value in Formula 1 by up to a factor of 50. The f_2 -value depends on the crop growth stages; for instance, in the investigation period for winter wheat in the growth stage 71-97 the interception (90%) was higher than that for sugar beets in the growth stage 31 (interception: 60%) (Becker et al., 1999). For all investigated streams the buffer zone factor was 1, because buffer strips were less than 1 meter in width.

In Table 1 the values for the substance-specific constants (K_{OC} , $DT_{50}(\text{soil})$) used to simulate individual pesticide loads are listed. The %OC content of the soil was derived from digital soil maps.

Formula for calculation of the mean pesticide concentration in a stream

With Formula 2 we calculated the percentage of the applied amount of pesticide that is in the surface runoff. However, to simulate the pesticide concentration in the stream it is necessary to know the applied pesticide amount in the investigated area, the stream flow and the mean duration of rain events. Hence, we extended the formula as follows.

$$P_c = L\%_{\text{runoff}} \cdot P_a \cdot \frac{1}{Q_{\text{stream}} \cdot \Delta T} \quad (3)$$

P_c :	Simulated pesticide concentration in the stream [$\mu\text{g/l}$]
$L\%_{\text{runoff}}$:	Percentage of application amount present in runoff water as dissolved substance [%]
P_a :	Amount of pesticide applied to the investigated area [μg]
Q_{stream} :	Stream flow during heavy rain events [l/s]
ΔT	Duration of heavy rain events [s]

The size of the agricultural area per sampling site was between 0 and 25 ha, and the application amount per agent varied accordingly. All agricultural fields used for the simulation were bordering the streams and were near to the sampling site (max 1 km

upstream). For stream flow during the rain event and for the duration of the high-water discharge we used measured data. If there are no measured data available the values can be calculated by simple regional flood hydrograph models (e.g. NAXOS, Riedel, 2001) using easily obtained input data (distance from spring, size of the catchment area, land use, soil moisture, precipitation).

Model input data

All data we used for the simulation of the L_{runoff} -values were provided by the public authorities of northern Germany:

- Digital topographic maps, scale 1:50,000
- Analog topographic maps, scale 1:25,000, to calculate the slope
- Digital land-use data from the Amtlichen Topographischen-Kartographischen Informationssystem (ATKIS), scale 1:25,000
- Digital soil maps, scale 1:50,000 (BÜK 50)
- Daily precipitation rates from the German Meteorological Office (DWD)

Geographical Information System (GIS) & Statistics

Both the calculations of the L_{runoff} value and those for the Ad value were performed by the GIS *Arc View*[®]. Linear regressions of measured pesticide concentrations on simulated pesticide concentrations were done with the statistics program *StatView*[®].

4 Results and Discussion

Measurements of pesticide concentrations

Residues of pesticides were detected in almost all streams. The streams differed in their total pesticide concentrations, ranging from uncontaminated (concentration below detection limit) at the sampling site 18 to highly contaminated (total concentration of all investigated pesticides: 49.7 µg/l) at the sampling site 3 (out of 16 investigated active ingredients nine were detected) (Table 2).

Herbicides occurred most frequently at 16 of the 18 sampling sites, with the active ingredients ethofumesate, isoproturon and metamitron forming the largest proportion. The importance of the herbicides as water contaminants is also stressed in the context of other studies (Kreuger, 1998; Legrand, et al., 1991).

The high frequency with which herbicides were found reflects their intensive use; Haberer and Knepper (2000) estimated that herbicides account for 55% of the total amount of pesticide applied in Germany.

Although herbicides are usually applied one or two months before the sampling period considered here (23.05.00 to 16.06.00), in this study substantial quantities were detected. Kreuger (1998) measured the herbicides metazachlor and isoproturon in water samples collected during the summer following an autumn application. The persistence of isoproturon in soil water for up to a year after application has been demonstrated under controlled conditions in other field studies (Johnson et al., 1996).

Fungicides were detected in runoff-triggered water samples from 13 streams. This category includes the highest concentration found: 29.7 µg/l for azoxystrobin. Another fungicide detected in high concentrations was tebuconazole, with max. 9.1 µg/l. The high levels of fungicides are explained on the one hand by the timing of application (which took place during the investigation period) and on the other hand by the sampling method. Fungicides have comparatively high water solubilities and therefore in event-related water samples fungicides are found in higher concentrations than insecticides with a lower water solubility.

In the category of insecticides, only parathion-ethyl could be detected, and only in comparatively small concentrations (up to 0.3 µg/l) at three sampling sites, although other insecticides (esfenvalerate, cypermethrin, lambda-cyhalothrin) were also applied in the investigation period. Compared with herbicides and fungicides, insecticides usually show a high sorption to the organic carbon component of soil particles, so that their concentration in water samples is low. A further reason for the rarity of detection is to be found in the application quantity: compared with herbicides and fungicides, insecticides were applied in substantially smaller amounts (Table 1). Liess and Schulz (1999), however, documented parathion-ethyl concentrations of up to 6 µg/l in event-related water samples. The study of Liess & Schulz also shows that insecticide concentrations could be considerably higher in the suspended matter.

TABLE 2: Detected pesticide concentrations ($\mu\text{g/L}$) at sampling sites of 18 streams in the region of Braunschweig (northern Germany); runoff event of June 15th, 2000. n.d. = not detected.

H = herbicides, F = fungicides, I = insecticides

The pesticides bifenox, fenpropimorph, beta-cyfluthrin, cypermethrin, esfenvalerate, lamda-cyhalothrin and pirimicarb were not detected.

<i>Sample site</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
chloridazon (H)	0.5	0.1	1.2	n.d.	0.05	0.05	n.d.	0.8	0.05	n.d.	1.4	n.d.	2.6	0.8	2.8	0.1	0.8	n.d.
ethofumesate (H)	1	0.4	1.4	n.d.	0.3	0.2	0.05	0.6	1	0.05	3	n.d.	13.7	7	1.7	1.2	0.8	n.d.
isoproturon (H)	2.6	0.3	1.6	n.d.	0.3	0.3	n.d.	0.8	n.d.	0.3	2	n.d.	0.3	1.2	10.3	0.1	0.6	n.d.
metamitron (H)	0.9	0.2	3.5	0.2	0.2	0.05	0.05	1.4	0.2	n.d.	6.6	n.d.	9.3	1.5	7.2	1	1.2	n.d.
metribuzin (H)	n.d.	n.d.	0.1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1	0.05	0.2	0.1	n.d.	n.d.	0.05	n.d.	n.d.	1.2	n.d.
azoxystrobin (F)	2.5	2.1	29.7	n.d.	0.2	n.d.	n.d.	0.5	n.d.	n.d.	0.3	0.05	0.1	0.1	0.05	0.4	0.3	n.d.
epoxiconazole (F)	0.1	0.1	2.7	n.d.	0.1	0.05	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.9	n.d.	n.d.	0.05	0.6	0.05	n.d.	n.d.
kresoxim-methyl (F)	0.05	n.d.	0.4	n.d.	0.6	n.d.	n.d.	n.d.	0.05	n.d.	n.d.	n.d.						
tebuconazole (F)	1.7	0.2	9.1	n.d.	0.05	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.6	n.d.	n.d.	0.05	0.3	0.5	n.d.	n.d.
parathion-ethyl (I)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.05	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.3	n.d.	n.d.
sum	9.35	3.4	49.7	0.2	1.25	0.65	0.1	5.1	1.3	0.55	15.7	0.05	26	10.5	23	3.65	4.9	n.d.

Simulation of in-stream concentrations

The simulation was done for all agents that were measured in the runoff-triggered samples. It was assumed that all agents were applied three days before the observed runoff event. The simulation data demonstrate the resulting concentration in the stream for this specific runoff event, which is typical of the early summer in this region. Whether the simulation results give an accurate prediction of exposure assessment should be clarified by the comparison of measured and simulated concentrations of the actually applied substances shortly before the investigated runoff event (azoxystrobin, epoxiconazole, tebuconazole).

So far no simulation studies have compared the measured pesticide concentrations with simulated concentrations in a large number of streams; therefore in the following, our model results (concentration in $\mu\text{g/l}$ pro event) are compared with results (loss in kg/year) of a simulation for the loss of active ingredients per year over the entire area of Germany by Huber et al. (1998). These study results are comparable because there were similar agricultural and metrological conditions for the two sets of input data.

The simulation results of the study presented here (Figure 2) show that herbicides account for 92.8% of the total pesticide load of the investigated streams, whereas the proportion of fungicides and insecticides was only 7.1% and 0.1%. Almost identical results were found for the cumulative loss of pesticides for the total agricultural area of Germany per year (herbicides: 93%; fungicides: 7%).

At sampling site 3 the max. concentration, 201 $\mu\text{g/l}$, in the simulation was found for the herbicide chloridazon. This can be explained on the one hand by the high application rate (2,100 g/ha) and on the other hand by the low K_{OC} -value of chloridazon (Table 1). Both parameters are integrated into the simulation formula. The greater the application amount and the lower the tendency of a substance to be bound to particles, the higher is the simulated concentration. The same relation was found in other studies (Iwakuma et al., 1993; Neumann et al. 2001). In the simulation by Huber et al. (1998), likewise, the highest pesticide losses were found for herbicidal agents. According this study the cumulative loss of chloridazon was 408 kg/J , which was 0.11 - 0.42% of the application amount. Correspondingly, we calculated the L_{runoff} -value for chloridazon in the range from 0.004 to 1.37%.

In this study the max. simulated fungicide concentration was that for azoxystrobin (27.3 $\mu\text{g/l}$). Compared with other fungicides observed in this study, the K_{OC} -value of azoxystrobin is low, 143 l/kg , so that the relatively high simulated load could be explained by its solubility. Until now, for Germany as a whole, such high fungicide losses were expected only in orchards and vineyards, as fungicide is applied to vineyards weekly during the main spraying season.

The max. concentration of 0.5 $\mu\text{g/L}$, calculated for the insecticide parathion-ethyl, was the lowest found in this study and corresponds to 0.001 – 0.07% of the applied amount. Huber et al. evaluated the runoff-related loss of insecticides as insignificant. However, under conditions with high runoff probability (e.g., bare loamy soil with high moisture, slope $\geq 4\%$; precipitation $\geq 12 \text{ mm/d}$) high concentrations could be expected for insecticides as well. Even after brief contamination events (1 h) in some cases highly toxic insecticides could have effects on the macroinvertebrate community in streams; hence in further studies the model could be used to determine worst-case scenarios for runoff related pesticide contamination.

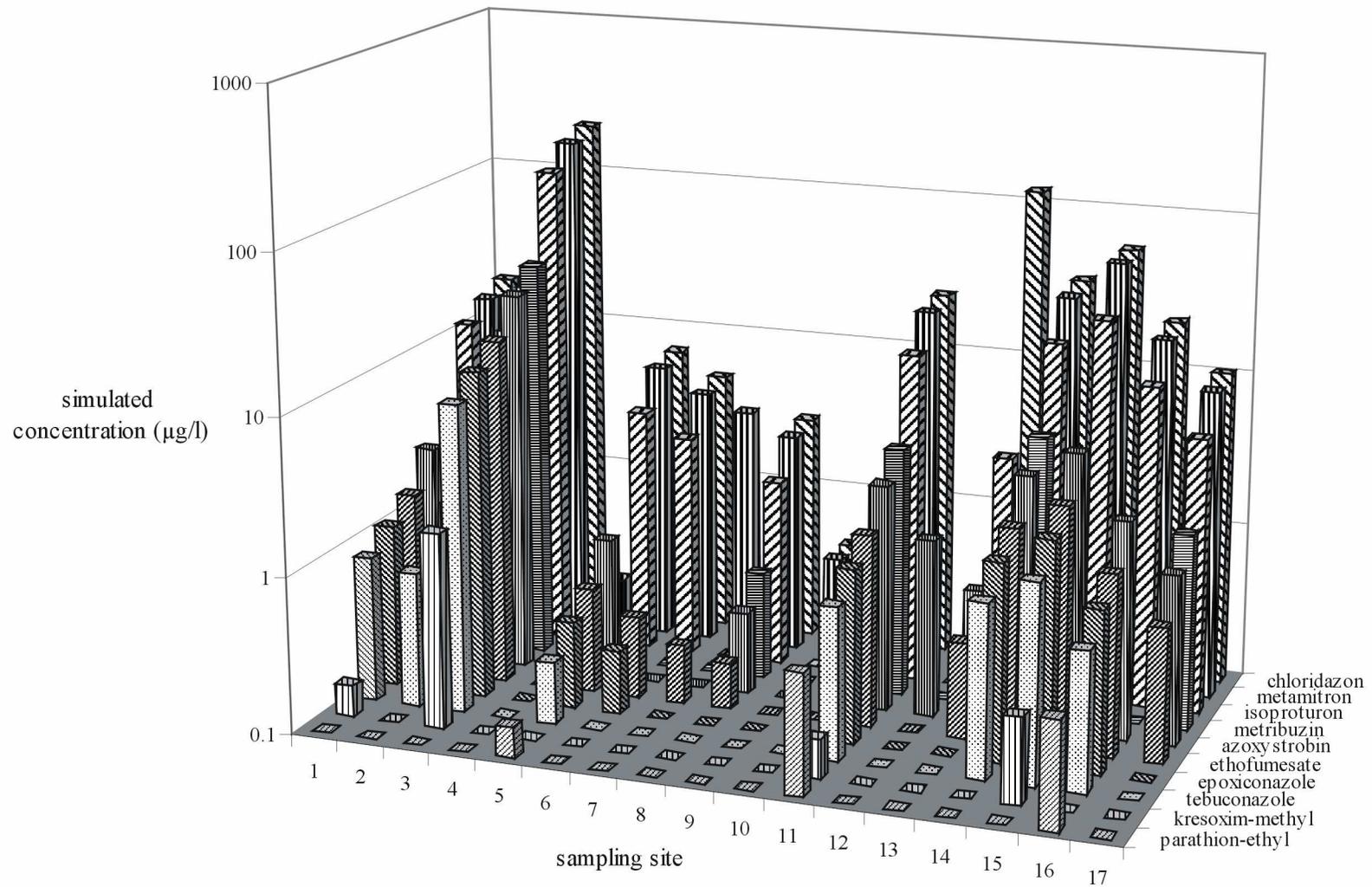


FIGURE 2: Simulated pesticide concentrations at sampling sites of 18 streams in the region of Braunschweig for the specific rain event of June 15th, 2000.

Comparison of the simulation with measured data

For the substances that were applied three days before the investigated runoff event, significant linear relationships were found between the logarithmically plotted measured and simulated concentrations (azoxystrobin: $r^2 = 0.43$; $p = 0.03$; $n = 11$; epoxiconazole: $r^2 = 0.71$; $p = 0.01$; $n = 8$; tebuconazole: $r^2 = 0.77$; $p = 0.01$; $n = 7$). In the higher concentration range (measured concentration: $\geq 0.5 \mu\text{g/L}$) the relation between the simulated and the measured data (log values) almost corresponded to the 45 deg line (Figure 3). Nine of 11 relations were within the 95% confidence interval, suggesting an accurate prediction of pesticide concentration. However, application of the present model should be restricted to the type of streams investigated here (lowland, range of discharge rate (10 – 80 l/s), distance from source ($\leq 1\text{km}$)). In further investigations the formula should be validated for other types of stream and terrain, or if necessary modified to suit them.

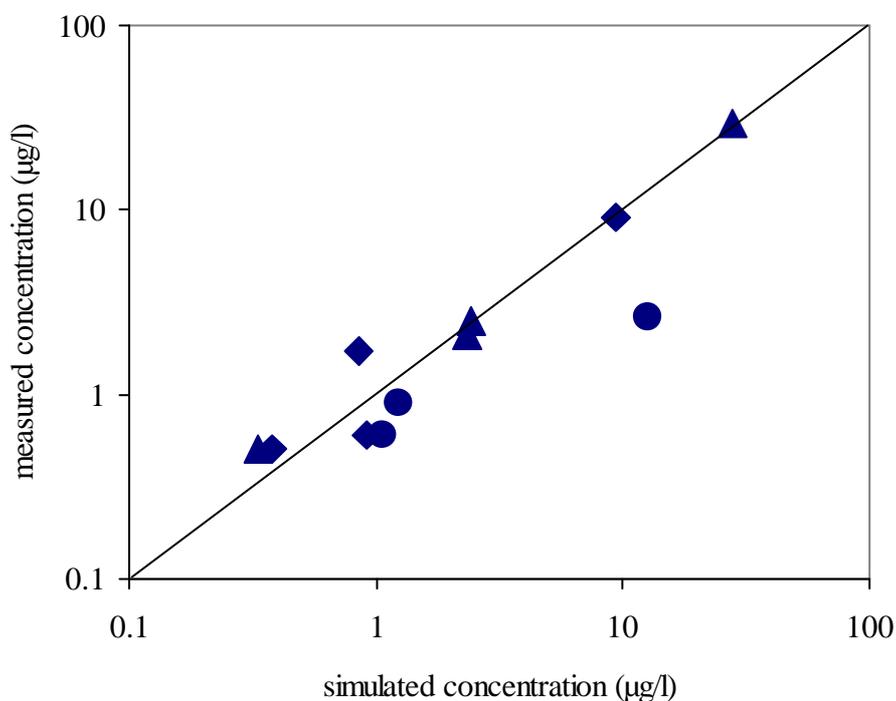


FIGURE 3: Relationships (linear regression) between simulated and measured pesticide concentrations ($\geq 0.5 \mu\text{g/l}$) in agrarian streams in the region of Braunschweig (Lower Saxony, Germany); triangle = azoxystrobin, rhombus = epoxiconazole, circle = tebuconazole.

5 Conclusions

The model presented here provides a good prediction of the pesticide concentrations in small lowland streams during rain events resulting in surface water runoff. This is indicated by the close linear relationships between simulated and measured concentrations of the pesticides in current use. Therefore this model can be used for an improved exposure assessment for a great number of streams where measurements of pesticides are not possible due to high costs.

As a result the present exposure as well as different exposure scenarios can be calculated. This will enable an efficient planning of mitigation measures on the landscape level to support sustainable agriculture.

Acknowledgments

This study is part of the research project “Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft”, which is funded by the Federal Ministry of Education and Research (bmb+f) (contract 0339804).

6 References

1. Adriannse, P., Allen, R., Gouy, V., Hosang, J., Jarvis, T., Klein, M., Layton, R., Linders, J., Schäfer, L., Smeets, L., Yon, D., 1997. Surface Water Models and EU Registration of Plant Protection Products – Dok. 4676/VI/96.
2. Agassi, M., Letey, J., Farmer, W. J., Clark, P., 1995. Soil erosion contribution to pesticide transport by furrow irrigation. *J. Environ. Qual.* 24, 892-895.
3. Becker, F. A.; Klein, A. W.; Winkler, R.; Jung, B.; Bleiholder, H.; Schmider, F., 1999. The degree of ground coverage by arable crops as a help in estimating the amount of spray solution intercepted by the plants. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 51, 237-242.
4. Beinat, E., van der Berg, R., 1996. EUPHIDS, a decision support system for admission of pesticides. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Netherlands.
5. Haberer, K., Knepper, T. P., 2000. Gewässerbelastung durch Pflanzenschutzmittel. In: Guderian, R., Gunkel, G. (Eds.), *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie*. Bd. 3. Aquatische systeme. B. Biogene Belastungsfaktoren. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
6. Hornsby, A. G.; Wauchope, R. D.; Herner, A. E., 1996. *Pesticide Properties in the Environment*. Springer-Verlag, New York, 1-227.
7. Huber, A., Bach, M., Frede, H-G., 1998. Modeling pesticide losses with surface runoff in Germany. *Sci. Total Environ.* 223, 177-191.
8. Iwakuma, T., Shiraishi, H., Nohara, S., Takamura, K., 1993. Runoff properties and change in concentrations of agricultural pesticides in a river system during a rice cultivation period. *Chemosphere* 27, 677-691.
9. Johnson, A. C., Hari, A. H., Bhardwaj, C. L., Williams, R. J. Walker, A., 1996. Preferential flow pathways and their capacity to transport isoproturon in a structured clay soil. *Pestic. Sci.* 48, 225-237.
10. Kreuger, J., 1998. Pesticides in stream water within an agricultural catchment in southern Sweden, 1990-1996. *Sci. Total Environ.* 216, 227-251.
11. Kreutzweiser, D.P., Wood, G.A., 1991. Permethrin treatments in canadian forests. 3.Environmental fate and distribution in streams: *Pestic. Sci.* 33, 35-47.
12. Landwirtschaftskammer (LWK) Hannover, 2000. *Pflanzenbau und Pflanzenschutz – Empfehlungen 2000/2001*. Albrecht, Hannover, 1-208.

13. Lang, S.; Hurle, K., 1997. Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Runoff. Mittlg. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch., Berlin-Dahlem 330, 7-18.
14. Legrand, M.F., Costentin, E., Bruchet, A., 1991. Occurrence of 38 pesticides in various French surface and ground waters: Environ. Tech. 12, 985-996.
15. Liess, M., 1998. Significance of agricultural pesticides on stream macroinvertebrate communities. Proc. Intern. Assoc. Theor. Appl. Limno. 26, 1245-1249.
16. Liess, M., Schulz, R., 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. Environ. Toxicol. Chem. 18, 1948-1955.
17. Liess, M., Schulz, R., Liess, M.H.-D., Rother, B., Kreuzig, R., 1999. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. Wat. Res. 33, 239-247.
18. Lutz, W., 1984. Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen. Mittlg. Inst. Hydrologie Wasserwirtschaft, Univ. Karlsruhe.
19. Maniak, U., 1992. Regionalisierung von Parametern für Hochwasserganglinien. In: Regionalisierung der Hydrologie (H.B. Kleeberg), DFG, Mittlg. Senatskomm. Für Wasserf. 11, 325-332.
20. Müller-Wegener, U., 1993. Erwartungen an die Landwirtschaft aus der Sicht der Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern. In: Thoro, C., Frede, H.-G., Langholz, H.-J., Schumacher, W., Werner, W. (Eds.), Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft. Verlagsunion Agrar, Frankfurt/Main, pp. 141-147.
21. Neumann, M., Schulz, R., Schäfer, K., Müller, W., Mannheller, W., Liess, M., 2002. The significance of entry routes as point and non-point sources of pesticides in small streams. Wat. Res. 36, 835-842.
22. Reus, J., Lenndertse, C., Bockstaller, C., Fomsgaard, I., Gutsche, V., Lewis, K., Nilsson, C., Pussemier, L., Trevisan, M., Van der Werf, H., Alfarroba, F., Blümel, S., Isart, J., Mc Grath, D., Seppälä, T., 1999. Annex I: Run-off Submodel. In: Comparing Environmental Risk Indicators for Pesticides. Results of the European CAPER Project. Centre for Agriculture and Environment Utrecht, CLM 426, pp. 80-82.
23. Riedel, G. 2001. Niederschlag-Abfluß-Modell NAXOS. Technical University Braunschweig. Online in Internet: <http://www-public.tu-bs.de:8080/~griedel/naxos/> (update 1989-10-03).
24. Spalding, R.F., Snow, D.D., 1989. Stream levels of agrochemicals during a spring discharge event. Chemosphere 19, 1129-1140.
25. Sundaram, K.M.S., 1991. Fate and Short-Term Persistence of Permethrin insecticide injected in a northern Ontario (Canada) headwater stream. Pestic. Sci. 31, 281-295.
26. Umweltbundesamt, 1997. Daten zur Umwelt – der Zustand der Umwelt in Deutschland, Schmidt, Berlin, 252-257.
27. Wauchope, R. D., Leonard, R. A., 1980. Maximum pesticide concentration in agricultural runoff: a semi-empirical prediction formula. J. Environ. Qual. 9, 665-670.
28. Williams, R.J., Brooke, D., Matthiesen, P., Mills, M., Turnbull, A., Harrison, R.M., 1995. Pesticide transport to surface waters within an agricultural catchment. J. Inst. Wat. Envir. Man. 9, 72-81.

2.2 Linking land use variables and species number in small and medium-sized agricultural streams on a landscape level

Michael Probst* †, Norbert Berenzen †, Annette Lentzen-Godding †, Ralf Schulz †, Matthias Liess ‡

† Zoological Institute of the Technical University Braunschweig, Limnology and Ecotoxicology,
Fasanenstr. 3, 38092 Braunschweig, Germany

‡ Department of Chemical Ecotoxicology, UFZ Centre for Environmental Research, Permoserstr. 15,
04318 Leipzig, Germany

Author for correspondence:

Michael Probst

Technical University of Braunschweig
Zoological Institute
- Limnology / Ecotoxicology -
Fasanenstr. 3
D-38092 Braunschweig / Germany
Phone: +49-(0)531-391-3156
E-mail: m.probst@tu-bs.de

1 Abstract

The aim of this study was to reveal the extent to which invertebrate species numbers in 90 streams in an arable landscape in central Germany have been associated with stressors linked to agricultural activities. Data on invertebrates comprising surveys from 15 years were provided by water boards. The associated information on environmental stress originating from arable land (i.e. highly dynamic discharge, siltation of the stream bed, and pesticide input) was estimated by means of GIS with information on land use, soil type, and rainfall. Multivariate analyses explained 37.3% of the variance in species number, revealing the stream width as the most important factor (27.7%) followed by risk of runoff (9.6%). Mean numbers of species were significantly different for each of the three stream classes, the number in the smallest-width class (0-2m; 9.8 species) being 52% of that in the widest class (5-10m; 18.7 species). Within each class of stream width the number of species significantly decreases with increasing risk of runoff. This effect is especially pronounced for small streams with a maximum width of 2 meters, the species number in the class with the highest risk of runoff being 57% (8.0 species) of the number in the class with the lowest risk of runoff (14.1 species) when three runoff-risk classes were defined.

2 Introduction

Landscape investigations on invertebrate communities in running waters show that species number and composition are largely dependent on the environmental factors to which the communities are exposed [1,2]. They will comprise relatively few species if these parameters are in a range considerably different from the optimum required for most of the species. In agricultural streams such stressors include, for example, a highly dynamic discharge [3], siltation of the stream bed [4], and pesticide entry [5]. To date there have been only a few investigations assessing whether such stressors have an influence on aquatic communities in the field. The invertebrate survey of this study in an agricultural landscape revealed that the species number is very unevenly distributed in space (Fig 1). The question arises to what extent the observed variability in species number is associated with stressors linked to agricultural activities compared to other environmental factors.

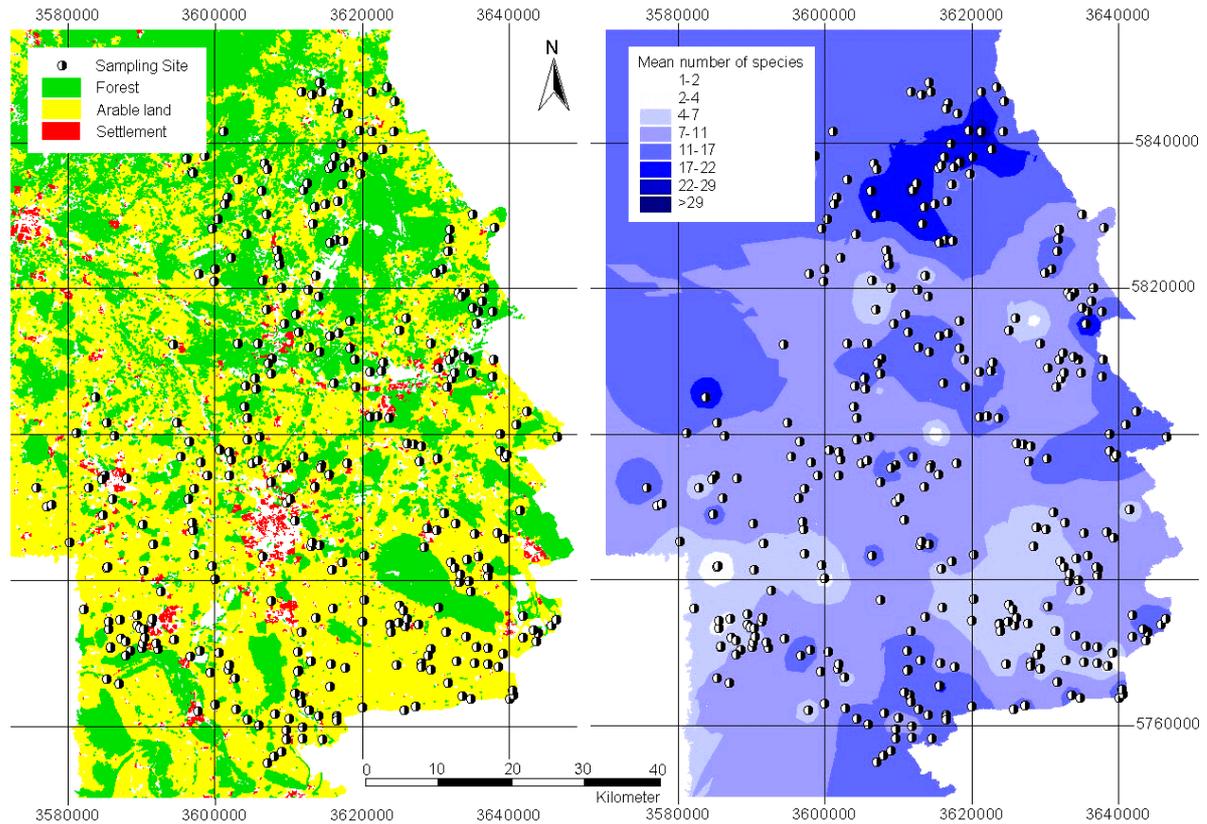


Figure 1. Major land use (left) and species number (April-October) of stream invertebrates (right) in the central lowland of Germany; 214 sites in 90 streams over 15 years (1985-1999), geographical reference: Gauss-Krueger-Coordinates. Categories of land use below 15% are not shown. Mean number of species during, in streams with a width up to 10m.

The few studies assessing the importance of stressors related to agriculture in the field have investigated only one or a few stream sections. Therefore the question remains whether the results obtained by these studies can be extrapolated to the multitude of streams on a landscape level. On the other hand, investigations on the landscape level suffer from a reduced accuracy in quantifying stressors and ecological effect for a large number of streams. Especially the quantification of runoff-related short-term pesticide contamination requires elaborate and expensive monitoring [6,7]; in addition, to record the invertebrate community with an appropriate resolution in time and taxonomy requires a great number of experienced personnel.

The aim of this study was to determine the extent to which the number of invertebrate species present in small and medium sized streams is associated with stressors linked to adjacent agricultural activities. According to the available data, environmental factors associated with agricultural land use were not differentiated but integrated into an aggregated factor reflecting the risk of surface runoff from agricultural land into the adjoining streams. This parameter, as calculated here, is believed to express not all, but a great proportion of the influence of arable land on the stream community, because rainfall-induced surface runoff is the most important source for input of matter [8] and pesticides [9] from arable land and is often associated with

biological effects in the stream [5]. The risk presented by surface runoff was calculated according to procedure, recommended by the OECD [10] by means of a Geographical Information System (GIS) using existing governmental data on soil characteristics and land use. In addition, the species number at each site was correlated with the percentage of arable land, forest, pasture and settlements, as well as with stream size, to reveal the effect of these parameters on invertebrate species numbers.

3 Materials and Methods

Study area

The study area is located around the city of Braunschweig, Lower Saxony, Germany, Central Europe. It extends for about 65x85 kilometres (3573-3637, 5765-5850 Gauss Krueger). Loamy soils can be found in the hilly south, whereas sandy soils dominate the plains in the northern regions. Arable land and forest represent the main type of land use. The mean percentage of arable land varies from 65% in the south to 35% in the north. The dominant crops are winter wheat, barley, and sugar beet [11]. The main tree species in Lower Saxony are spruce (28%), pine (24%), beech (21%) and oak (12%) [12]. The southern region is characterized by large areas of arable land and few, but large forests. In the north, arable land alternates with smaller but more numerous forests. Urban areas and pastures are of minor importance. A map of land use and the locations of the sampling sites are shown in Figure 1. The mean number of species for each sampling site within the period 1985 to 1999 was generated via GIS by interpolating between the sampling sites. For spatial interpolation between the sites inverse distance weighting was used. A range from 1 (light areas) to 37 (dark areas) species was found.

Available Data

All information used was provided by governmental institutions (Table 1). As existing data were used, the developed methods (programs and scripts) are transferable to regions with a similar density of data. Invertebrate data were taken according to the Deutsche Industrie Norm (German Industrie Standard) DIN 38410 for saprobic scale [13]. A total number of 1263 samples during the months May to August aggregated to 214 sites, taken at 90 streams around Braunschweig from 1985 to 1999, formed the biotic database for the present analysis. Figure 2 gives an overview of the mean number of species found per month during the period of data collection.

Table 1. Available data and data sources.

Type of Data	Source	Volume	Period/recency	Resolution	Format
Aquatic organisms	NLWK	1263 samples 214 sites 90 streams	1985-1999	irregular	digital
Rain	DWD	-	1985-1999	daily [mm]	digital

Soil type	NLFB	-	1999, updated yearly	M 1:50000	digital
Land use	LGN	-	1999, updated yearly	M 1:25000	digital

NLWK Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz;
DWD Deutscher Wetterdienst;
NLFB Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung;
LGN Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen.

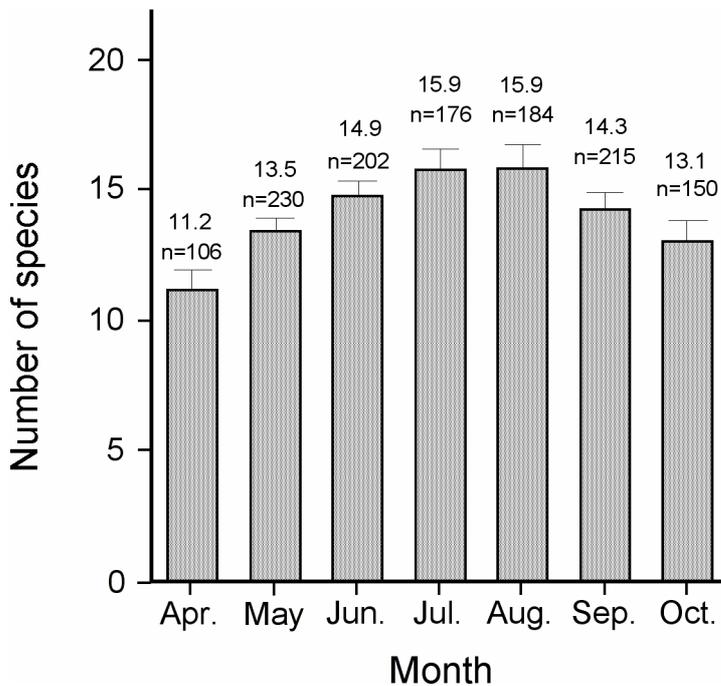


Figure 2. Mean number of species found each month during the period investigated. The number of samples per month is given (n). Only months with a minimum of 100 samples are included. Error bars represent standard error.

Land use within the catchment of a site

All GIS-processing was done using ArcView® (ESRI, Redlands, CA, USA). Soil, land use and rain data were converted to GIS-layers and intersected by spatial joins. To estimate the proportion of arable land within the catchment of a site (Equation 1) a GIS-script was developed generating a 1000x50m stream section around sampling sites; that is, the stream is enclosed in an area 50m wide, extending for 1000m along the course of the stream.

$$A_{\text{percent}} = \frac{\sum_{i=0}^n A_i}{A} * 100 \quad (1)$$

A_{percent}	percentage of arable land inside 1000x50m buffer
A_i	partial area (m^2) of arable land
A	total area (m^2) inside the buffer

Since no information about flow direction was available from the LGN-data, in this approach the sampling site itself is located in the centre of the stream section. A length of 1000 metres was chosen for the stream sections because other investigations suggest that within this distance most insecticides are adsorbed and therefore their toxicological potential will be greatly reduced [14,15]. For other factors linked to the input of agricultural substances, no corresponding estimations about their carrying distance could be found in the literature.

Risk of runoff within the catchment of a site

Lutz [16] and Maniak [17] proposed a model reviewed in [18], which estimates runoff volume [mm] for a given amount of precipitation [mm] and two types of soil (sandy, loamy) in terms of three scenarios relating to crop and soil moisture: Scenario 1: bare soil with high soil moisture. Scenario 2: bare soil with low soil moisture. Scenario 3: covered soil with low soil moisture. For this study the intermediate scenario 2 was chosen since no detailed information on soil cover (plant development) and soil moisture was available. Following the calculation of runoff volume the risk of runoff for each sampling site was calculated by considering the proportion of arable land (Equation 2). The average number of rain events exceeding 6mm and hence capable of inducing runoff [17] during the investigated time period of 15 years was calculated for each site. Consequently each site was assigned a risk of runoff according the typical number of storm events, the soil, and the percentage of arable land.

$$\text{Risk of Runoff} = Q * A_{\text{percent}} \quad (2)$$

Q = Volume of runoff (mm) calculated according the model of Lutz [16] and Maniak [17] with P – precipitation, A – percentage of arable land inside a 1000x50m-buffer around site

$$\text{Loamy soil} \quad Q = -0.0002P^3 + 0.0064P^2 + -0.0057P + 0.0032$$

$$\text{Sandy soil} \quad Q = -0.0002P^3 + 0.0052P^2 + -0.0322P + 0.0578$$

Data classification and analyses

Mean numbers of species were calculated for each sampling site using invertebrate surveys conducted between May and August, as in a previous investigation the strongest effect of agriculture was observed during that time [5]. The land use variables (arable land, settlement, forest, pasture) and the risk of runoff (non-dimensional) at each site were used as continuous variables in the multivariate analyses and also classified into three classes with the SPSS®-rank procedure for a better overview of results. The 33, 66 and 100 percentile of each parameter's distribution defines the range of the respective class. (Table 2).

Table 2. Classes and range of environmental factors, data classification by percentiles.

Factor / Class	1	2	3
Arable land	0 – 25.5 %	25.5 – 61.5 %	61.5 – 95.86 %
Settlement	0 – 0.1 %	0.1 – 1.3 %	1.3 – 47.96 %
Forest	0 – 1.5 %	1.5 – 10.5 %	10.5 – 98.71 %
Grassland	0 – 11.5 %	11.5 – 36.15 %	36.15 – 94.52 %
Risk of runoff	0 – 0.38	0.38 – 0.81	0.81 – 1.11

To determine the percentage each factor contributes towards explaining the variance in species number, a stepwise multiple linear regression was calculated. The differences between the numbers of species according to the environmental conditions were analyzed using a two-way Analysis of Variance (ANOVA) with Fisher PLSD post hoc tests. The parameter “number of species” was tested for normal distribution with the KS-Test. It was found to be normally distributed within each stream class. For all statistical analyses SPSS® (Chicago, IL, USA) version 10.0.7 was used.

4 Results

Identification of factors responsible for variance of species number

To identify factors that account for the number of species at the investigated sites, a stepwise multiple regression was performed. Table 3 shows that stream width and risk of runoff are responsible for 37.3% of the variance. The factor “arable land” shows a trend similar to but weaker than that of risk of runoff and was therefore excluded from analysis as it does not add further explanation to the observed variance of species number and fails to meet the collinearity standards with risk of runoff. The same applies to the factor “forest”, which is positively correlated with species number. Pasture and settlement do not significantly contribute to an explanation of variance in species number. Hence, nearly 40% of the variance of species number could be explained, the stream width being the most important determining factor for species number, followed by risk of runoff.

Table 3. Stepwise multiple linear regression of environmental factors with species number. Type of influence indicates positive (+) / negative (-) influence on species number.

Step	Factor	r^2 (corrected)	% of variance	p	Type of influence
1	Stream width	0.277	27.7	≤0.001	+
2	Risk of runoff	0.373	9.6	≤0.001	-

Evaluation of stream width

An analysis of variance (ANOVA) was performed for the factor stream width to evaluate difference between classes. Mean numbers of species were significantly different for each stream class, with species number in the smallest width class (0-2m) being 52% of that in the highest width class (5-10m) (Fig. 3).

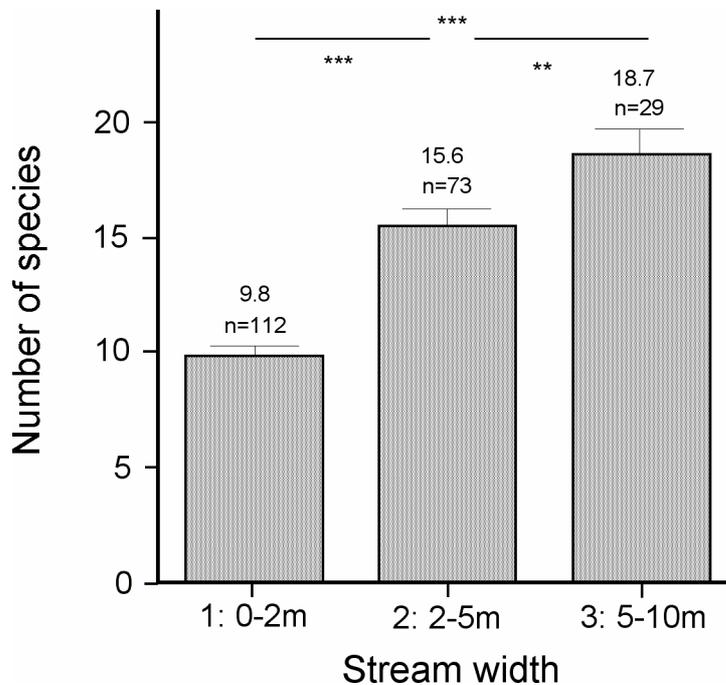


Figure 3: Mean number of species for the three different stream width classes. The number of sites for each class is given (n). Error bars represent standard error (total number of sites n=214). Asterisks indicate level of significance between different stream widths: $p \leq 0.01$ (**), $p \leq 0.001$ (***). Data based on samples taken between May and August from 90 streams.

Parameters linked to agricultural land use

According to the results of the multiple regression (Table 3), the stream width is the main factor explaining the number of species. In this step, the number of species for different classes of stream width and risk of runoff was analyzed with a two-way ANOVA. Within each class of stream width the number of species significantly decreases with increasing percentage of arable land in the catchment of the site (not shown). When using risk of runoff instead of percentage of arable land the reduction of species is stronger (Fig. 4). This effect is especially pronounced for small streams with a maximum width of 2 meters; here the species number in the class with the highest risk of runoff is 57% of the species number in the class with the lowest risk of runoff (Fig. 4).

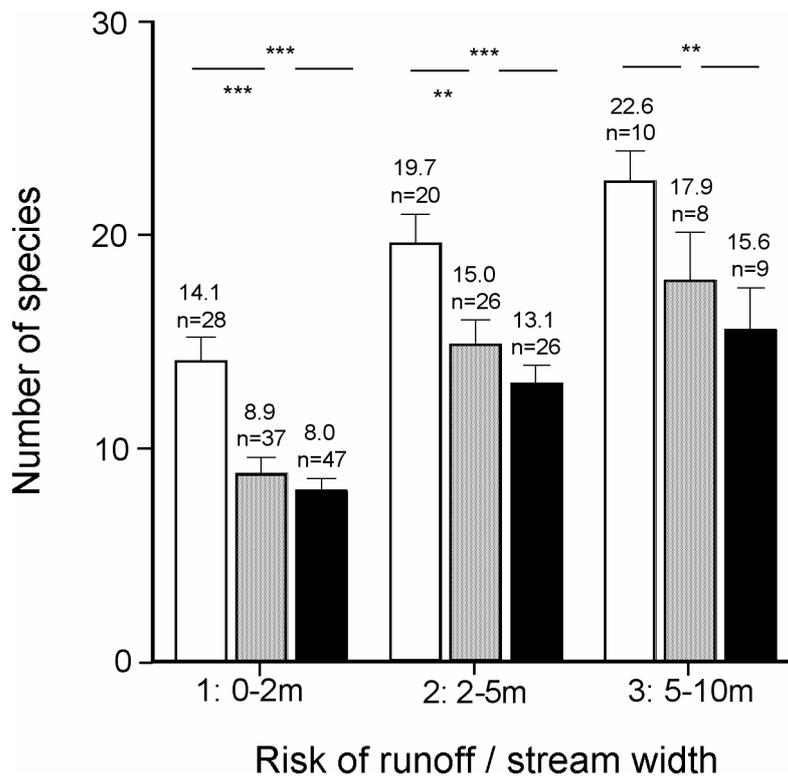


Figure 4: Mean number of species per stream width and class of risk of runoff. Light bars indicate low risk of runoff, black bars indicate high risk of runoff. The number of sites for each class is given (n). Error bars represent standard error (total number of sites n=214). Asterisks indicate level of significance between bars; two-way ANOVA, with $p \leq 0.01$ (**), $p \leq 0.001$ (***). Data based on samples taken between May and August from 90 streams.

5 Discussion

Environmental factors relevant to species number

Depending on the landscape investigated, the following environmental factors have been repeatedly identified as affecting the composition of invertebrate communities: stream width and discharge [1,2], nutrients [1], substrate: [1], altitude: [1], pH: [1], current velocity: [1]. Of these factors only stream width was included in the present analysis. The other factors will influence the invertebrate community as well; but as the landscape of interest here is relatively homogeneous in terms of relief, factors such as altitude, current velocity and substrate were expected to not play the dominant role [19]. As typical non-agricultural stressors, industrial and municipal wastewater are known to influence the invertebrate community as well [20,21]. Nevertheless, these factors are expected to be of minor importance for most of the sites investigated in this region, as efficient wastewater treatment prevents organic load for most of the streams [19].

Despite the fact that several environmental factors could not be included in the present analyses, this investigation revealed stream size and “risk of runoff” from arable land as the

most relevant factors, contributing nearly 40% towards explaining the variance of species number in 90 small and medium-sized streams. Such multivariate analyses of environmental parameters on a large geographical scale have previously been applied successfully, for example, to analyse stream macroinvertebrate communities in Great Britain [2] using the RIVPACS data set [22]. But until now there have been no investigations assessing whether stressors related to agriculture exert influence on aquatic communities in a great number of streams on the landscape level.

Environmental factors contributing to risk of runoff

Of the many sources of surface water pollutants, agricultural activities have been identified as major stressors to aquatic life. Although suspended sediment represents the largest amount of matter input to bodies of water, pesticides, nutrients, and organic enrichment also contribute to the overall stress [23]. These factors were associated with adverse effects on invertebrates in several investigations. Invertebrate communities are influenced by flooding [3], siltation [4,24,25], and pesticides [5,26,27]. But following such disruption, the invertebrate populations have also been observed to recover [5,28]. Recovery is especially pronounced if the impacted communities remain connected to pristine sites [3]. The factor “risk of runoff” used in this investigation integrates all these processes. Hence the observed reduction of species number to approximately 60% within a given class of stream width can be associated with stress of agricultural origin. Nevertheless, it should be kept in mind that this reduction in species number represents an average figure for the period between May and August and that individual cases may deviate considerably.

6 Conclusions

In an agricultural landscape this investigation reveals an increase of species number with increasing stream size and a reduction of species number with increasing risk of runoff. The total variance explained by these two factors is around 40%. Even though other environmental factors will increase explanation of variance, we clearly did find two important factors determining the invertebrate community in an agricultural landscape.

These results were obtained by utilising only existing governmental data on land use, geomorphology, and occurrence of aquatic invertebrates. The procedure applied in this investigation can therefore be transferred to other landscapes for which a similar density of environmental information is available. This will enable a refined management of landscapes by readily identifying relevant environmental factors and thus determine areas where ameliorative management is required.

Acknowledgements

The German Federal Ministry of Education and Research (BMBF), Project-No. 0339804 funded the study.

7 References

1. Ruse LP. 2000. Multivariate techniques relating macroinvertebrate and environmental data from a river catchment. *Water Res* 30:3017-3024.
2. Wally WJ, Fontana VN. 1998. Neural network predictors of average score per taxon and number of families at unpolluted river sites in Great Britain. *Water Res* 32:613-622.
3. Sheldon F, Boulton AJ, Puckridge. 2002. Conservation value of variable connectivity: aquatic invertebrate assemblages of channel and floodplain habitats of a central Australian arid-zone river, Cooper Creek. *Biological Conservation* 103:13-31.
4. Vuori KM, Joensuu I. 1996. Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: do buffer zones protect lotic biodiversity? *Biological Conservation* 77:87-95.
5. Liess M, Schulz R. 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environ Toxicol Chem* 18:1948-1955.
6. Liess M, Schulz R, Neumann M. 1996. A method for monitoring pesticides bound to suspended particles in small streams. *Chemosphere* 32:1963-1969.
7. Liess M, Schulz R, Liess MH-D, Rother B, Kreuzig R. 1999. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Water Res* 33:239-247.
8. Cooper CM, Lipe WM. 1992. Water quality and agriculture: Mississippi experiences. *J Soil Wat Conserv* 47:220-223.
9. Schulz R. 2001. Comparison of spraydrift- and runoff-related input of azinphos-methyl and endosulfan from fruit orchards into the Lourens River, South Africa. *Chemosphere* 45:543-551.
10. OECD. 1999. *Report of the OECD Project Pesticide Aquatic Risk Indicators - Report of Phase 1. - 2nd OECD Workshop on Pesticide Risk Indicators*. OECD, Braunschweig, Germany.
11. Statistik NLF. 2002. Landwirtschaft.
<http://www.nls.niedersachsen.de/Tabellen/Landwirtschaft>
12. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung LuF. 2000. Baumarten. *Holz - Baustoff der Natur - Jahresbericht der Landesforstverwaltung 2000* 1-8.
13. DIN DINeV. 1990. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M); Bestimmung des Saprobienindex (M 2). Ausgabe:1990:
14. Schulz R, Liess M. 1999. A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquat Toxicol* 46:155-176.
15. Sibley PK, Kaushik KN, Kreutzweiser DP. 1991. Impact of a Pulse Application of Permethrin on the Macroinvertebrate Community of a Headwater Stream. *Environ Pollut* 70:35-55.
16. Lutz. 1984. *Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen*. University of Karlsruhe, Karlsruhe.
17. Maniak. 1992. *Regionalisierung von Parametern für Hochwasserabflußganglinien*. DFG, Communications of the Commission for Water.
18. OECD. 1999. *Report of the OECD Project Pesticide Aquatic Risk Indicators - Report of Phase 1. - 2nd OECD Workshop on Pesticide Risk Indicators*, OECD, Braunschweig, Germany.
19. Faasch. 1997. *Gewässergütebericht - Ergänzungen 1997*. Bezirksregierung Braunschweig.

20. Maltby L. 1995. Sensitivity of the crustaceans *Gammarus pulex* (L) and *Asellus aquaticus* (L) to short-term exposure to hypoxia and unionized ammonia: Observations and possible mechanisms. *Water Res* 29:781-787.
21. Zelinka M, Marvan P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch Hydrobiol* 57:389-407.
22. Wright JF, Furse MT, Armitage PD. 1993. RIVPACS - a technique for evaluating the biological quality of rivers in U.K. *European Water Control* 3:15-25.
23. Cooper CM. 1993. Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems - a review. *J Environ Qual* 22:402-408.
24. McClelland WT, Brusven MA. 1980. Effects of sedimentation on the behavior and distribution of rifle insects in a laboratory stream. *Aquat Insects* 2:161-169.
25. Sabarth A. 1999. *Bedeutung von Substrat und Versandung für die Verteilung des Makrozoobenthos in naturnahen Heidebächen*. Dissertation, Technische Universität, Braunschweig.
26. Matthiesen P, Sheahan D, Harrison R, Kirby M, Rycroft R, Turnbull A, Volkner C, Williams R. 1995. Use of a *Gammarus pulex* bioassay to measure the effects of transient carbofuran runoff from farmland. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 30:111-119.
27. Wauchope RD. 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields - a review. *J Environ Qual* 7:459-472.
28. Sherratt TN, Roberts G, Williams P, Whitfield M, Biggs J, Shillabeer N, Maund SJ. 1999. A life-history approach to predicting the recovery of aquatic invertebrate populations after exposure to xenobiotic chemicals. *Environmentl Toxicology and Chemistry* 18:2512-2518.

2.3 Pesticide Peak Discharge from Wastewater Treatment Plants into Streams During the Main Period of Insecticide Application: Ecotoxicological Evaluation in Comparison to Runoff

N. Berenzen*¹, S. Hümmer¹, M. Liess², R. Schulz¹

¹ Zoological Institute of the Technical University Braunschweig,
Fasanenstr. 3, 38092 Braunschweig, Germany

² Department of Chemical Ecotoxicology, UFZ Centre for Environmental Research,
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Germany

**Correspondence to:* N. Berenzen

phone: + 49 – 0531 – 391 – 3156; fax: + 49 – 0531 – 391- 8201; e-mail: n.berenzen@tu-bs.de

1 Introduction

In some rural regions, the input of agricultural chemicals from wastewater treatment plants (WWTPs) into streams can play a crucial role (Fischer et al. 1996; Seel et al. 1995). This applies preferably to regions in which these WWTPs treat both domestic wastewater and the rainwater from sealed surfaces. It has been suggested that pesticides entering WWTPs originate mainly from cleaning spraying equipment on farmyards, from which they are washed away during heavy rainfall events (Seel et al. 1996).

There have been only a few reports in the open literature concerned with the problems raised by WWTPs as a point source of pesticide pollution (Table 1). Although previous investigations included insecticides and fungicides, only herbicides were detected in daily or weekly composite samples (Neumann et al. 2002; Seel et al. 1995). During a 2-month investigation of 28 WWTP outlets, Seel (1995) found fungicides and insecticides in only one sample. Almost all studies undertaken so far employed a composite sampling design to assess the contribution of point sources to the total input of pesticides into streams. There is only one other study in which discrete peak sampling was also carried out (Cousins et al. 1995), during which only the insecticide lindane was detected.

Usually insecticides are more toxic to macroinvertebrates and fish than herbicides and fungicides (Baier et al. 1985, see also Table 2), thus for an ecological risk assessment of the effects on aquatic fauna it is important to know whether WWTPs play a role as input sources for insecticides. Because of the usually low application rates, high soil organic carbon sorption coefficients (KOC), and low half life time (DT50), insecticides would be expected to occur at low concentrations and only for short time periods in surface waters, making peak sampling methods necessary to detect them (Liess et al. 1999).

The aim of this paper was to monitor the pesticide peak contamination resulting from WWTPs with special emphasis on insecticides. Therefore measurements were confined to the main period of insecticide application, with an event-triggered sampling approach. Both the brief, precipitation-related peak outflows from 5 WWTPs and the peak flow in the receiving streams above and below of the WWTPs were monitored.

Table 1. Survey of publications containing data on pesticides in the outflow from wastewater treatment plants (WWTP). H = herbicides; F = fungicides ; I = insecticides; C = composite; P = peak; n.i. = no information; n.m. = not measured; ref. = reference; * = calculated.

Total number of WWTP	Number of WWTP with detection of			Sampling period / date	Type		Max. Concentration ($\mu\text{g/L}$)		ref.	a = Nitschke and Schüssler (1998); b = Seel et al. (1994) ; c = Stangroom et al. (1998) ; d = Seel et al. (1996) ; e = Neumann et al. (2002) ; f = Fischer et al.
	H	F	I		C	P	WWTP-effluent	downstream		
2	2	-	-	1 year	x		isoproturon: 42.0	n.m.	a	
3	3	-	-	May - June	x		metamitron: 9.4	n.m.	b	
n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	lindane: 0.06	n.m.	c	
28	28	1	1	April - May	x		metamitron: 29.8	n.m.	d	
1	11	-	-	April – July	x		metamitron: 9.4	n.m.	e	
1	1	-	-	April – May	x		isoproturon: 28.0*	isoproturon: 6.6	f	
1	-	-	1	August		x	lindane: 0.12	lindane: 0.03	g	
5	4	5	1	May -June.		x	isoproturon: 3.9	isoproturon: 3.6	h	

(1996); g = Cousins et al. (1995) ; h = this study.

For an ecotoxicological evaluation, our own data plus information from the literature for the point source WWTP were compared with data on nonpoint source surface runoff, from literature data. Toxic loads were calculated to assess potential effects on macroinvertebrates in the receiving stream, using the toxic units (TU) concept according to Marking (1985).

2 Materials and methods

The sites investigated were five WWTPs and their receiving streams in an intensively cultivated region (3455-3515, 5580-5640 Gauss Krueger) southeast of Marburg (Hessen, Germany). The WWTPs under study receive not only domestic wastewater but also rainwater from sealed surfaces (e.g., farmyards) which is typical for the investigation area (Fischer et al. 1996; Seel et al. 1995).

Between April 24, and June 20, 2001, the streams were sampled during two rainfall-induced peak-discharge events (June 9 and 27) within the main period of insecticide application (Table 2). Event-triggered samplers (Liess et al. 1999) were installed ca. 100 m upstream and 100 m downstream of the WWTP outlets. The pollution of WWTP outlets was characterized by taking a total of six discrete samples during elevated discharge according to the two above-mentioned rainfall events (3 discrete samples per each event taken at 2-hour intervals). Each water sample (1 L) was solid-phase extracted using RP 18-polarplus material (1 g; Baker). The residue was dissolved in hexane (1 ml) including the internal standard hexabromobenzene (250 pg/ μ L) and analyzed at the Institute for Ecological Chemistry of the Technical University of Braunschweig (Liess et al. 1999). Residues of 6 insecticides, 5 fungicides and 6 herbicides (Table 2) were analyzed by gas chromatography with electron capture detection and confirmed by gas chromatography-mass spectrometry. The detection limit for all substances was 0.05 μ g/L.

In order to estimate the toxicity of the samples to the macroinvertebrate community, we used the toxic unit (TU) concept (Marking 1985). The toxicity of a pesticide is calculated by dividing the concentration of the detected substance by the 48 h EC50 or 48 h LC50 of the same compound for *Daphnia magna*.

3 Results and discussion

On June 9 and 27, two heavy rainfall events (9 mm/h and 10 mm/h) occurred, and for each event 3 samples were taken per WWTP outlet. The measured maximal pesticide concentrations are shown in Table 2. The highest concentrations were found for isoproturon (WWTP 1: 2.1 μ g/L; WWTP 2: 3.5 μ g/L; WWTP 4: 1.7 μ g/L; WWTP 5: 3.9 μ g/L). Out of the total of 17 substances for which analyses were carried out, 8 substances were found in the outputs from the WWTPs: 1 insecticide, 3 fungicides and 4 herbicides. The samples from the outlets of WWTP 1 and 5 contained 7 and 6 pesticides, respectively, whereas at WWTP 2, 3 and 4 only up to 4 pesticides were detectable.

In the present study, the samples were taken on an event-triggered basis during the main period of application of insecticides and certain fungicides. Our objective was to look for insecticides and fungicides, because they are usually considerably more toxic to macroinvertebrates than herbicides (Table 2). It is likely that, as a result of their physicochemical properties (DT50, KOC) and the fact that smaller amounts are applied (Table 2), insecticides are more difficult to detect by means of composite sampling. Therefore discrete samples were taken during the peak-discharge from the WWTP outlets in the present study. Of the 30 samples collected, the insecticide pirimicarb was detected in one case at a

low concentration (0.05 µg/L), and fungicides were found 34 times (max. concentration for azoxystrobin: 0.3 µg/L). Neumann et al. (2002), in contrast, could not demonstrate insecticides or fungicides at all in the outflow from WWTPs (analysis spectrum: 2 insecticides, 5 fungicides, 13 herbicides). Although the WWTPs in the present study, with their largely agricultural surroundings, have a high potential for polluting the streams and the sampling technique used here is suitable for detecting insecticides and fungicides in the outflow from the plants, it can be inferred from our results that this route of entry is fairly insignificant for these categories of substances.

Table 2. Measured maximal pesticide concentrations (number of positive detections) in the wastewater treatment plant (WWTP) outflows.

	WWTPs (effluent samples ^a)					Application ^b		LC50 _{48h}
	1	2	3	4	5	Rate[g/ha]	period	<i>D. magna</i> µg/L ^c
Insecticides								
β-Cyfluthrin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	8	May/June	0.00014
λ-Cyhalothrin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	7	May/June	0.36
α-Cypermethrin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	8	May/June	0.2
Fenvalerate	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	8	May/June	0.62
Parathion-ethyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	146	May/June	1.43
Pirimicarb	0.05 (1)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	150	May/June	16
Fungicides								
Azoxystrobin	0.20 (5)	0.30 (5)	n.d.	0,05 (1)	0.20 (6)	250	May	230
Epoxiconazole	0.05 (4)	0.05 (1)	n.d.	0.20 (1)	0.20 (6)	100	May	8,700
Fenpropimorph	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	750	May	2,400
Kresoxim-methyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	115	May	168
Tebuconazole	0.05 (2)	n.d.	0.05 (1)	0.05 (2)	n.d.	250	May	4,200
Herbicides								
Bifenox	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	656	Jan.-April	660
Ethofumesate	0.30 (3)	n.d.	n.d.	n.d.	0.40 (5)	479	Jan.-April	13,500
Chloridazon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.80 (6)	2,137	Jan.-April	50,100
Metamitron	0.30 (5)	n.d.	n.d.	n.d.	0.60 (4)	1,793	Jan.-April	5,700
Metribuzin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	525	Jan.-April	35,000
Isoproturon	2.10 (6)	3.50 (6)	n.d.	1.70 (5)	3.90 (6)	1,101	Jan.-April	580

^a during two rainfall events (June 9 and 27, 2001) with 3 samples each (n.d. = not detected)

^b Recommended median application rates and application period refer to the study area

^c Median 48 h LC50 for *Daphnia magna* were extracted from the Aquire Database System of the US EPA

Herbicides, however, can enter the stream water in considerable amounts by way of WWTPs. In this study the highest concentration (isoproturon: 3.9 µg/L) and the largest number of positive results (46) were found for herbicides. In comparison to other studies (Table 1), however, the herbicide concentrations detected during this study were quite low. The likely reason is that sampling was carried out after the main period for herbicide application (Table 2).

The maximal pesticide concentrations measured in water samples during the study period at an upstream site above the WWTP and at a downstream site below the WWTP outlet are summarized in Table 3. The concentration of some pesticides was in most cases distinctly elevated downstream of the WWTP (Table 3, bold printed values). The increase in pesticide concentrations was greatest in streams 1, 4 and 5. In both streams 1 and 5, the concentrations of four substances were elevated, and in stream 4 three substances. Because the same pesticides were also present in the outflow of the WWTPs, in all cases, the increase in pesticide levels in the stream water can unequivocally be ascribed to the influence of the WWTPs. In stream 3, a decrease in concentration was measured below the WWTP because the inflowing WWTP water was almost uncontaminated and thus diluted the stream water.

Table 3. Measured maximal pesticide concentrations (µg/L) in stream water upstream and downstream of five wastewater treatment plants (WWTP) inlets.

	Streams (event triggered samples ^a)									
	1		2		3		4		5	
	up	down	up	down	up	down	up	down	up	down
Pirimicarb	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Azoxystrobin	n.d.	0.1	n.d.	0.05	0.05	n.d.	n.d.	0.05	n.d.	0.05
Isoproturon	0.05	0.1	1.4	0.3	0.3	0.05	0.2	0.1	0.05	3.6
Tebuconazole	n.d.	0.05	n.d.	n.d.	0.05	n.d.	n.d.	0.05	n.d.	n.d.
Metamitron	0.05	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Epoxiconazole	n.d.	0.05	0.05	n.d.	0.1	n.d.	n.d.	0.1	n.d.	0.05
Ethofumesate	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chloridazon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.1

^a upstream (up) and downstream (down) the WWTPs during two rain events (June 6 and 27, 2001) with one sample each (n.d. = not detected). Bold printed values indicate a concentration increase after the stream has passed the WWTP outlet

Only very few publications have indicated the degree of contamination of both the WWTP outflow and the stream receiving this input (Table 1), and they are either restricted to a single substance (Cousins et al. 1995) or the data on pesticide concentrations in the receiving water are based in part on calculations (Fischer et al. 1996). In order to estimate the pollutant load from WWTPs with regard to the aquatic fauna, it appears recommended to measure directly the resulting in-stream contamination.

The overall toxicities calculated from the pesticide data show that the toxic load resulting from edge-of-field runoff is between 70 and 10⁶ times higher than the load introduced by WWTP inputs (Table 4). In streams affected by surface runoff from cultivated fields, insecticides are measured in some cases in considerable concentrations. Schulz and Liess

(1999a) give an overview of field studies of runoff-related insecticide input in small streams. One possible reason for the importance of edge-of-field runoff in terms of the associated risk to the aquatic fauna might be the direct input of pesticides during a rainfall event from field directly bordering surface waters. In comparison, the introduction of pesticides washed from farmyards into WWTPs during rainfall includes much longer time spans during which the compounds might be metabolized or sorbed. Furthermore, insecticides which are characterized by a relatively high toxicity (Table 2), are often present in edge-of-field runoff, while herbicides dominate in WWTP outlets.

Table 4. Comparison of wastewater treatment plants and edge-of-field runoff with regard to the toxicity of resulting pesticide input expressed according to the toxic unit concept.

Route of entry	In-stream contamination		Reference
	TU ^a	Most toxic substance [$\mu\text{g/L}$]	
WWTP	0.00006	lindane: 0.03	Cousins et al. (1995)
WWTP	0.0064	isoproturon: 3.6	This study
WWTP	0.0137	isoproturon: 6.6	Fischer et al. (1996)
Runoff	0.224	parathion: 22.4	Zullei-Seibert (1990)
Runoff	4.2	parathion: 6.0	Schulz and Liess (1999a)
Runoff	10	fenvalerate: 6.2	Schulz and Liess (1999b)
Runoff	58	parathion: 83.0	Aufseß et al. (1989)

^a toxic units of measured substances

Acknowledgments. This study is part of the research project “Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft”, which is funded by the Federal Ministry of Education and Research (BmB+F) (contract 0339804).

4 References

- Aufseß G, Beicht W, Bourquin H D, Hantge E, Heil J, Müller M J, Opfermann H, Riemer J, Zahn R K, Zimmer K H (1989) Investigations of the output of pesticides from vineyards of the Mosel-valley. In: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) (eds) Material loads in running water systems. Parey. Hamburg, Berlin, pp. 1-78 (in German)
- Baier C, Hurle K, Kirchhoff J (1985) Data collection of pesticides in water bodies for risk assessment. Parey Verlag, Hamburg (in German)
- Cousins I T, Watts C D, Freestone R (1995) Field measurement and modelling the fate of aniline and lindane in a UK lowland river. *Environ Tech* 16: 515-526
- Fischer P, Bach M, Burhenne J, Spitteller M, Frede H-G (1996) Pesticides in running waters Section 3: Percentage of non-point and point entries in a small stream. *Deutsche Gewässerkundl Mittlg* 40:168-173 (in German)
- Liess M, Schulz R, Liess M H-D, Rother B, Kreuzig R (1999) Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Wat Res* 33: 239-247
- Marking L L (1985) Toxicity of chemical mixtures. In: Rand G M, Petrocelli S R (ed) *Fundamentals of aquatic toxicology*. Hemisphere, Washington, pp164-176.

- Neumann M, Schulz R, Schäfer K, Müller W, Mannheller W, Liess M (2002): The significance of entry routes as point and non-point sources of pesticides in small streams. *Wat Res* 36: 835-842
- Nitschke L, Schüssler W (1998) Surface water pollution by herbicides from effluents of wastewater treatment plant. *Chemosphere* 36: 35-41
- Schulz R, Liess M (1999a) A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquat Toxicol* 46:155-176
- Schulz R, Liess, M (1999b) Validity and ecological relevance of an active in situ bioassay using *Gammarus pulex* and *Limnephilus lunatus*. *Environ Toxicol Chem* 18: 2243-2250
- Seel P, Knepper TP, Gabriel S, Weber A, Haberer K (1994) Entry of pesticides in a stream – attempt of drawing up a balance sheet. *Vom Wasser* 83: 357-372 (in German)
- Seel P, Knepper TP, Gabriel S, Weber A, Haberer K (1996) Wastewater treatment plants as a main entry route for pesticides in a stream – drawing up a balance sheet for the entrees. *Vom Wasser* 86: 247-262 (in German)
- Seel P, Lang S, Zullei-Seibert N (1995): Routes of entry of pesticides in surface waters. *Wasserwirtschaft* 85:28-33 (in German)
- Stangroom SJ, Collins CD, Lester JN (1998) Sources of organic micropollutants to lowland rivers. *Environ Tech* 19: 643-666
- Zullei-Seibert N (1990) Presence and provability of pesticides in raw and drinking water of Germany. *Veröff Inst Wasserforsch GmbH Dortmund und der Dortmunder Stadtwerke AG, Dortmund* (in German)

Abschnitt III

Das Informationssystem

3.1 Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 1. Simulation und Messung

Norbert Berenzen,^{*†}, Annette Lentzen-Godding[†], Michael Probst[†], Holger Schulz[†], Matthias Liess[‡] and Ralf Schulz[†]

[†] Zoological Institute of the Technical University Braunschweig, Fasanenstr. 3, 38092 Braunschweig, Germany

[‡] Department of Chemical Ecotoxicology, UFZ Centre for Environmental Research, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Germany

^{*}Correspondence to: N. Berenzen

phone: + 49 – 0531 – 391 – 3156; fax: + 49 – 0531 – 391- 8201; e-mail: n.berenzen@tu-bs.de

1. Einleitung

Der diffuse Eintrag von Pflanzenschutzmitteln (PSM) durch oberflächlich abfließendes Wasser von Äckern bei starken Regenfällen (Runoff) kann zu erheblichen Gewässerbelastungen führen (Cooper, 1993; Hill, 1989; Leahey, 1985; Wauchope, 1978; Schulz, 1997; Schulz, 1998). Eine Abschätzung der diffusen PSM-Belastung kann zum einen durch ereignisbezogene Probenahmemethoden erfolgen oder aber durch Simulationsmodelle. Zwei ereignisbezogene Probenehmer sowie ein Simulationsmodell mit einfach beschaffbaren Eingangsparametern werden in der vorliegenden Arbeit vorgestellt.

Vorhandene Modelle zur Simulation von runoff-basierten PSM-Belastungen (ARM by Donigan et al., 1977; CREAMS by Kniesel, 1980; PRZM by Carsel et al., 1984; etc) basieren in der Regel auf einer Vielzahl von Eingangsparametern, so dass eine Expositionsabschätzung für regulatorische Zwecke aufgrund aufwendiger Erhebungen erschwert ist (FOCUS, Adriaanse et al. 1997).

Mit dem hier verwendeten Simulations-Modell (*simplified formula for indirect loadings caused by runoff* (vorgeschlagen von der OECD)) hat man die Möglichkeit ökotoxikologische Risikoabschätzungen für PSM-Einträge auf großer Maßstabsebene durchzuführen, da alle Eingangsdaten (Bodenart, Hangneigung, Niederschlag, Applizierte Menge, Applikationszeitpunkt) von Behörden zur Verfügung gestellt werden können. Ziel der Arbeit war es eine erste Validierung der Simulationsergebnisse anhand der Messergebnisse durchzuführen und die Möglichkeit der Erstellung von Eintragsgefährdungskarten durch GIS-Kopplung aufzuzeigen.

2. Material und Methoden

Ereignisbezogene Probenahmemethoden

Die Untersuchung fand an 18 kleinen Agrarfließgewässern in der Umgebung von Braunschweig statt. Eine umfassende Beschreibung des Untersuchungsgebiets und der

Gewässerbeschaffenheit wird in Kürze erscheinen (Berenzen et al. 2002). Mit Hilfe von Hochwassersammlern wurden während der Hauptanwendungszeit für Fungizide und Insektizide im Jahr 2000 der runoff-bedingte PSM-Eintrag beprobt. Beim Hochwassersammler handelt es sich um zwei Braunglasflaschen (1 L), die in unterschiedlicher Höhe über dem Normalwasserstand angebracht werden und die bei Wasserstandserhöhungen (ca 5 – 10 cm je nach Gewässergröße) automatisch Proben ziehen (Wogram 2001). Für die Validierung der Simulationsergebnisse wurden zusätzlich PSM-Nachweise aus den Untersuchungsjahren 1998/1999 genutzt. Hier kamen zusätzlich automatische Probennehmer zum Einsatz. Die Probennahme des automatischen Probennehmers wurde über die bei runoff-Ereignissen durch zusätzliches ionenarmes Regenwasser auftretende Leitfähigkeitsabnahme im Gewässer (etwa 10 % des Leitfähigkeitswertes bei Normalzustand) ausgelöst. Das Probenwasser wird noch vor Ort über eine mit C18-Material gefüllte Adsorbtionssäule gezogen, um potentiell enthaltene PSM-Rückstände zu fixieren. Der Aufbau des Probennehmers sowie die Analysemethoden der Wirkstoffe ist in Liess et al. (1999) ausführlich beschrieben.

Simulationmodell

Die Simulation der PSM-Konzentrationen bzgl. konkreter Runoff-Ereignisse erfolgte mit einem erweiterten Modell der *simplified formula for indirect loadings caused by runoff* (1), die von der OECD vorgeschlagen wurde (Gutsche und Rossberg, 1999).

$$L\%_{\text{runoff}} = \frac{Q}{P} \cdot f \cdot e^{-3 \cdot \frac{\ln 2}{DT_{50\text{soil}}}} \cdot \frac{100}{1 + Kd} \quad (1)$$

$L\%_{\text{runoff}}$:	Percentage of application dose that is present in runoff water as dissolved substance
Q :	Runoff amount (mm); in this study Q was calculated according to Lutz (1984) and Maniak (1992) for Scenario III: a covered soil with a low soil moisture: Sandy soils: $Q = -0.016427 - 0.011377 \cdot P + 0.0026284 \cdot P^2 - 5.8564 \cdot 10^{-6} \cdot P^3$ Loamy soils: $Q = -0.061108 - 0.0041626 \cdot P + 0.0040395 \cdot P^2 - 9.0361 \cdot 10^{-6} \cdot P^3$
P :	Precipitation amount (mm)
f :	Correction factor, with $f = f_1 \cdot f_2 \cdot f_3$
f_1 :	Slope factor: $f_1 = 0.02153 \cdot \text{slope} + 0.001423 \cdot \text{slope}^2$ if slope < 20% $f_1 = 1$ if slope \geq 20% (Modified formula of Beinat and Berg (1996))

f_2 :	Plant interception factor: $f_2 = 1 - (PI / 100)$
f_3 :	Buffer zone factor: $f_3 = 0.83^{WBZ}$ with WBZ - Width of the buffer zone (metres); if the buffer zone is not densely covered with plants then the width is set to zero.
DT_{50soil} :	Half-life of active ingredient in soil (d)
Kd :	Ratio of dissolved to sorbed pesticide concentrations; with $Kd = K_{oc} \cdot \%OC \cdot \frac{1}{100}$
K_{oc} :	Sorption coefficient of active ingredient to organic carbon
$\%OC$:	Organic carbon content of soil

Die Simulationsformel (1) berechnet den Anteil (%) der angewandten PSM-Menge, der im Runoff in gelöster Form enthalten ist. Je nach Abflussverhalten der betrachteten Gewässer kommt es zu unterschiedlich starken Verdünnungen der eingetragenen Wirkstoffmengen. Für ökotoxikologische Fragestellungen ist es daher notwendig, die aus dem Runoff im Bach resultierenden Wirkstoffkonzentrationen zu berechnen. Dementsprechend wurde die Formel wie folgt erweitert:

$$P_c = L\%_{runoff} \cdot P_a \cdot \frac{1}{Q_{stream} \cdot \Delta T} \quad (2)$$

P_c :	Simulated pesticide concentration in the stream [$\mu\text{g/l}$]
$L\%_{runoff}$:	Percentage of application amount present in runoff water as dissolved substance [%]
P_a :	Amount of pesticide applied to the investigated area [μg]
Q_{stream} :	Stream flow during heavy rain events [l/s]
ΔT	Duration of heavy rain events [s]

3. Ergebnisse und Diskussion

Es wurden in 17 von 18 Gewässern PSM-Wirkstoffe nachgewiesen mit Maximalkonzentrationen zwischen $29,7 \mu\text{g/l}$ für das Fungizid Azoxystrobin und $0,3 \mu\text{g/l}$ für das Insektizid Parathion-ethyl.

Für die Simulation wurden nur die Wirkstoffe ausgewählt, die maximal eine Woche vor dem Niederschlagsereignis appliziert wurden (Azoxystrobin, Epoxiconazol, Tebuconazol). Es zeigte sich ein starker Zusammenhang zwischen den gemessenen und den simulierten Konzentrationen (lineare Regression der logarithmierten Werte: $r^2 = 0,83$, $p \leq 0,001$; $n = 11$). Da 9 von 11 Wirkstoffen im 95%-Konfidenzintervall lagen (gemessene Konzentrationen $> 0,5 \mu\text{g/L}$), ist das Modell geeignet in den untersuchten kleinen Fließgewässern die PSM-Belastung zu simulieren.

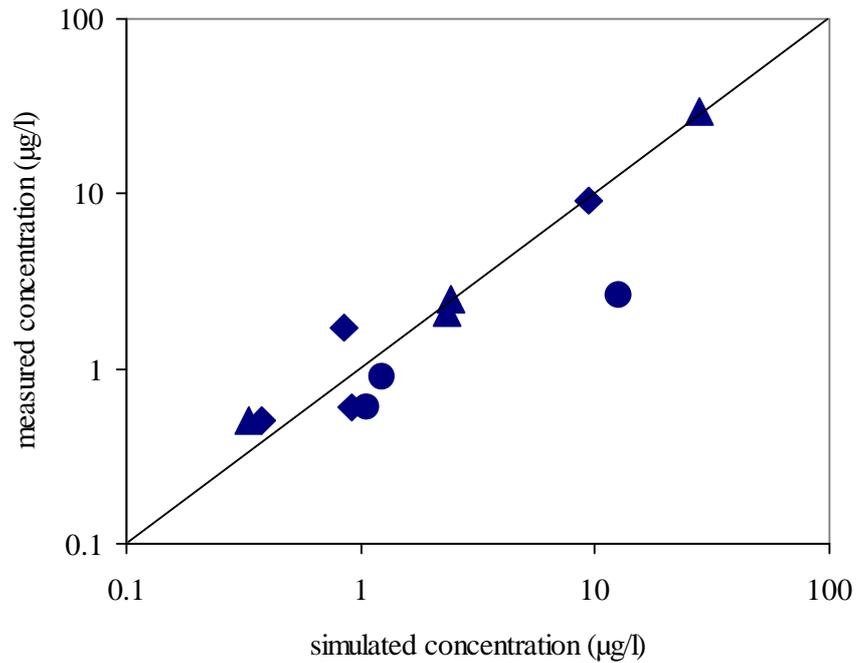


Abbildung 1: Zusammenhang zwischen gemessenen und simulierten Pflanzenschutzmittel-Konzentrationen ($\geq 0.5 \mu\text{g/l}$) in Agrarbächen im Umland von Braunschweig(Niedersachsen) im Untersuchungsjahr 2000; Dreieck = Azoxystrobin, Karo = Epoxyconazol, Kreis = Tebuconazol.

Auch der Vergleich der PSM-Nachweise aus den Jahren 1998 / 1999 mit simulierten Konzentrationen (Abb. 2) zeigt ein hohes Maß an Übereinstimmung im Konzentrationsbereich $> 0,5 \mu\text{g/L}$ (Lineare Regression der logarithmierten Werte: $r^2 = 0,53$, $p = 0,005$, $n = 13$; 9 von 13 Werten liegen im 95%-Konfidenzintervall). Dies gilt jedoch nur für Wirkstoffe mit relativ hoher Bindigkeit an organischen Kohlenstoff (KOC-Werte $> 100 \text{ L/kg}$); bei leicht löslichen Stoffen zeigt sich meist, dass die simulierten Werte niedriger sind als die gemessenen Werte.

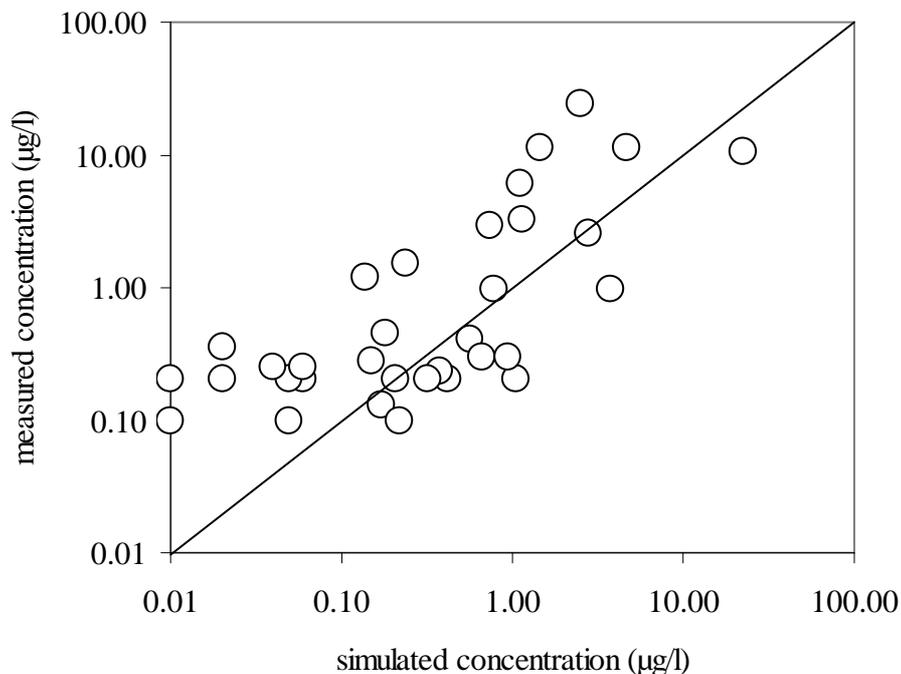


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen gemessenen und simulierten Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln (KOC-Wert > 100) in Agrarbächen im Umland von Braunschweig (Niedersachsen) in den Untersuchungsjahren 1998/1999.

Zu erklären ist dies insofern, dass leicht lösliche Wirkstoffe zusätzlich zum Runoff über langsamen und schnellen Bodentransport („leaching“ (Blanchard & Lerch, 2000) und „preferential flow“ (Edwards et al., 1993)) in das Gewässer gelangen.

PSM-Eintragsgefährdungskarten

Durch die GIS-Kopplung besteht die Möglichkeit Eintragsrisikokarten zu erstellen, mit deren Hilfe einzelne stark eintragsgefährdete Ackerflächen visualisiert werden können. Geeignete eintragsreduzierende Maßnahmen (Randstreifen, Flächenstilllegungen) können auf diese Weise gezielt geplant werden. Abbildung 3 zeigt eine mögliche Risikokartendarstellung für ein konkretes Gewässer im Braunschweiger Umland. Sind Abflussdaten bekannt bzw. durch einfache Niederschlags-Abfluss-Modelle berechnet worden, ist es möglich, wie hier vorgestellt, mit einer erweiterten Eintragungssimulationsformel potentielle PSM-Konzentrationen für einzelne Gewässerabschnitte anzugeben. Ähnlich der Gewässergütekarten hinsichtlich der Saprobie können so auch Gütekarten hinsichtlich der Liste der prioritären Stoffe der EU-Wasserrahmenrichtlinie mit diesem Modell erstellt werden.

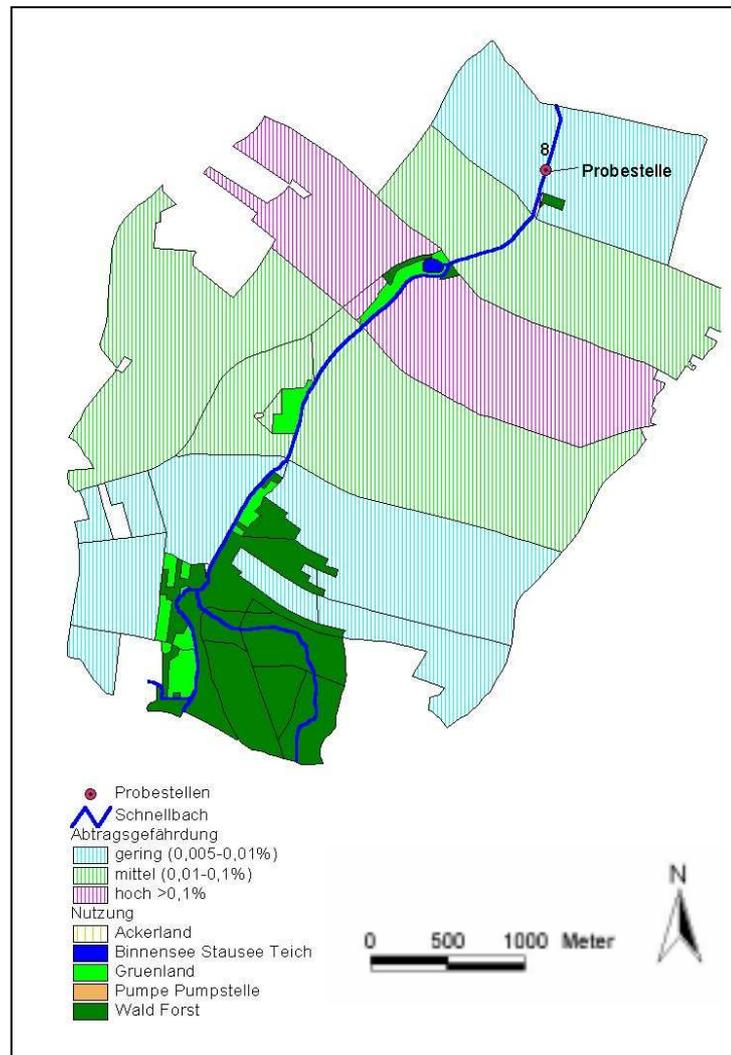


Abbildung 3: Karte zur Abschätzung des Pflanzenschutzmitteleintrags von Ackerflächen in ein Agrarfließgewässer des Braunschweiger Raumes (Grundlage ist eine GIS-Simulation mit der „simplified formula for indirect loadings caused by runoff“).

Die vorliegende Arbeit war Teil des BMBF-Projekts „Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft“. Gesamtziel des Forschungsprojekts war die modellhafte Erarbeitung eines Informations- und Simulationssystems zur Bewertung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland. Das System soll analog der Gewässergüte bzw. der Gewässerstrukturgüte die Komponente der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft abdecken. Im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie könnte das System Anwendung bei der Erfassung und Bewertung von diffusen toxischen Belastungsquellen finden.

4. Literatur

1. Adriaanse, P., Allen, R., Gouy, V., Hosang, J., Jarvis, T., Klein, M., Layton, R., Linders, J., Schäfer, L., Smeets, L. & Yon, D. (1997). *Surface Water Models and EU Registration of Plant Protection Products – Dok. 4676/VI/96* Final report of the work of the Regulatory Modelling Working Group of Surface Water - Models of FOCUS (FORum for the Co-ordination of pesticide fate models and their USE).
2. Beinat, E. & van der Berg, R. (1996). *EUPHIDS, a decision support system for admission of pesticides*. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Netherlands.
3. Berenzen, N., Lentzen-Godding, A., Probst, M., Schulz, H., Schulz, R., & Liess, M. (2002). Simulation of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level: Comparison with runoff-triggered samples. *Chemosphere*. submitted.
4. Blanchard, P. E. & Lerch, R. N. (2000). Watershed vulnerability to losses of agricultural chemicals: Interactions of chemistry, hydrology, and land-use. *Environmental Science and Technology*, **34**(16), 3315-3322.
5. Carsel, R.F., Smith, C.N., Mulkey, L.A., Dean, J.D. & Jowise, P. (1984). *User's Manual for Pesticide Root Zone Model (PRZM), Release 1*. USEPA 600/3-84-109. U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
6. Cooper, C. M. (1993). Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems - a review. *Journal of Environmental Quality*, **22**, 402-408.
7. Donigan, A.S. Jr., Byrerlein, D. C., Davis, H.H. & Crawford, N. H. (1977). *Agricultural Runoff Management Model, Version II: Refinement and Testing*. USEPA 600/3-77-098. U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
8. Edwards, W. M., Shipitalo, M. J., Owens, L. B. & Dick, W. A. (1993). Factors affecting preferential flow of water.. *Journal of Environmental Quality*, **22**, 453-457.
9. Gutsche, V. & Rossberg, D. (1999). *A proposal for estimating the quantity of pesticide active ingredients applied by crop based on national sales data*. OECD projekt on pesticide aquatic risk indicators-report of phase 1. 2nd OECD workshop on pesticide risk indicators Braunschweig, Germany 1-3 June 1999.
10. Hill, R. (1989). Aquatic Organisms and Pyrethroids. *Pesticide Science*, **27**, 429-465.
11. Knisel, W.G. (1980). *CREAMS – a Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*. Conserv. Res. Rep. No. 26. USDA, Washington, DC.
12. Leahey, J. P. (1985). *The pyretroid Insecticides*. Taylor & Francis, London, Philadelphia.
13. Liess, M., Schulz, R., Liess, M.H.-D., Rother, B. & Kreuzig, R. (1999). Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Water Research*, **33**, 239-247.
14. Lutz, W. (1984). *Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen*. Mittlgl. Inst. Hydrologie Wasserwirtschaft, Univ. Karlsruhe.
15. Maniak, U. (1992). *Regionalisierung von Parametern für Hochwasserganglinien*. In: Regionalisierung der Hydrologie (H.B. Kleeberg), DFG, Mittlgl. Senatskomm. Für Wasserf. 11, 325-332.
16. Schulz, R. (1997). *Aquatische Ökotoxikologie von Insektiziden - Auswirkungen diffuser Insektizideinträge aus der Landwirtschaft auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften*. Ecomed Verlag, Landsberg.

17. Schulz, R., Hauschild, M., Ebeling, M., Nanko-Drees, J., Wogram, J. & Liess, M. (1998). A qualitative field method for monitoring pesticides in the edge-of-field runoff. *Chemosphere*, **36**(15), 3071-3082.
18. Wauchope, R. D. (1978). The pesticide content of surface water draining from agricultural fields - a review. *Journal of Environmental Quality*, **7**, 459-472.
19. Wogram, J. (2001). *Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern des landwirtschaftlich geprägten Raumes*. Dissertation an der TU Braunschweig.

3.2 Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 2. Bewertung

Norbert Berenzen,^{*†}, Annette Lentzen-Godding[†], Michael Probst[†], Holger Schulz[†], Matthias Liess[‡] and Ralf Schulz[†]

[†] Zoological Institute of the Technical University Braunschweig, Fasanenstr. 3, 38092 Braunschweig, Germany

[‡] Department of Chemical Ecotoxicology, UFZ Centre for Environmental Research, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Germany

^{*} *Correspondence to:* N. Berenzen

phone: + 49 – 0531 – 391 – 3156; fax: + 49 – 0531 – 391- 8201; e-mail: n.berenzen@tu-bs.de

1. Einleitung

Kleine Fließgewässer sind häufig besonders von stofflichen Belastungen aus diffusen Quellen betroffen, da sie eine im Verhältnis zu ihrem Wasservolumen besonders große Kontaktfläche zum Umland aufweisen. Neben Nährstoff- und Schwebstoffeinträgen beobachtet man in Gewässern mit intensiv landwirtschaftlich geprägten Umland erhebliche Belastungen durch Pflanzenschutzmittel (PSM) (Kreuger & Brink 1988; Liess et al. 1999; Liess et al. 1996; Schulz 1997; Schulz et al. 1998; Williams et al. 1995).

Selbst von kurzfristigen Belastungsspitzen können deutliche Wirkungen auf Organismen ausgehen. (Baughman et al. 1989; Kreuzweiser & Sibley 1991; Liess & Schulz 1996; Parsons & Surgeoner 1991; Schulz & Liess 1997). Neben direkten Mortalitätsreaktionen wurden vor allem subletale Reaktionen mit schwer abzuschätzenden ökologischen Konsequenzen beobachtet (Anderson 1989; Day 1989; Hurlbert 1975; Lampert et al. 1989; Liess 1998b). Ökotoxikologische Studien, die sich mit den Veränderungen bei Makroinvertebraten auf Gemeinschaftsebene beziehen, gibt es bisher kaum (Leonard 2000; Schulz and Liess 1999; Liess and Schulz 1999, Wogram 2001).

Die Anwendung des Saprobienindex zur Charakterisierung der organischen Belastung und seit neuem die Strukturgütekartierung gehört zur routinemäßigen Gewässeruntersuchung. Hinsichtlich der Beurteilung der PSM-Belastung ist bisher weder eine geeignete Probennahme noch ein Indikatorsystem integriert.

In einem Projekt des Umweltbundesamtes wurde ein Indikatorsystem, das auf der Empfindlichkeit von Arten hinsichtlich toxischer Substanzen basiert, entwickelt und bereits validiert (Liess et al. (2000)). In dieser Studie werden auch geeignete Probennahmemethoden und die Bewertung der Toxizität von Stoffgemischen dargestellt.

Ziel der vorliegenden Studie war es nun, eine Bewertung der PSM-Belastung mit den im UBA-Projekt entwickelten Methoden an Gewässern durchzuführen, die routinemäßig von „Wasser-Behörden“ in diesem Fall vom Niedersächsischen Landesamt für Wasser- und Küstenschutz (NLWK) untersucht werden. Die zusätzliche Auswertung von

Makroinvertebratenaufnahmen des NLWK soll zeigen, ob auch bereits vorhandene behördliche Daten zur Bewertung der PSM-Belastung herangezogen werden können.

2. Material und Methoden

Allgemein

Die Untersuchung fand an 18 kleinen Fließgewässern im stark landwirtschaftlich geprägtem Umland von Braunschweig (Niedersachsen) statt, die routinemäßig vom NLWK untersucht werden. Während der Hauptanwendungszeit für Fungizide und Insektizide von April bis Juni im Untersuchungsjahr 2000 wurden neben den bei Gewässeruntersuchungen üblichen Parameter auch die PSM-Belastung und die Makroinvertebratenbesiedlung erfasst. Die Erfassung der PSM-Belastung erfolgte mit ereignisbezogenen Probennehmer. Angaben zur Technik und zur Analyse der Wirkstoffe sind im Teil 1 „Simulation und Messung“ in dieser Ausgabe enthalten. Die Erfassung der Makroinvertebraten erfolgte monatlich mit einem Surbersampler (Kantenlänge: 35 cm, Maschenweite: 0,5 mm). Die Surber-Methode stellt einen Bezug der Zahl gefangener Individuen zur beprobten Fläche her. Nach Bretschko (1990) beträgt der Anteil der auf der Fläche nicht erfaßten Tiere ca. 4% und ist damit zu vernachlässigen. Es besteht aber der Nachteil, daß abundanzschwächere Arten häufig unberücksichtigt bleiben.

Die Erfassungen des NLWK erfolgten dagegen mit Netzfängen nach DIN 38410 (1992). Hierbei werden innerhalb einer definierten Zeitspanne (30min) mit Hilfe eines Keschers alle an der Probestelle vorhandenen Strukturen beprobt. Diese Methode gibt ein gutes Abbild des Arteninventars, aber nur mäßige Informationen zur Populationsdichte einzelner Arten. Weiter ist zu berücksichtigen, dass die zur Auswertung genutzten NLWK-Daten sehr heterogen in Bezug auf Anzahl und Zeitpunkt der Beprobungen waren (Tabelle 1).

Tabelle 1: Daten der routinemäßigen Gewässeruntersuchung nach DIN 38410 (1992) an den Untersuchungsgewässern

Probestelle	Aufnahme- daten
1	04/95
5	10/92; 04/97
6	04/97
7	10/96
8	08/95; 07/96
9	06/93; 02/98
10	07/93; 07/96; 04/99
12	08/92; 09/94; 08/97
13	04/94; 10/96; 07/98
14	04/94
15	09/99
16	10/97
17	09/92; 10/96

Toxizitätsabschätzung der PSM-Funde

Zur Abschätzung der Toxizität von Stoffgemischen wählten wir das Toxic Unit (TU) Modell von Marking (1985). Dieses diente in der vorliegenden Studie, um die PSM-Belastung der Untersuchungsgewässer hinsichtlich der Toxizität für die Gewässerzönose zu beurteilen. Eine TU entspricht dabei die 50%-Effekt-Konzentration des i-ten Wirkstoffs. Die Summe der TU jedes Wirkstoffs ergibt die Gesamttoxizität des Stoffgemisches (Formel 1).

$$TU_{sum} = \frac{C_{w_1}}{EC50_1} + \frac{C_{w_2}}{EC50_2} + \dots + \frac{C_{w_i}}{EC50_i} \quad 1$$

mit

TU _{sum}	Gesamttoxizität
C_{w_i}	Konzentration des I-ten Einzelstofffundes [$\mu\text{g/L}$]
$EC50_i$	EC50 _{48h} für <i>Daphnia magna</i> des I-ten Wirkstoffs [$\mu\text{g/L}$]

Sensitivitätsindex

Die Einordnung der Sensitivität der Makroinvertebraten gegenüber toxischen Verbindungen erfolgte nach dem „rank ordering“-Prinzip von Wogram & Liess (2001). Diese Einteilung der Makroinvertebraten auf Ordnungsniveau basiert auf einer Auswertung von 2187 akuten Toxizitätstests für 179 unterschiedliche organische Substanzen. Die Datengrundlage umfasste 283 Veröffentlichungen. Als „sensitiv“ gelten in der vorliegenden Studie, basierend auf Vorschlägen des UBA-Projektes (Liess 2001) Ordnungen mit einem Trel-Wert von $\leq 0,31$ (Trichoptera (0,31), Diptera (0,28), Ephemeroptera (-0,03), Amphipoda (-0,28), Plecoptera (-0,36)). Als tolerant wurde jedoch in dieser Studie die in allen Gewässern dominierende Art *Gammarus pulex* eingestuft. Diese Art zeichnet sich dadurch aus, dass sie zwar im Labor äußerst empfindlich auf toxische Belastungen reagiert, im Freiland jedoch in der Lage ist, Belastungen auszuweichen (passive Drift, Wiederbesiedlung durch Schwimmen).

3. Ergebnisse und Diskussion

In 17 von 18 Gewässern konnte eine PSM-Belastung nachgewiesen werden, wobei es sich meist um Stoffgemische bestehend aus bis zu 10 Wirkstoffen mit stark unterschiedlicher Toxizität handelte. So wurden an drei Gewässern die vergleichsweise für Makroinvertebraten toxischen Insektizide nachgewiesen mit einer Maximalkonzentration für Parathion von 0,3 $\mu\text{g/L}$. Herbizide dagegen wurden am häufigsten nachgewiesen (16 Probestellen) und in erheblich höheren Konzentrationen. Die nachgewiesene Maximalkonzentration für Ethofumesat betrug 13,7 $\mu\text{g/L}$. Parathion ist jedoch bezogen auf den EC50_{48h} für *D. magna* um Faktor 10^4 toxischer als Ethofumesat. Die Gesamt-Toxizität für die an den Proben nachgewiesenen Wirkstoffe ist daher geeigneter die PSM-Belastung zu beurteilen als die Gesamtfundmenge (Abb. 1).

Schulz & Liess (2000) zeigten, dass bereits Kurzzeitkontaminationen (1h) mit 0,001 $\mu\text{g/L}$ Fenvalerat signifikante subletale Effekte bei der Köcherfliege *Limnephilus lunatus*

hervorrufen. Dies entspricht einer logarithmierten TU von $-2,7$. In der vorliegenden Studie lag die Gesamttoxizität bei acht von 18 Gewässern oberhalb dieses Schwellenwertes, die daher als „belastet“ bewertet wurden. Drei Gewässer unter den „unbelasteten“ und ein Gewässer unter den „belasteten“ wiesen eine hohe organische Belastung auf. Diese Gewässer wurden bei den nachfolgenden Effektabschätzungen auf die Makroinvertebratenbesiedlung nicht berücksichtigt, da eine Trennung der unterschiedlichen Belastungsfaktoren nicht möglich erschien. An Gewässer 18 wurden vom NLWK keine Erfassungen durchgeführt, so dass dieses Gewässer ebenfalls bei der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt wurde.

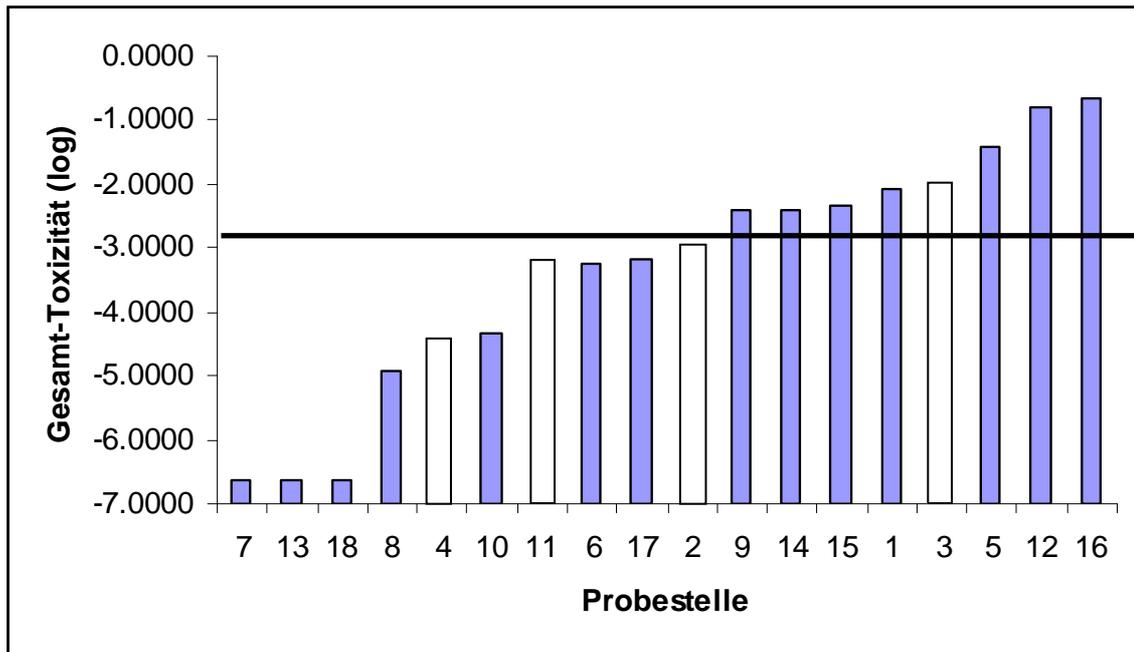


Abbildung 1: Gesamt-Toxizitäten der gemessenen Pflanzenschutzmitteleinträge an 18 Agrarfließgewässern im Umland von Braunschweig (Mai-Juli 2000). Weiße Balken kennzeichnen eine zusätzliche organische Belastung.

Indikation der PSM-Belastung

Die Auswertung, sowohl von den in dieser Studie durchgeführten Tiererfassungen als auch von denen des NLWK in Bezug auf Anzahl und Abundanzanteil sensitiver Arten, führte zur eindeutigen Indikation der PSM-Belastung (Abb. 2).

Insgesamt wurden jedoch deutlich mehr sensitive Arten bei den auf dieser Studie basierenden Erfassungen festgestellt als bei denen des NLWK (12 und 8 Arten in dieser Studie; 6 und 2 Arten bei den NLWK-Daten). Dies ist zunächst erstaunlich, da die qualitative Kescher-Methode nach DIN alle im Bach vorhandenen Strukturen im Bach beprobt und daher eher eine höhere Artenzahl zu erwarten ist als bei der quantitativen Methode des Surbersamplers. Zu begründen ist dies insofern, dass die NLWK-Erfassungen zu 50 % ab Monat August stattfanden (Tabelle). Zu dieser Zeit sind jedoch viele der empfindlich eingestuft Arten bereits geschlüpft (*Nemoura cinerea* (Plecoptera), *Paraleptophlebia submarginata* (Ephemeroptera), *Chaetopteryx villosa* (Trichoptera)).

Ein sehr ähnliches Bild ergibt sich bei der Betrachtung der Anteile sensitiver Arten an der Gesamtabundanz. Dass die Anteile an sensitiven Arten bei den NLWK-Erfassungen deutlich niedriger waren, begründet sich auch in diesem Fall durch die späten Erfassungstermine.

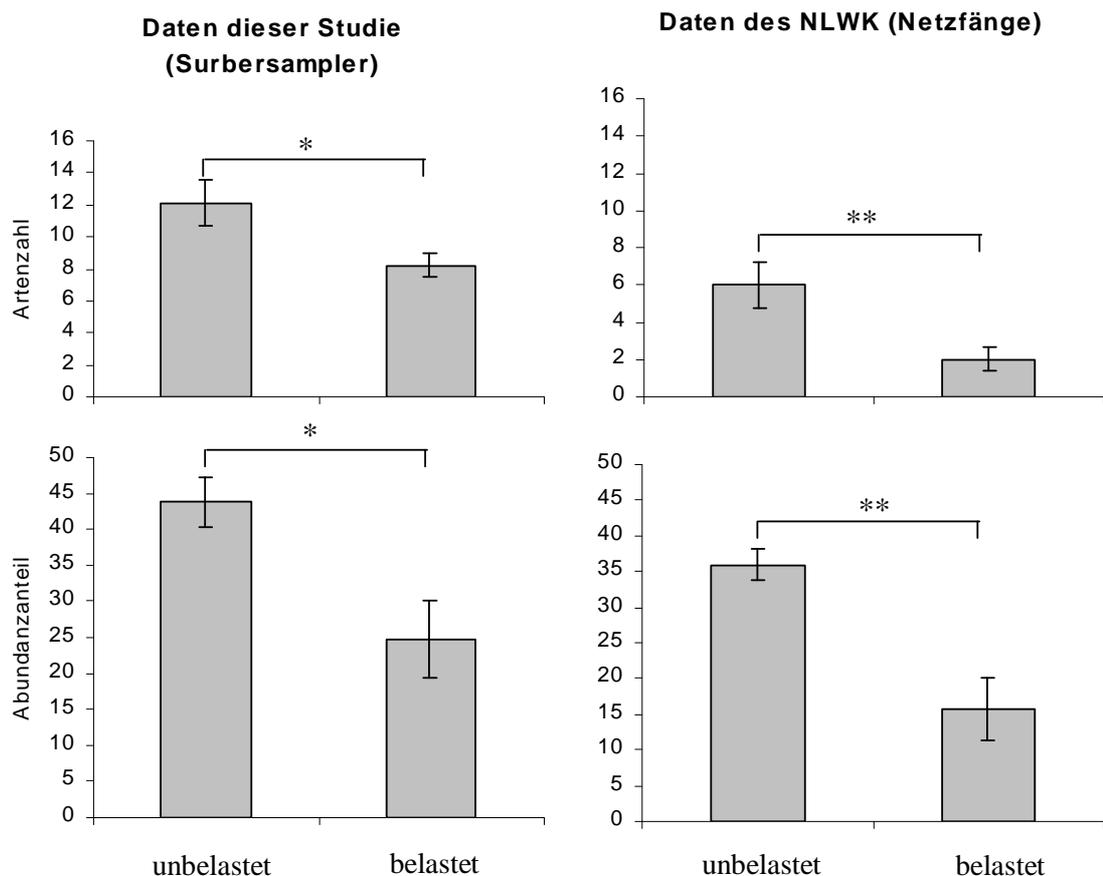


Abbildung 2: Artenzahl und Abundanzanteil sensitiver Arten in PSM-unbelasteten (n= 6) und –belasteten (n = 7) Agrarfließgewässern im Braunschweiger Umland; Vergleich der

Auswertung von in dieser Studie aufgenommenen Erfassungen (Subersampler) mit Erfassungen des NLWK (Kescherränge). (paired t-test: * = Signifikanzniveau < 0,05; ** = Signifikanzniveau \leq 0,01).

Das Modell der „sensitiven Arten“ wurde in dieser Studie zur Bewertung von Gewässern eingesetzt, die sich zwar stark in der PSM-Belastung unterschieden, jedoch eine hohe Ähnlichkeit aufwiesen hinsichtlich anderer besiedlungsbeeinflussender Faktoren (Strömung, Temperatur, Strukturen, organische Belastung etc.). Treten zusätzlich zur PSM-Belastung weitere Belastungsfaktoren auf, wird eine eindeutige Indikation erschwert. Eine Auswertung mit multivariater statistischer Verfahren, wie kanonische Varianzanalysen, ist in diesem Falle zu empfehlen (Borcard et al. 1992). Eine differenziertere Betrachtung der Verhältnisse auf Artniveau ist dadurch gegeben. Dies ist sinnvoll, da einzelne Arten wie z.B. *G. pulex* aufgrund von Vermeidungsstrategien (aktive und passive Drift, Flugkompensation, mehrere Generationen pro Jahr) im Freiland eine höhere Toleranz gegenüber toxischen Belastungen aufweisen als im Labor (Wogram 2001).

4. Zusammenfassung

- Die hinsichtlich der Gesamtoxizität als unbelastet bewerteten Gewässer wiesen im Vergleich zu den belasteten Gewässern signifikant höhere Artenzahlen und Abundanzen sensitiver Arten auf.
- Das Modell der „sensitiven Arten“ eignete sich auch für bereits vorhandene behördliche Daten, selbst wenn diese im Hinblick auf Anzahl und Zeitpunkt der Aufnahmen sehr heterogen waren.

Die vorliegende Arbeit war Teil des BMBF-Projekts „Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft“. Gesamtziel des Forschungsprojekts war die modellhafte Erarbeitung eines Informations- und Simulationssystems zur Bewertung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland. Das System soll analog der Gewässergüte bzw. der Gewässerstrukturgüte die Komponente der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft abdecken. Im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie könnte das System Anwendung bei der Erfassung und Bewertung von diffusen toxischen Belastungsquellen finden.

5. Literatur

Anderson, R.L. (1989): Toxicity of synthetic pyrethroids to freshwater invertebrates. *Envir. Toxicol. Chem.* 8, 403-410.

Baugham, D.S., D.W. Moore & G.I. Scott (1989): A comparison and evaluation of field and laboratory toxicity tests with fenvalerate on an estuarine crustacean. *Envir. Toxicol. Chem.* 8, 417-429.

- Borcard, D., Legendre, P., Drapeau, P. (1992) : Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045-1055.
- Bretschko, G. (1990): The effect of escape reactions on the quantitative sampling of gravel stream fauna. *Archiv für Hydrobiologie* 120, 41-49.
- Day, K. (1989): Acute, chronic and sublethal effects of synthetic pyrethroids on freshwater zooplankton. *Envir. Toxicol. Chem.* 8, 411-416.
- DIN 38410, Teil 2 (1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung: Bestimmung des Saprobienindex (M2). – In Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung.
- Hurlbert, S.H. (1975): Secondary effects of pesticides on aquatic ecosystems. *Residue Rev.* 57, 81-148.
- Kreuger, J.K. & N. Brink (1988): Losses of pesticides from agriculture. In: (ed.), *Pesticides: Food and Environmental Implications*, International Atomic Energy agency, 101-112.
- Kreutzweiser, D.P. & P.K. Sybley (1991): Invertebrate drift in a headwater stream treated with permethrin. *Arch. Envir. Contam. Toxicol.* 20, 330-336.
- Lampert, W., W. Fleckner, E. Pott, U. Schöber & K.U. Störkel (1989): Herbicide effects on planctonic systems of different complexity. *Hydrobiologia* 188/189, 415-424.
- Leonard, A. W., Hyne, R. V., Lim, R.P., Pablo, F. & P. J. Van den Brink (2000): Riverine Endosulfan concentrations in the Naomi River, Australia: Link to cotton field runoff and macroinvertebrate population densities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (6), 1540-1551.
- Liess, M. (1998): Significance of agricultural pesticides on stream macroinvertebrate communities. *Proc. Intern. Assoc. Theor. Appl. Limno.* 26, 1245-1249.
- Liess, M. & R. Schulz (1996): Chronic effects of short-term contamination with the pyrethroid insecticide fenvalerate on the caddisfly *Limnephilus lunatus*. *Hydrobiologia* 324, 99-106.
- Liess, M. & R. Schulz (1999): Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (9), 1948-1955.
- Liess, M., R. Schulz, M.H.-D. Liess, B. Rother & R. Kreuzig (1996): Quantification of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Wat. Res.* 3, 239-247.
- Liess, M., R. Schulz, N. Berenzen, J. Drees & J. Wogram (2000): Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland. – Ein Beitrag zur Erarbeitung von Qualitätszielen. Abschlußbericht zum F & E-Vorhaben des Umweltbundesamtes Nr. 29624511. Zoologisches Institut TU Braunschweig, Braunschweig.

Schulz, R. (1997): Aquatische Ökotoxikologie von Insektiziden – Auswirkungen diffuser Insektizideinträge aus der Landwirtschaft auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften. Ecomed Verlag, Landsberg, 167 S.

Schulz, R., M. Hauschild, M. Ebeling, M. Nanko-Drees, J. Wogram, & M. Liess (1998): A qualitative field method for monitoring pesticides in the edge-of-field runoff. *Chemosphere* 36, 3071-3082.

Schulz, R. & M. Liess (1997): Runoff-related short-term pesticide input into agricultural streams: Measurement by use of an in situ bioassay with aquatic macroinvertebrates. *Verh. Ges. Ökol.* 27, 399-404.

Schulz, R. & M. Liess (1999): A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology*, 46, 155-176.

Schulz, R. & M. Liess (2000): Toxicity of fenvalerate to caddisfly larvae: chronic effects of 1- vs 10-h pulse-exposure with constant doses. *Chemosphere* 4, 1511-1517.

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

Wogram, J. (2001): *Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern des landwirtschaftlich geprägten Raumes*. Dissertation an der TU Braunschweig.

3.3 Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 3. Ökologische Risikoabschätzung der simulierten PSM-Konzentrationen

Norbert Berenzen

Zoological Institute of the Technical University Braunschweig,
Fasanenstr. 3, 38092 Braunschweig, Germany

1. Einleitung

Der Pflanzenschutzmitteleintrag in Oberflächengewässer kann zu negativen Effekten für aquatische Organismen führen, und insbesondere aufgrund des hohen Vernetzungsgrades stellen viele Fließgewässer Ausbreitungslinien dar, entlang derer Pflanzenschutzmittel auch in weiter entfernte Ökosysteme gelangen und dort zu einer Beeinträchtigung der Lebensgemeinschaften beitragen können (Heckman, 1982; Smith et al., 1983). Einbrüche der Populationsdichte können bei einigen Organismengruppen durch Wanderung und Wiederbesiedlung mitunter kompensiert werden, wenn die Stoffbelastungen keine langfristigen Änderungen des Lebensraums zur Folge haben (Brock et al., 2000). Die dauerhafte Veränderung der abiotischen Faktoren eines Gewässerabschnitts kann zu einer Wandlung der Biozöosenstruktur führen (Liess et al., 2001).

Das Ziel einer ökologischen Risikoabschätzung ist, die Auswirkungen zu identifizieren, die mit Eingriffen in den Naturhaushalt verbunden sind (Bachfischer, 1978; Scharpf, 1982). Die Aufgabe der ökotoxikologischen Risikoanalyse besteht darin, anhand einer Expositions- und Wirkungsanalyse das Risiko zu erfassen, mit dem die Gegenwart von Umweltchemikalien in Ökosystemen verbunden ist (Fent, 1998). Die Abschätzung der Exposition erfolgt heute vielfach computergestützt (Adriaanse et al., 1997), wobei die Ergebnisse simpler Modelle mit einem geringen Datenbedarf qualitativ und quantitativ durchaus an die Ergebnissen einer komplexen Modellierung heranreichen und diese bisweilen auch übertreffen (Schulz, 1997).

Substanzspezifische Schwellenkonzentrationen auf ökosystemarer Ebene sind das Resultat der Wirkungsanalyse. Die hierfür erforderliche Extrapolation von der Ebene standardisierter Labortests erfolgt zumeist über Sicherheitsfaktoren. Es existieren bereits erste Programme zur Simulation von ökotoxikologischen Schwellenkonzentrationen, die auf ökosystemarer Ebene relevant sind. Da ihr Einsatz bislang jedoch kompliziert und datenintensiv ist, sind sie zum aktuellen Zeitpunkt nicht als Standardverfahren zur Effektabschätzung geeignet (Hommen & Ratte, 1997).

Unabhängig vom Ziel einer Bewertung sind gewisse formale Anforderungen an eine Bewertungsmethode zu stellen, die entscheidend zu ihrer Akzeptanz beitragen. Neben größtmöglicher Transparenz des Bewertungsablaufs sollte eine gute Reproduzierbarkeit der in hohem Maße anwenderunabhängigen Bewertungsergebnisse gegeben sein. Diesem Anspruch gerecht werden z.B. die Bewertungsansätze von Brock et al. (2000). Am Beispiel des Organophosphats Parathion soll dieser Ansatz zur ökologischen Risikoabschätzung hier kurz vorgestellt werden.

2. Prinzip der Risikoanalyse

Im Hinblick auf die ökologischen und ökonomischen Funktionen eines Ökosystems (Albert, 1996; Bastian & Schreiber, 1999) ist es notwendig, der Frage nachzugehen, welche funktionalen und strukturellen Auswirkungen die Gegenwart von Umweltchemikalien hat. In diesem Zusammenhang hat sich die ökotoxikologische Risikoanalyse als geeignete Methode bewährt.

Die Bewertung eines Risikos, das sich aus einem möglichen Schaden und der Eintrittswahrscheinlichkeit eines Schadensfalls ergibt, stammt originär aus dem Bereich des Versicherungswesens, hat aber in entsprechend abgewandelter Form seit einigen Jahrzehnten auch ihren Platz in der Landschaftsplanung (Bachfischer, 1978; Fürst & Scholles, 2001) und der Ökotoxikologie (Parlar & Angerhöfer, 1995; Fent, 1998; Scheringer, 1999).

Ziel der ökotoxikologischen Risikoanalyse ist es, das Umweltverhalten von Substanzen zu erfassen und die Belastungen zu bestimmen, denen Organismen oder Ökosysteme bzw. deren Komponenten aufgrund der Gegenwart solcher Substanzen ausgesetzt sind. Eine Expositionsanalyse und eine Wirkungsanalyse stellen die beiden hierfür erforderlichen Schritte dar, deren Resultate zusammengeführt eine Bewertung des ökotoxikologischen Risikos ermöglichen, das mit dem spezifischen Umweltverhalten einer Substanz verbunden ist (Scheringer, 1999).

Aufgabe der Expositionsanalyse ist die Identifikation und, wenn möglich, die Quantifizierung von Belastungen. Anhand von Daten über die Eintragsmenge, die Häufigkeit des Eintrags sowie die räumliche und zeitliche Verteilung eines Stoffes kann die voraussichtliche Umweltkonzentration „predicted environmental concentration“ (PEC) bestimmt werden (Fent, 1998). Ergebnis der Wirkungsanalyse, die die aus Belastungen gewisser Größenordnungen resultierenden Effekte untersucht, ist die Festlegung von Wirkungsschwellen z.B. in Gestalt der “predicted no effect concentration“ (PNEC), unterhalb derer nicht mit negativen Effekten aufgrund der Gegenwart einer Substanz zu rechnen ist (Fent, 1998). Der Vergleich von PEC und PNEC gibt letztendlich Aufschluß über das Risiko, das aus ökotoxikologischer Sicht mit einer spezifischen Belastungssituation verbunden ist.

3. Ökologische Risikoabschätzung nach Brock et al. (2000)

Eine umfassende Literaturstudie, die für 21 Insektizide die dokumentierten Ergebnisse von Mikro- und Mesokosmosstudien hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf Frischwasser-Lebensgemeinschaften auswertet, ist das Fundament, auf das Brock et al. (2000) eine mögliche Abgrenzung von Effektkonzentrationen stellen. Die Bezugsgröße bilden dabei Toxic Units (TU), die auf der Basis der gemessenen Insektizidkonzentrationen und dem geometrischen Mittel der für den sensitivsten Standardtestorganismus veröffentlichten LC50- bzw. EC50-Werte berechnet werden.

Das Konzept der Toxic Units (Sprague, 1970) geht davon aus, daß Stoffe, die zum einen eine ähnliche Wirkweise und zum anderen ähnliche Beziehungen von Dosis und Wirkung aufweisen, untereinander hinsichtlich ihrer Toxizität vergleichbar sind. Ein Vergleich kann für normierte Konzentrationen der einzelnen Substanzen erfolgen, wobei die Normierung anhand entsprechender 48-96h LC50- oder EC50-Werte für einen relevanten Standardtestorganismus geschieht (Van der Geest et al., 2000). Sind diese Voraussetzungen nicht verletzt, so läßt sich die Toxizität von Stoffgemischen unter der Annahme eines worst case-

Szenarios bislang am besten durch die Addition der Toxic Units, die für jede Komponente eines Gemisches berechnet werden, annähern (Deneer, 2000).

Ziel der Studie von Brock et al. (2000) ist es, sowohl für einmaligen als auch für wiederholten und chronischen Eintrag eines Insektizids auf ökosystemarer Ebene Konzentrationsbereiche anzugeben, in denen direkte und indirekte Effekte aufgrund der resultierenden Konzentrationen zu erwarten sind. Die Zuordnung dieser Konzentrationsbereiche geschieht unter Berücksichtigung der empfindlichsten Endpunkte der Lebensgemeinschaften in den ausgewerteten Mikro- und Mesokosmosstudien und unter Berücksichtigung der Art der negativen Effekte, die für diese Endpunkte aufgrund der Gegenwart eines Insektizids zu beobachten sind. Unter der als konservativ zu interpretierenden Annahme, daß das Auftreten jeglicher Effekte relevant für die Beurteilung einer Insektizidkonzentration ist, und unter der demgegenüber als liberal anzusehenden Annahme, daß dies lediglich für das Auftreten deutlicher Langzeiteffekte zutrifft, werden die zur Verfügung stehenden Literaturdaten, ausgedrückt als TU, statistisch durch Brock et al. (2000) ausgewertet. Die Abbildungen 1 und 2 geben die aus der Auswertung resultierenden 10-, 50- und 90- Perzentile für den konservativen und den liberalen Bewertungsansatz wieder, wobei zwischen einfacher, wiederholter und chronischer Gegenwart eines Insektizids unterschieden wird. Unter Einbeziehung der 95%-Konfidenzintervalle lassen sich somit anhand der Perzentil-Werte Konzentrationsbereiche abgrenzen, die bei einem bestimmten Anteil untersuchter Testorganismen zu negativen Effekten führen. Brock et al. (2000) regen an, den liberalen Bewertungsansatz beispielsweise dann einzusetzen, wenn es darum geht, das gegenüber abgetrennten Stehgewässern größere Regenerationspotential von Fließgewässern bei einer Bewertung von Insektizidkonzentrationen zu berücksichtigen.

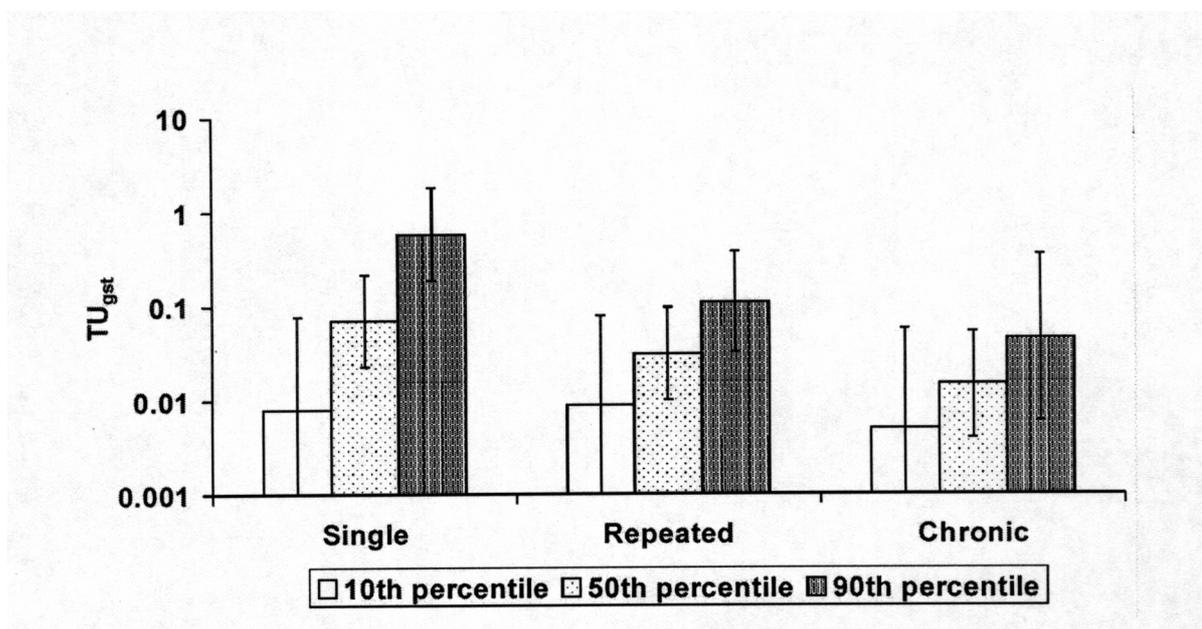


Abb. 1: 10-, 50- und 90-Perzentil-Werte für einmaligen, wiederholten und chronischen Insektizideintrag bei einem konservativen Bewertungsansatz der Insektizidwirkung. Die Konzentrationen sind als TU ausgedrückt und zusammen mit den 95%-Konfidenzintervallen dargestellt (aus Brock et al., 2000).

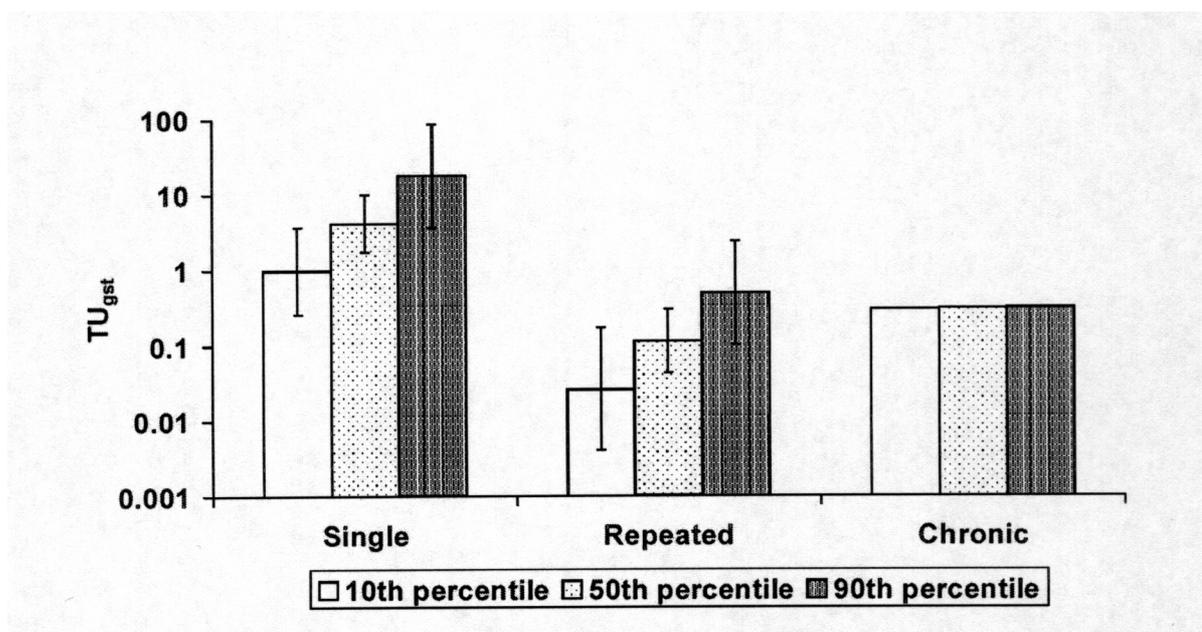


Abb. 2: 10-, 50- und 90-Perzentil-Werte für einmaligen, wiederholten und chronischen Insektizideintrag bei einem liberalen Bewertungsansatz der Insektizidwirkung. Die Konzentrationen sind als TU ausgedrückt und zusammen mit den 95%-Konfidenzintervallen dargestellt. Im Falle der chronischen Belastung liegen keine Angaben zu Konfidenzintervallen vor, da die Anzahl der Beobachtungen zu gering war (aus Brock et al., 2000).

4. Ökologische Risikoabschätzung am Beispiel Parathion-Ethyl

Zur Beurteilung der Wirkung des Organophosphats Parathion-ethyl wird auf die Ergebnisse von Brock et al. (2000) zurückgegriffen. Vor dem Hintergrund der für das Untersuchungsgebiet (Umgebung von Braunschweig) dargestellten Applikationscharakteristika sind Insektizideinträge nicht als einmalige Ereignisse anzusehen, sondern stellen, wenn nicht chronische, so doch in jedem Fall Quellen wiederholter Belastung der Fließgewässer dar. Diese Einschätzung der zeitlichen Muster von Insektizideinträgen zum einen und das a priori zu vermutende Regenerationspotential der Fließgewässer zum anderen soll bei der Bewertung der simulierten Konzentrationen von Parathion-ethyl durch die Berücksichtigung eines konservativen sowie eines liberalen Ansatzes erfolgen, wobei in beiden Fällen eine multiple Belastung durch die Insektizide angenommen wird.

Um die simulierten Konzentrationen von Parathion-ethyl in TU auszudrücken, werden sie anhand der von Brock et al. (2000) veröffentlichten mittleren Effektkonzentrationen für den sensitivsten Standardtestorganismus normiert (*Daphnia magna*; Parathion-ethyl = 1.35 µg/L). Bei der Beurteilung der Stoffwirkung auf aquatische Organismen wird entsprechend der Ergebnisse von Brock zwischen fünf Effektbereichen unterschieden (Tab. 1).

Tab. 1: Effektbereiche unter Berücksichtigung eines konservativen und eines liberalen Bewertungsansatzes.

Wahrscheinlichkeit negativer Effekte [%]	Konservativer Bewertungsansatz [TU]	Liberaler Bewertungsansatz [TU]
0	= 0,001	= 0,004
10	0,001 < X < 0,09	0,004 < X < 0,2
50	0,01 < X < 0,1	0,04 < X < 0,4
90	0,03 < X < 0,4	0,1 < X < 3
100	= 0,4	= 3

Während Konzentrationen von 0,001 TU (konservativer Bewertungsansatz) bzw. 0,004 TU (liberaler Bewertungsansatz) und weniger als unbedenklich für aquatische Organismen einzustufen sind, ist oberhalb eines Schwellenwertes von 0,4 TU (konservativer Bewertungsansatz) bzw. 3 TU (liberaler Bewertungsansatz) das Auftreten negativer Effekte innerhalb der betroffenen Lebensgemeinschaften sicher. Die Wahrscheinlichkeit, mit der in einem Konzentrationsbereich zwischen diesen Schwellenwerten negative Effekte auftreten, ist Tab. 1 zu entnehmen.

Einordnung der simulierten PEC-Werte für Parathion-ethyl

Mittels Simulation mit der erweiterten *simplified formula for indirect loadings* (siehe Abschnitt 2.1) wurden für Parathion-ethyl PEC-Werte zwischen 0.14 µg/L und 6 µg/L für den Ohebach und umliegender Gewässer südlich von Braunschweig ermittelt. Dieses Gewässersystem gehört aufgrund des Umlandes (Lehmiger Boden, hohe Hangneigungen (2-4 %), geringer Abfluß der Gewässer (geringer Verdünnungseffekt), keine Randstreifen) mit zu den eintragsgefährdetsten im Großraum Braunschweig. Es ergeben sich aufgrund der simulierten Konzentrationen und den daraus errechneten Toxizitäten (TU) die in Tabelle 2 dargestellten ökologischen Risikoabschätzungen, errechnet nach dem oben vorgestellten Modell von Brock et al. (2000).

Tabelle 2: Ökologische Risikoabschätzung bzgl. des Insektizids Parathion-ethyl für 1km-Abschnitte des Ohebachs und umliegender Gewässer (südlich von Braunschweig, Niedersachsen). Die vorhergesagten Umwelt-Konzentrationen (PEC) wurden mit Hilfe der *simplified formula for indirect loadings* simuliert. Die Eintrittswahrscheinlichkeit negativer Effekte auf die Lebensgemeinschaften wurde nach Brock et al. (2000) berechnet.

Anzahl der betrachteten Gewässer abschnitte	Predicted environmental concentration (PEC) [µg/L]	Toxic Unit [TU]	Wahrscheinlichkeit negativer Effekte	
			Konservativer Bewertungsansatz [%]	Liberaler Bewertungsansatz [%]
2	0,10-0,21	0,07-0,16	10-90	10-50
6	0,21-0,70	0,16-0,52	90-100	50-90
8	0,70-1,00	0,52-0,74	100	90
5	1,00-2,21	0,74-1,64	100	90
1	2,21-5,73	1,64-4,24	100	90-100

Nach diesem Modell ist bei 90 % der Gewässerabschnitte mit hoher Wahrscheinlichkeit (konservativer Ansatz: 90-100%; liberaler Ansatz: 50-100%) ein Effekt auf die Lebensgemeinschaften zu erwarten. Diese hohe Einschätzung der Konzentrationen von Parathion-Ethyl und resultierender Effekte auf die Zönose am Ohebach stimmen mit den Ergebnissen aus Freilanduntersuchungen überein. Schulz und Liess (1999) wiesen z. B. Höchstkonzentrationen von bis zu 6 µg/L Parathion-ethyl mit ereignisgesteuerten Probennehmern am Ohebach nach und beobachteten bei einigen Makroinvertebratenarten ein völliges Auslöschen der Populationen. Die Eintragsereignisse führten zu einer Veränderung der Besiedlungsstruktur (geringer Anteil an EPT-Arten). Die Abbildung 3 zeigt ein Beispiel für eine Kartendarstellung der ökologischen Risikoabschätzung von Pflanzenschutzmittelkonzentrationen in Gewässern.

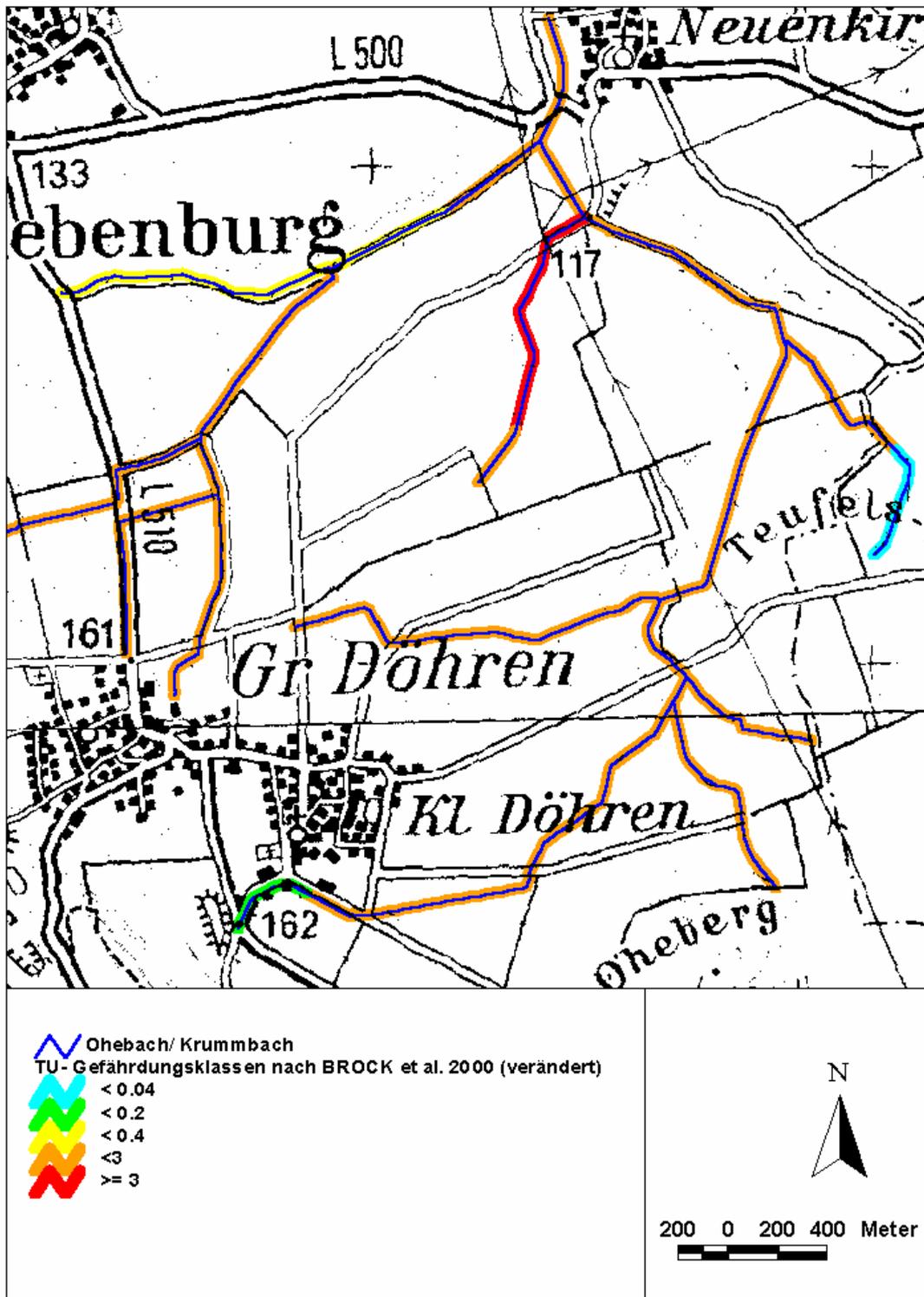


Abbildung 3: Ökologische Risikoabschätzung der simulierten Parathion-ethyl-Konzentration (in Toxic Units (TU)) am Beispiel des Ohebach-Krummbach-Gebietes südlich von Braunschweig, Niedersachsen, nach einem Starkregenereignis von 10 mm im Mai (Getreide)

5. Literatur

- Adriaanse, P., Allen, R., Gouy, V., Hosang, J., Jarvis, T., Klein, M., Layton, R., Linders, J., Schäfer, L., Smeets, L. & Yon, D. (1997). *Surface Water Models and EU Registration of Plant Protection Products - Dok. 6476/VI/96*. Final report of the work of the Regulatory Modelling Working Group of Surface Water - Models of FOCUS (FORum for the Co-ordination of pesticide fate models and their USE).
- Albert, G. (1996). *Bewertung und Planung im Umweltschutz*. Bonn, Economica-Verlag.
- Bachfischer, R. (1978). *Die ökologische Risikoanalyse*, Technische Universität München.
- Bastian, O. & Schreiber, K.-F. (1999). *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. Heidelberg, Spektrum.
- Brock, T. C. M., Van Wijngaarden, R. P. A. & Van Geest, G. J. (2000). *Ecological risk of pesticides in freshwater ecosystems Part 2: Insecticides*. Alterra, Green World Research, Wageningen, Netherlands.
- Deneer, J. W. (2000). Toxicity of mixtures of pesticides in aquatic ecosystems. *Pesticide Management Science*, **56**, 516-520.
- Fent, K. (1998). *Ökotoxikologie*. Stuttgart, Georg Thieme Verlag.
- Fürst, D. & Scholles, F. (2001). *Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung*. Handbücher zur Umweltplanung (HzU). Dortmund.
- Heckman, C. W. (1982). Pesticide effects on aquatic habitats. *Environmental Science and Technology*, **16**, 48A-57A.
- Hommen, U. & Ratte, H.-T. (1997). Künstliche Testsysteme zur Bewertung von PSM - Mathematische Modelle zur Effektabschätzung. *Vom Labor ins Freiland /USWF*, **5**, 267-272.
- Liess, M., Schulz, R., Berenzen, N., Nanko-Drees, J. & Wogram, J. (2001). *Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland*. Umweltbundesamt, UBA-Texte 65/01 zum FE-Vorhabens 296 24 511, Berlin.
- Parlar, H. & Angerhöfer D. (1995). *Chemische Ökotoxikologie*. Berlin u.a., Springer.
- Scharpf, H. (1982). *Die ökologische Risikoanalyse als Beitrag zur Umweltverträglichkeitsprüfung in der Landwirtschaft*, Universität Hannover.
- Scheringer, M. (1999). *Persistenz und Reichweite von Umweltchemikalien*. Weinheim, u.a., Wiley-VCH.
- Schulz, K. (1997). *Modellierung von Unsicherheiten bodenphysikalischer und hydrochemischer Prozesse mit Hilfe der Fuzzy-Set-Theorie: Theorie und Anwendungen*. Aachen, Shaker.

- Schulz, R. & Liess, M. (1999). A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology*, **46**, 155-176.
- Smith, S., Reagan, T. E., Flynn, J. L. & Willis, G. H. (1983). Azinphosmethyl and fenvalerate runoff loss from a sugarcane-insect IPM system. *Journal of Environmental Quality*, **12**, 534-537.
- Sprague, J. B. (1970). Measurement of pollutant toxicity to fish, II-Utilizing and applying bioassay results. *Water Research*, **4**, 3-32.
- Van der Geest, H. G., Greve, G. D., Boivin, M. E., Kraak, M. H. S. & Van Gestel, C. A. M. (2000). Mixture toxicity of copper and diazinon to larvae of the mayfly *Ephoron virgo*, judging additivity at different effect levels. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **19**, 2900-2905.

3.4 Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: Systemaufbau und Anwendungsmöglichkeiten

Michael Probst*¹⁾, Norbert Berenzen¹⁾, Annette Lentzen-Godding¹⁾,
Matthias Liess²⁾, Ralf Schulz¹⁾

*) e-Mail: m.probst@tu-bs.de

¹⁾ TU-Braunschweig, Zoologisches Institut, Limnologie und Ökotoxikologie

²⁾ UFZ, Umweltforschungszentrum Leipzig, Chemische Ökotoxikologie

1. Einleitung und Zielsetzung

Ziel des Forschungsprojekts war die Entwicklung eines GIS-gestützten Informationssystems zur Abschätzung potenzieller Risiken für PSM-Einträge in kleinere bis mittlere Fließgewässer im landwirtschaftlich geprägten Umfeld. Das System sollte sowohl auf einzelne Stellen bzw. Flächen als auch im Landschaftsmaßstab anwendbar sein. Da die Gewässerbeprobung – insbesondere auf Landschaftsebene – einen erheblichen Zeit- und Kostenfaktor darstellen kann, sollten ausschließlich bereits erhobene und öffentlich verfügbare Daten Verwendung finden. Das PSM-Eintragsrisiko wurde durch ein Teilmodell des von der OECD Pesticide Aquatic Risk Indicators Group (OECD 2000) vorgeschlagenen Modells REXTOX (**R**atio of **E**Xposure to **T**OXicity) simuliert. Die entwickelten Methoden und Verfahren sollten als möglichst einfach anwendbare PC-Software umgesetzt werden und so die Anwendung bei Behörden und Ingenieurbüros ermöglichen. Die Verwendung eines standardisierten Berechnungsverfahrens und öffentlich verfügbarer Daten soll ferner die Übertragbarkeit auf Gebiete mit ähnlicher Datenqualität erleichtern und den Anwendern einen möglichst einfachen Zugang zu erforderlichen Daten ermöglichen.

2. Systemaufbau und Grundlagen der Simulation

Zunächst müssen die Eingangsdaten (Boden, Gefälle, Niederschlag, Landnutzung, Stoffmenge und -eigenschaften) mit Hilfe eines Geo-Informationssystems (z.B. ArcView®) für die Simulation aufbereitet werden. Dazu werden die Rohdaten in eine durch das GIS nutzbare Form überführt. Je nach Format werden die vorliegenden Daten direkt in das GIS importiert bzw. müssen zunächst konvertiert werden. Das eigentliche Informationssystem besteht aus mehreren Komponenten. Im ersten Schritt kombiniert (verschneidet) ein GIS-Skript („GIS-Data-Provider“, vgl. Abb. 1) alle Ebenen der aufbereiteten Rohdaten zu einer neuen Ebene und extrahiert die für die Simulation erforderlichen Eingangsdaten. Die Ausgabedaten des GIS-Skripts werden wiederum vom Simulator-Modul importiert. Der Simulator berechnet anhand des OECD-Modells das PSM-Eintragsrisiko. Die Berechnung kann hierbei über Standard-Szenarien konfiguriert werden. So wird z.B. die Pflanzen-Interzeption in Abhängigkeit von Datum und Anbaufrucht anhand einer hinterlegten Szenario-Tabelle bestimmt. Die Simulationsergebnisse werden in Tabellenform exportiert und können anschließend zur Analyse des Einflusses einzelner Parameter sowie zur Darstellung von PSM-Risikokarten (per GIS) verwendet werden (Abb. 1).

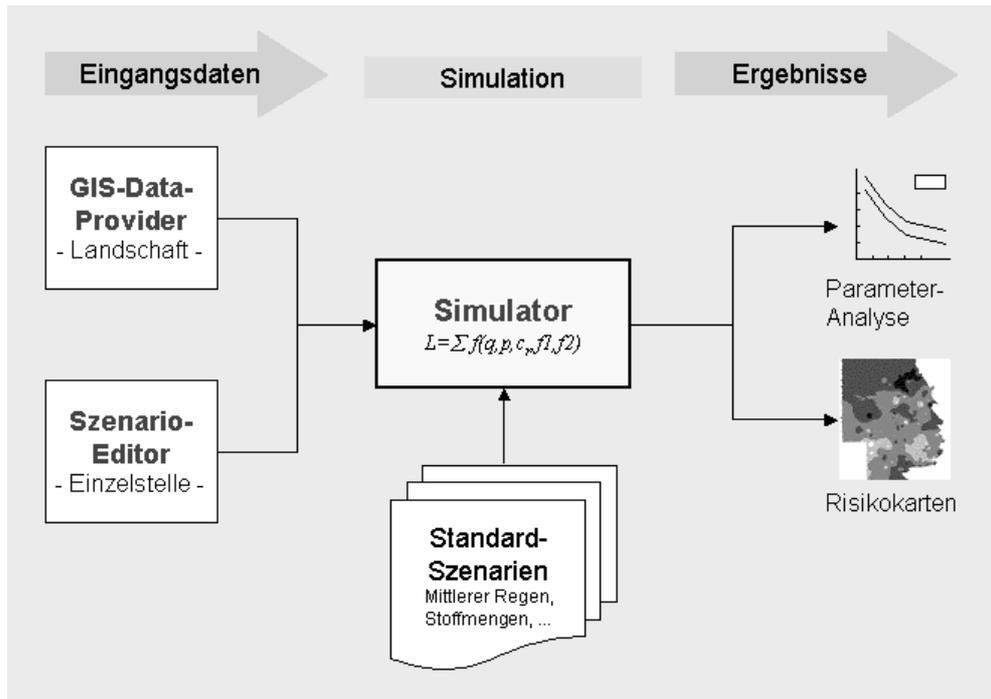


Abb. 1 – PSM-Informationssystem: Systemüberblick.

Die Simulation des PSM-Eintragsrisikos erfolgt durch ein mit $L_{\%runoff}$ bezeichnetes Teilmodell des von der OECD (OECD 2000) vorgeschlagenen Modells REXTOX (Ratio of Exposure to Toxicity). Das Teilmodell stellt eine Spezialisierung der Modelle von Lutz (Lutz 1984) und Maniak (Maniak 1992) zur Berechnung des Runoff-Volumens in Abhängigkeit vom Niederschlag dar. $L_{\%runoff}$ bezeichnet den prozentualen Anteil von PSM, der über den Oberflächenabfluss (Runoff) ins Gewässer eingetragen wird. Dieser ist abhängig vom Runoff-Volumen im Verhältnis zur Regenmenge, dem Gefälle, der Breite des Randstreifens sowie stoffspezifischen Eigenschaften (Formel 1).

$$L_{\%runoff} = \left(\frac{Q}{P} \right) * Cr_{soil_surface} * f1_{slope} * f2_{bufferzone} * 100$$

Formel 1 – Berechnung des prozentualen PSM-Verlusts durch Runoff nach (OECD 2000).

- $L_{\%runoff}$ = Percentage of application dose available in runoff-water as dissolved substance
 Q = Runoff amount [mm] according the model of Lutz and Maniak (1984, 1992)
 P = Precipitation amount [mm]
 DT_{50soil} = Half-life time of in soil

$$Cr_{soilsurface} = e^{\left(\frac{-3 * \ln(2)}{DT_{50soil}} \right)} * \left(\frac{1}{(1 + K_d)} \right) * (1 - plantinterception/100)$$

$$K_d = (K_{oc} * \%OC) / 100$$

$$f1_{slope} = 0.02153 * slope + 0.001423 * slope^2 \quad ; \text{if } slope < 20\%$$

$$f1_{slope} = 1 \quad ; \text{if } slope \geq 20\%$$

$$f2_{bufferzone} = 0,83^{buffer-width}$$

3. Simulationsergebnisse

Am Beispiel der Randstreifenbreite soll dargestellt werden, in welcher Größenordnung das PSM-Eintragsrisiko von diesem Parameter beeinflusst wird. Für die Simulation wurden 6 in der Arbeitsgruppe Ökotoxikologie der TU-Braunschweig häufig nachgewiesene Substanzen mit unterschiedlichen KOC-Werten und Halbwertszeiten ausgewählt (Tab. 1). Die Simulation wurde für variierende Randstreifenbreiten von 0, 5, 10 und 15m durchgeführt (Abb. 2). Als weitere Simulationsparameter wurde eine Fläche von 1ha, der Zeitraum Juli, ein Niederschlagsereignis von 10mm, landwirtschaftliches Umland sowie 2% Gefälle angenommen.

Substances	Application dose [g/m ²]	KOC [l/kg]	DT50 [d]	d	Type
Azoxystrobin	0,01	143	17,5	3	Fungicide
Bifenox	0,01	1572	16,5	3	Herbicide
Epoxiconazol	0,001	442	310	3	Fungicide
Ethofumesat	0,01	182	62,5	3	Herbicide
Kresoxim-Methyl	0,001	421	1,75	3	Fungicide
Parathion	0,001	705	16	3	Insecticide

Tab. 1 – Substanzen.

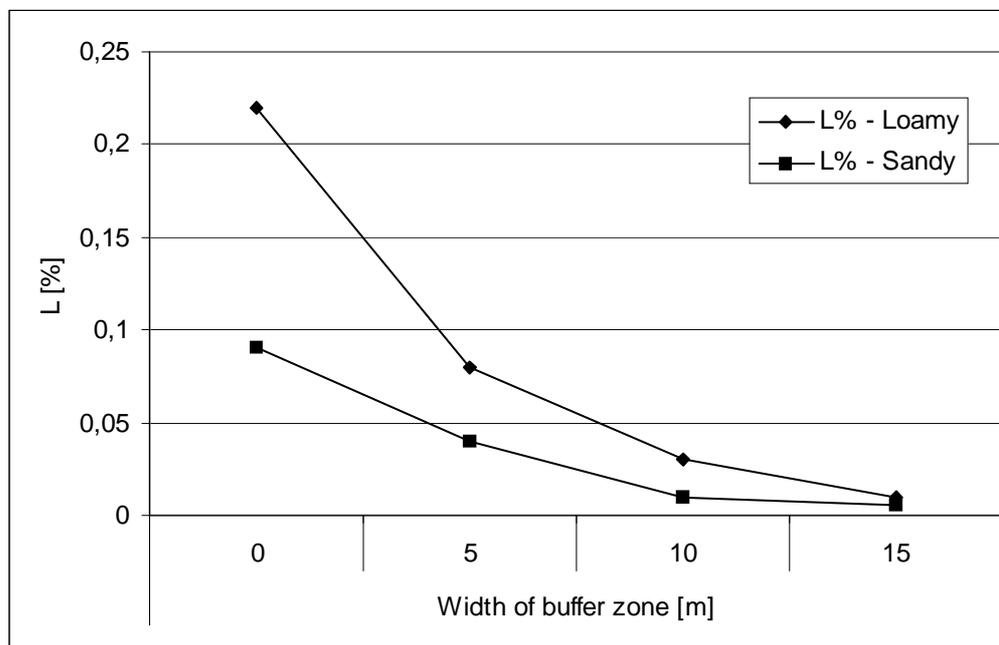


Abb. 2 – Simulation des prozentualen PSM-Verlusts durch Runoff für lehmige und sandige Böden.

Die Simulation zeigt für beide Bodenarten eine Reduzierung des PSM-Eintragsrisikos mit steigender Randstreifenbreite. In Abhängigkeit von Boden und stoffspezifischen Eigenschaften ergibt sich eine Verminderung um bis zu 95%. Die Simulationsergebnisse decken sich gut mit Literaturwerten. So gibt Real (Real, 1998) für Atrazin den PSM-Rückhalt bei einem Randstreifen von 6m Breite mit 60% bis hin zu 94% bei einem Randstreifen von

20m Breite an. Klöppel (Klöppel, 1997) kommt für Isoproturon zu ähnlichen Ergebnissen (5m – 50%, 20m – 94%).

4. Anwendungsmöglichkeiten

Im folgenden soll beispielhaft die Simulation des PSM-Eintragsrisikos für das Braunschweiger Umland dargestellt werden. Das Gebiet erstreckt sich über 65x85 Kilometer (Gauss-Krueger 3573-3637, 5765-5850). Lehmige Böden bestimmen den eher hügeligen südlichen Bereich, während im nördlichen, eher flachen Bereich Sandböden dominieren. Landwirtschaft und Wald/Forst stellen die hauptsächliche Landnutzungsform dar. Die südliche Region wird durch große Flächen landwirtschaftlicher Nutzung sowie durch einige größere aber insgesamt eher wenige Waldflächen bestimmt. Im Norden wechseln landwirtschaftliche Nutzung und relativ zahlreiche aber kleinere Waldflächen ab.

Analog zu oben beschriebenem Verfahren wurde für 214 Probestellen des Niedersächsischen Landesverbandes für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK) das PSM-Eintragsrisiko simuliert und mit Hilfe eines GIS als Risikokarte für 5m und 20m Randstreifenbreite dargestellt (Abb. 3a+b). Die verwendete Datengrundlage ist in Tab. 3 dargestellt.

Daten	Quelle	Umfang	Zeitraum	Auflösung	Format
Landnutzung	LGN	BS-Umland	1999	1:25.000	Digital
Boden	NLFB	BS-Umland	1999	1:50.000	Digital
Niederschlag	DWD	BS-Umland	1985-1999	Täglich [mm]	Digital
Gewässer	LGN	BS-Umland	1999	1:25.000	Digital
Probestellen	NLWK	214 Stellen	1985-1999	-	Digital

Tab. 2 – Datengrundlage PSM-Risikokarten.

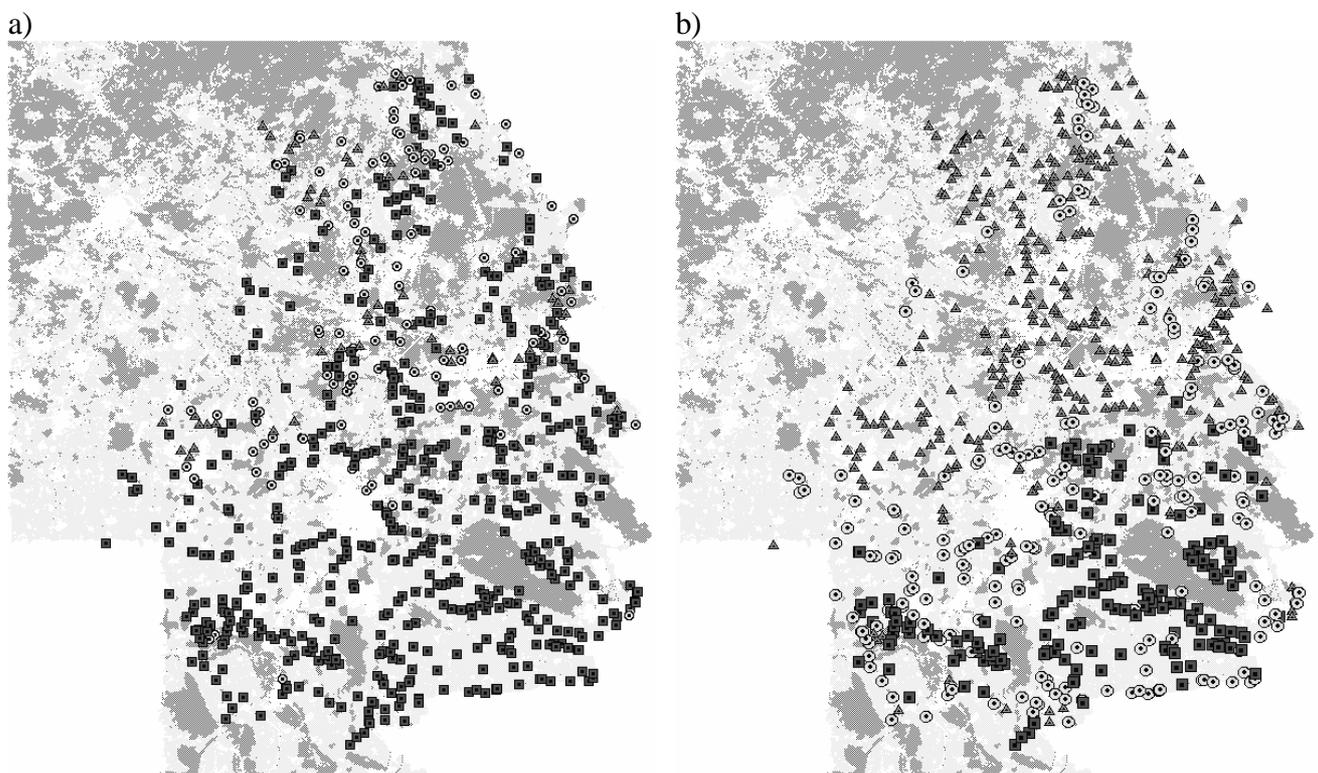


Abb. 3 – PSM-Risikokarte a) Randstreifen=5m b) Randstreifen=20m. Legende: Dunkelgrau=Wald/Forst, Hellgrau=landwirtschaftl. Nutzung, Weiß=Sonstige

Nutzung, Dreieck=geringes Eintragsrisiko, Kreis=mittleres Eintragsrisiko, Quadrat=hohes Eintragsrisiko.

5. Fazit und Ausblick

Die Variation einzelner Eingangsparameter, wie am Beispiel der Randstreifenbreite dargestellt, ermöglicht eine qualitative Abschätzung der Auswirkung einzelner Faktoren auf das PSM-Eintragsrisiko. PSM-Risikokarten können ein hilfreiches Werkzeug für die Planung von Maßnahmen darstellen. Nach Art einer „Was-wäre-wenn“-Analyse ergibt sich die Möglichkeit, verschiedene Maßnahmen am Bildschirm zu simulieren und die jeweiligen Effekte im Landschaftsmaßstab abzuschätzen.

6. Literatur

- Klöppel, H., Kördel, W., Stein, B.: „Herbicide transport by runoff and herbicide retention in a filter strip...“, Chemosphere Vol. 35, pp. 129-141 (1997)
- Lutz, W. 1984: „Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen“. Mittlg. Inst. Hydrologie Wasserwirtschaft, Univ. Karlsruhe, Heft 24
- Maniak, U. 1992: „Regionalisierung von Parametern für Hochwasserabflußganglinien“. In: Regionalisierung der Hydrologie (H.B. Kleeberg), DFG, Mittlg. Senatskomm. für Wasserf. 11, S. 325-332
- OECD. 2000: “Report of the OECD Pesticide Aquatic Risk Indicators Expert Group“, 2000
<http://www.oecd.org/pdf/M00027000/M00027912.pdf>,
<http://www.oecd.org/pdf/M00027000/M00027917.pdf>
- Real, M.(1998): “Buffer strips for the reduction of the pesticide load in surface runoff water”, Tagungsunterlagen, Isoproturon: Recent Advances in Environmental Research, Bonn 20.-21.04.1998

Danksagung

... für Mitarbeit, Daten und Förderung an:

Norbert Berenzen, TU-Braunschweig, Annette Lentzen-Godding, TU-Braunschweig, Ralf Schulz, TU-Braunschweig, Jörn Wogram, TU-Braunschweig, AG Limnologie & Ökotoxikologie, TU-Braunschweig, Matthias Liess, UFZ Leipzig, Peter von der Ohe, UFZ Leipzig, Dr. Volkhart Herbst, NLÖ, Dr. Helga Faasch, NLWK Braunschweig, Dr. Manfred Siebert, NLWK Verden, bmb+f Projekt - Förderkennzeichen 0339804

3.5 Erstellung von Gütekarten mit Beispielen (Arbeitsanweisung)

Annette Lentzen-Godding

TU-Braunschweig, Zoologisches Institut, Limnologie und Ökotoxikologie

1. Einleitung und Datengrundlage

Das Ziel ökotoxikologische Risikoabschätzungen von Pflanzenschutzmitteleinträgen in Gewässer auf großer Maßstabsebene durchzuführen, wurde durch die Verwendung eines Geoinformationssystems realisiert.

Große Mengen an raumbezogenen Daten aus unterschiedlichen thematischen Bereichen können hier zum einen zentral verwaltet, bearbeitet, analysiert und bewertet, und zum anderen auch visualisiert werden. Die Darstellung des modellierten Abtragsgefährdungspotentiales von Ackerflächen, die an Gewässer grenzen, als Eintragsrisiko- oder Gütekarten erleichtert die gezielte Planung und Durchführung von Maßnahmen zur Eintragsminimierung. Die Erstellung dieser Karten im GIS soll daher im Folgenden näher erläutert werden.

Als Datengrundlage dienten die in Tabelle 1 aufgeführten Geobasisdaten. Die von der LGN erhobenen ATKIS-Daten gewährleisten aufgrund ihres Ausgangsmaßstabes von 1: 5 000, eine Lagegenauigkeit von +- 3m, und werden daher für alle anderen, in die Modellierung eingehenden und zu bearbeitenden Daten als geometrische und georeferentielle Ausgangsbasis verwendet.

Tabelle 1: **Der Simulation zugrundeliegende digitale und analoge Daten**

ATKIS	Basis DLM 25 Digitales Landschaftsmodell (1.Realisierungsstufe) (Gewässer, Vegetation) Topographische Karte 1: 25 000 (Hangneigung)
NIBIS	BÜK50-Bodenübersichtskarte 1:50 000 (Bodenart des Oberbodens Humusgehalt, Hangneigung)
DWD:	Tagesniederschlag an den im Untersuchungsgebiet liegenden Wetterstationen aus den Jahren 1998-2000
NLWK	Makroinvertebratenerfassung im Regierungsbezirk Braunschweig
Landwirtschaftskammer Hannover	Pflanzenschutzhinweise (Applikationsstoff, Applikationsmenge, Anwendungszeitpunkt)

2. Bearbeitung der in die Modellierung eingehenden Geobasisdaten im GIS

Die räumliche Analyse der aus den unterschiedlichsten thematischen Bereichen stammenden Basisdaten im GIS wird durch die Kopplung/ Verknüpfung aller Datenebenen mittels der Flächenverschneidung erreicht. Die große Datenmenge der einzelnen Datenebenen machte aber eine Datenbereinigung und -bearbeitung im Vorfeld der räumlichen Analyse unumgänglich, auf die kurz eingegangen werden soll.

Datenebene Boden

- Import der Daten ins GIS und Verbinden der Kartiereinheiten mit der Geometrie
 - Zusammenfügen der einzelnen Kartenblätter zu einem Bodenthema mittels Themenzusammenführung
 - Selektion der importierten Daten der BÜK 50 auf die Datensätze, die sich auf den Oberboden der erfassten Profile beziehen mittels logischer Abfrage
 - Ableitung einiger für die Berechnung notwendiger Parameter aus den Horizontdaten mittels logischer Abfragen und Hinzufügen dieser Parameter an die Datenebene:
- ➔ abgeleitete Faktoren für die Simulation: Hangneigungsfaktor; organischer Kohlenstoffgehalt, Zusammenfassung der Bodenarten in sandige oder lehmige Substrate

Datenebene Niederschlag

- die vom Deutschen Wetterdienst im dBASE-Format gelieferten täglichen Niederschlagsdaten eines Jahres wurden auf den jeweilig zu untersuchenden Anwendungsmonat der Pflanzenschutzmittel eines ausgewählten Jahres mittels logischer Abfragen selektiert
- Auswahl der Niederschlagsereignisse, die im Zeitraum der Anwendung des Pflanzenschutzmittels zu Oberflächenabfluss führen können ($\geq 6\text{mm}$) mittels logischer Abfrage und Berechnung der mittleren Niederschlagsmenge in diesem Zeitraum für jede Station im Untersuchungsgebiet
- Interpolation der punktuell vorliegenden Niederschlagsdaten; nach einem vorgegebenen Interpolationsalgorithmus wird ein Rasterthema für alle Positionen, die zwischen den Punkten des Punktthemas liegen, berechnet

Datenebene Vegetation

- Zusammenfügen der das Untersuchungsgebiet abdeckenden Datenblätter (Themen) zu einem Vegetationsthema
- Selektion auf die Objektart „Ackerland“, da nur die Ackerstandorte in die Berechnung eingehen

3. Analysetechniken

Datenverschneidung zur Ermittlung des Abtragspotentials einzelner Ackerflächen durch Oberflächenabfluss (Abtragsgefährdungskarten)

Die räumliche Analyse der den Abtrag des jeweiligen Ackerstandortes bestimmenden Einflussgrößen, wie z.B. Bodenart des Oberbodens, Hangneigung, Niederschlagsmenge, applizierte Wirkstoffmenge usw. erfordert nun die Verknüpfung all dieser Informationen mittels Flächenverschneidung.

Zunächst wurde das bearbeitete Bodenthema mit dem selektierten Vegetationsthema „Ackerland“ verschnitten. Anschließend wird dieses Boden-Vegetationsthema mit dem interpolierten Niederschlagsthema verschnitten. Das Ausgabethema enthält nun alle Attributdaten der drei Eingangsthemen und damit alle Geodaten, die für die Simulation der PSM-Einträge benötigt werden.

Mittels logischer - oder raumbezogener Abfragen werden nun die für die Berechnung der Simulation schon vorliegenden Informationen um Pflanzenschutzmittel spezifische Parameter wie den $Dt_{50_{soil}}$ Wert, K_{oc} -Gehalt, Applikationsmenge und den Fruchtfaktor, sowie um die Runoffmenge (nach LUTZ und MANIAK) , den Interzeptions- und den Randstreifenfaktor ergänzt. Alle Berechnungsschritte der Simulationsformel können nun im GIS vorgenommen werden. Als Ergebnis kann eine Karte ausgegeben werden, auf der für jede Ackerfläche der prozentuale Gehalt der im Runoff in gelöster Form vorliegenden Pflanzenschutzmittelmenge dargestellt ist (Abbildung 1 und Abbildung 2).

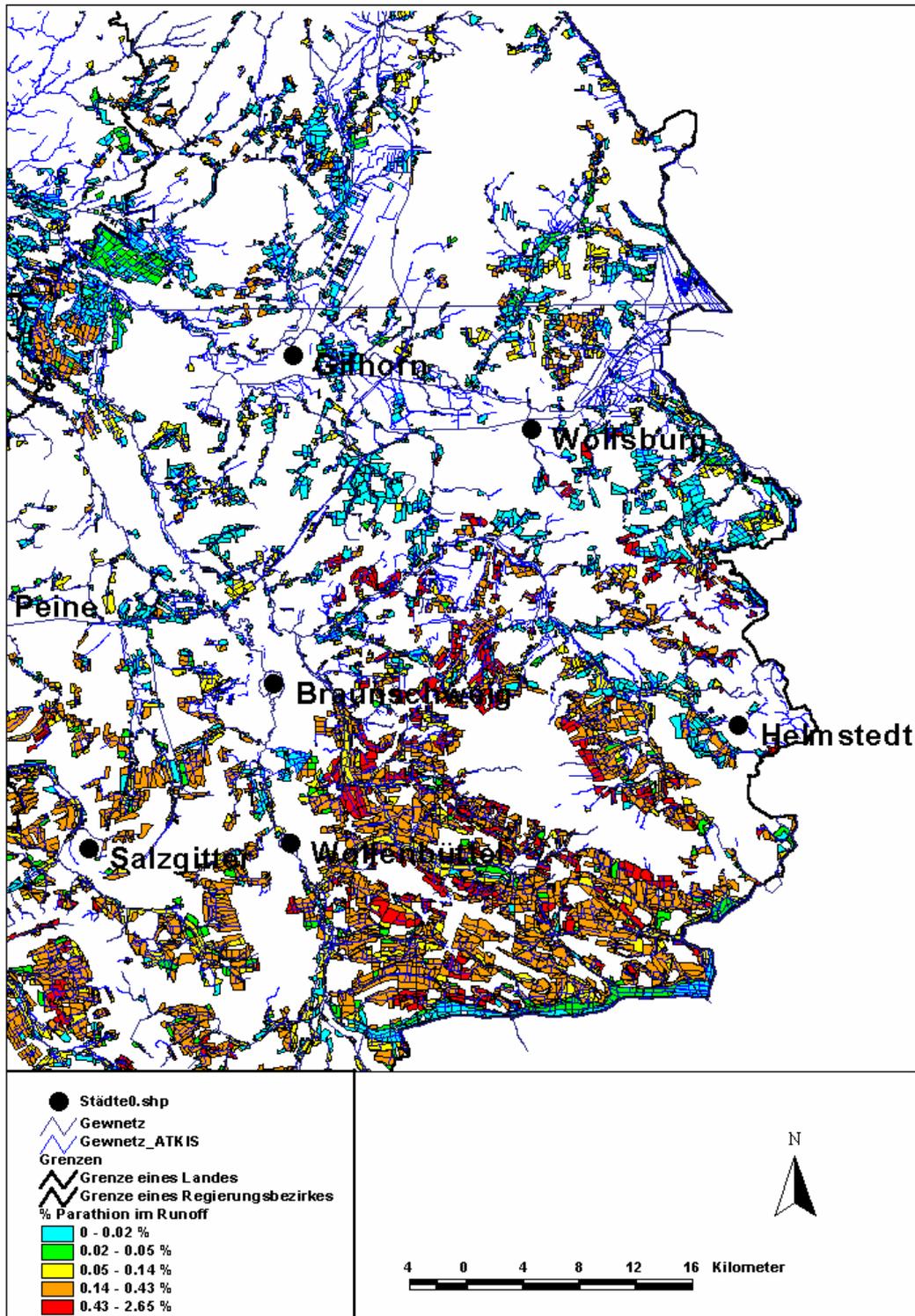


Abb. 1: Simulierter Pflanzenschutzmittelaustrag von Ackerflächen (% der Aufwandmenge Parathion-ethyl) für den Großraum Braunschweig, Niedersachsen, nach einem Starkregenereignis von 10 mm im Mai (Getreide)

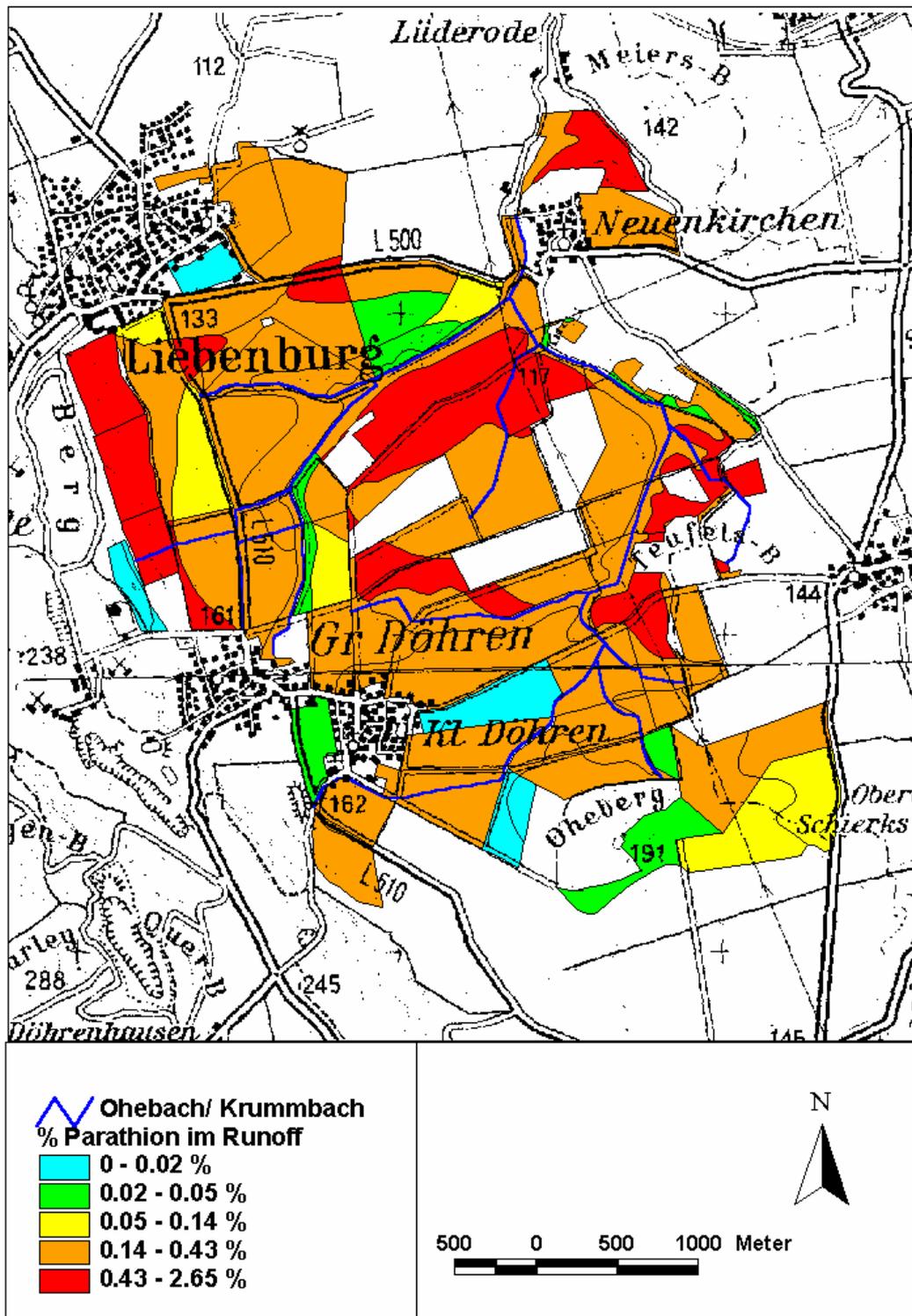


Abb. 2: Simulierter Pflanzenschutzmittelaustrag von Ackerflächen (% der Aufwandmenge Parathion-ethyl) am Beispiel des Ohebach-Krummbach-Gebietes südlich von Braunschweig, Niedersachsen, nach einem Starkregenereignis von 10 mm im Mai (Getreide)

Pufferung des Gewässerthemas zur Ermittlung der Wirkstoffkonzentration im Gewässer (Gewässergütekarten)

Um Pflanzenschutzmittelkonzentrationen im Gewässer zu simulieren, müssen regionalisierte Annahmen zum eintragsrelevanten Einzugsgebiet, zur Dauer des betrachteten Regenereignisses und zum Verdünnungseffekt durch den Abfluss des betrachteten Gewässers getroffen werden.

Für Gewässer im Großraum Braunschweig liegen umfangreiche Informationen vor, aus denen sich folgende Annahmen für die Berechnung der PSM-Konzentration an einer bestimmten Probestelle ableiten lassen.

Die Größe des eintragsrelevanten Einzugsgebiet wurde aus Literaturangaben zu Gewässern ähnlicher Größe im Untersuchungsgebiet abgeleitet (Liess et al. 1999; Walther, 1980). Als Einzugsgebiet wurde das von der Probestelle 1 km flussaufwärts und 50m links und rechts des Gewässers liegende Umland definiert.

Als mittlere Dauer eines Starkregenereignisses wurde für die Berechnungen der Wert 3600s verwandt, die aus Literaturangaben zu Gewässern ähnlicher Größe im Untersuchungsgebiet abgeleitet (Liess et al. 1999; Walther, 1980) wurde.

Der Abfluss während Starkregenereignissen ergibt sich für die Untersuchungsgewässer aus dem Maximalabfluss.

Um zu berechnen wie hoch die Pestizidkonzentration an einer bestimmten Probestelle ist, wird zunächst mit der veränderten "simplified formula for indirect loadings caused by runoff" berechnet, wie viel Prozent der applizierten Menge im Runoff zu finden ist. Die applizierte Menge berechnet sich aus der Summe der Einzelmengen, die auf Ackerflächen in dem definierten Einzugsgebiet (Abb.3) ausgebracht wurden.

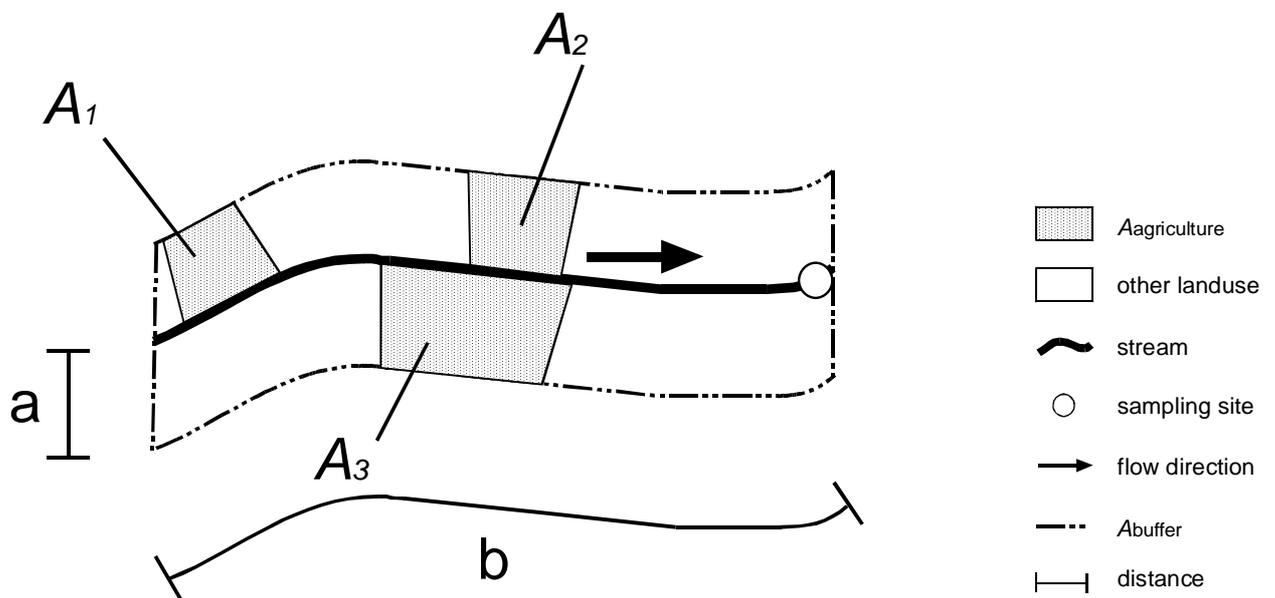


Abb. 3: Ackerflächen im eintragsrelevanten Einzugsgebiet der Probestelle: $a = 50 \text{ m}$; $b = 1000 \text{ m}$; $A_1 + A_2 + A_3 + A_i = A_{\text{agriculture}}$

Für die Berechnung potentiell im Gewässer auftretender Wirkstoffkonzentrationen wird daher der sich im Runoff befindliche % Gehalt der applizierten Menge noch mit der Dauer des Starkregenereignisses und der Höhe des Abflusses während des Regenereignisses verrechnet.

Im GIS wurden die oben genannten Annahmen durch Pufferung des Gewässerthemas, durch Selektion der an das Gewässer angrenzenden Ackerflächen, durch die Verschneidung der selektierten Datenschicht mit dem Puffer und durch die Einbeziehung der Berechnungsfaktoren (Dauer Starkregenereignis, Abfluss des Gewässers) realisiert und wird im folgenden näher erläutert.

Die betrachteten Gewässer wurden in 1 km lange Gewässerabschnitte eingeteilt und jeder Abschnitt mit einer eindeutigen ID-Kennnummer versehen. Um dieses Gewässerthema wurde anschließend ein Puffer mit einer Distanz von 50m abgesetzt.

Die bereits durch Verschneidung erstellte Geodatschicht aller im Untersuchungsgebiet liegender Ackerflächen, wurde mittels raumbezogener Abfrage auf die Flächen selektiert, die sich in 50m Reichweite zum Gewässerthema befinden. Anschließend wurden diese Flächen mit dem Gewässerpuffer verschnitten, sodass nun die, für die Berechnung der Wirkstoffkonzentration im Gewässer notwendige Eingangsdatenmenge zur Verfügung steht. Für jeden 1 km langen Gewässerabschnitt kann nun die im Gewässer vorliegende PSM-Konzentration errechnet (siehe Abbildung 4) und als Gütekarte dargestellt werden.

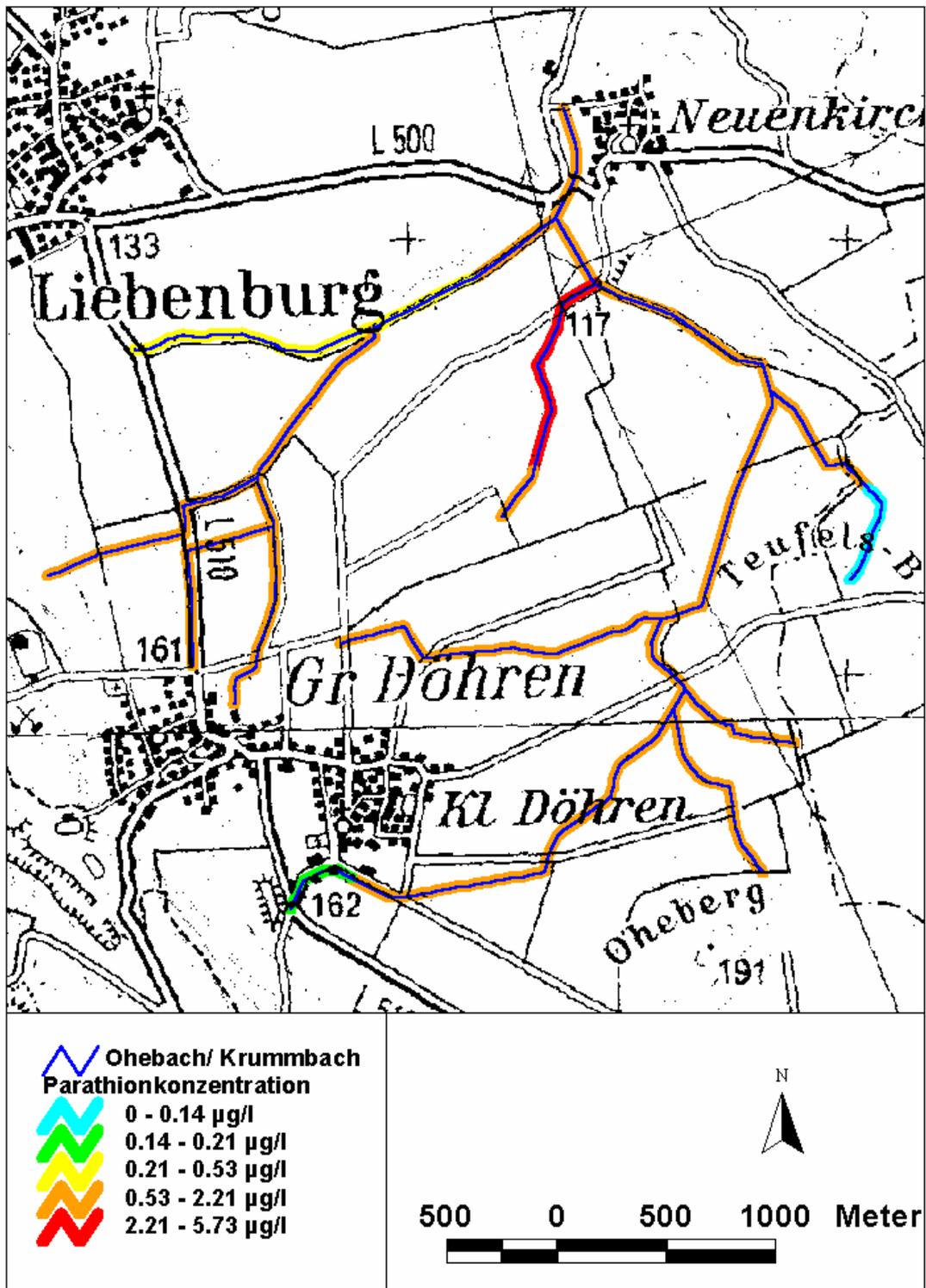


Abb. 4: Simulierte Parathion-ethyl- Konzentration ($\mu\text{g/l}$) am Beispiel des Ohebach- Krummbach- Gebietes südlich von Braunschweig, nach einem Starkregenereignis von 10 mm im Mai (Getreide)

4. Literatur

Maniak, U. (1992). *Regionalisierung von Parametern für Hochwasserganglinien*. In: *Regionalisierung der Hydrologie* (H.B. Kleeberg), DFG, Mittlg. Senatskomm. Für Wasserf. **11**, 325-332.

Liess M, Schulz R, Liess MH-D, Rother B, Kreuzig R. 1999. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Water Research* **33**, 239-247.

Lutz, W. (1984). *Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen*. Mittlg. Inst. Hydrologie Wasserwirtschaft, Univ. Karlsruhe.

Walther, W. (1980). Prozess des Stoffabtrages und der Stoffauswaschung während und nach Starkregen in ackerbaulich genutzten Gebieten - 2. Bericht: Stoffauswaschung. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, **21**, 65-74.

**Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in bezug auf
Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft**

BMBF-Förderkennzeichen: 0339804

Benutzerhandbuch

Stand 30.01.2003

- Endbericht Abschnitt 3.6 -



Technische Universität Braunschweig
Zoologisches Institut
AG Limnologie und Ökotoxikologie
Fasanenstr. 3
38092 Braunschweig
Tel. 0531-391-3156

Inhaltsverzeichnis

Kapitel 3.6 Handbuch

1 Einleitung	3.6 – 3
2 Grundlagen	3.6 – 4
3 Eingangsdaten erzeugen	3.6 – 6
4 Arbeiten mit dem PSM-Informationssystem	3.6 – 17
5 Anwendungsbeispiele	3.6 – 24
6 Datenformate	3.6 – 30
7 Installation	3.6 – 31
8 Technische Voraussetzungen	3.6 – 33
9 Literatur und Quellen	3.6 – 34

1. Einleitung

Im Rahmen des BMBF-Forschungsprojekts (Förderkennzeichen: 0339804) wurde ein GIS-gestütztes Informationssystem zur *Abschätzung potenzieller Risiken für PSM-Einträge in kleinere bis mittlere Fließgewässer im landwirtschaftlich geprägten Umfeld* entwickelt. Das System kann sowohl auf einzelne Stellen bzw. Flächen als auch im Landschaftsmaßstab angewendet werden.

Da die Gewässerbeprobung – insbesondere auf Landschaftsebene – einen erheblichen Zeit- und Kostenfaktor darstellen kann, wurden ausschließlich bereits erhobene und öffentlich verfügbare Daten verwendet.

Für die Bestimmung des PSM-Eintragsrisikos wurde die *Simplified formula for indirect loadings caused by runoff* (siehe auch Abschnitt 2.1) verwendet. Sie stellt eine Anpassung eines Teilmodells des von der OECD Pesticide Aquatic Risk Indicators Group (OECD 2000) vorgeschlagenen Modells REXTOX (**R**atio of **EX**posure to **TOX**icity) dar.

Die entwickelten Methoden und Verfahren sollten als möglichst einfach anwendbare PC-Software umgesetzt werden und so die Anwendung bei Behörden und Ingenieurbüros ermöglichen. Die Verwendung eines standardisierten Berechnungsverfahrens und öffentlich verfügbarer Daten soll ferner die Übertragbarkeit auf Gebiete mit ähnlicher Datenqualität erleichtern und den Anwendern einen möglichst einfachen Zugang zu den erforderlichen Daten ermöglichen.

Über dieses Dokument

Das vorliegende Benutzerhandbuch soll die Systemfunktionen erläutern sowie beispielhaft die Verwendung des PSM-Simulators darstellen. Es richtet sich an Benutzer, die bereits über Erfahrungen im Umgang mit ArcView® verfügen.

Neben den Grundlagen der Simulation wird die Datenaufbereitung per GIS, die eigentliche Simulation sowie die Darstellung der Ergebnisse als PSM-Risikokarten (wiederum per GIS) erläutert.

Weitere Informationen zur Datenaufbereitung per GIS finden Sie auch in der „Arbeitsanweisung zum Erstellen von Gütekarten“ (Endbericht, Abschnitt 3.5).

Für Informationen zu Tabellenstrukturen siehe auch die technische Dokumentation (Endbericht, Abschnitt 3.7).

Zur Installation sollte ggf. ein Systemadministrator bzw. EDV-Beauftragter hinzugezogen werden (dieses Dokument, Abschnitt 0).

2. Grundlagen

Systemüberblick

Im folgenden soll ein grober Überblick über die Struktur des PSM-Informationssystems gegeben werden. Das System besteht im wesentlichen aus den Komponenten **GIS-Data-Provider**, **Szenario-Editor** sowie dem eigentlichen **Simulator** (Abb. 1).

Vor der Anwendung des Systems müssen die **erforderlichen Umlanddaten** für das Untersuchungsgebiet, wie z.B. Bodentyp, Gefälle, Niederschlagsmenge, Landnutzungsformen, PSM (Stoff, Menge und Eigenschaften), beschafft und für die Nutzung durch ein Geo-Informationssystem (GIS) aufbereitet werden (siehe 0). Im Rahmen des Forschungsprojekts wurde das GIS ArcView® 3.2 (ESRI, Redlands, CA, USA) verwendet.

Nachdem die Rohdaten in das GIS importiert wurden, kombiniert (verschneidet) das **GIS-Data-Provider-Modul** die einzelnen Informationsebenen zu einer resultierenden Ebene. Diese enthält die für die Simulation relevanten Eingangsparameter. Die Ausgabedaten des GIS-Data-Providers können direkt vom Simulator-Modul importiert werden.

Das **PSM-Simulator-Modul** berechnet, basierend auf einem OECD-Modell, das PSM-Eintragsrisiko. Die Berechnung kann über benutzerdefinierbare Standard-Szenarien konfiguriert werden. So wird z.B. die Pflanzen-Interzeption in Abhängigkeit von Datum und Anbaufrucht anhand einer hinterlegten Szenario-Tabelle bestimmt.

Mit Hilfe des **Szenario-Editors** können benutzerdefinierte Szenarien für landwirtschaftliche Flächen erstellt werden. Verschiedene Parameter, wie z.B. Interzeption, Niederschlagsmenge, Randstreifenbreite und Gefälle, können vom Benutzer angepasst und zur Simulation verwendet werden.

Die **Simulationsergebnisse** werden vom Simulator in Form von Standard-Tabellen (dBASE®) exportiert und können anschließend zur Analyse des Einflusses einzelner Parameter (Excel®, SPSS®) sowie zur Darstellung von PSM-Risikokarten (GIS) verwendet werden (Abb. 1).

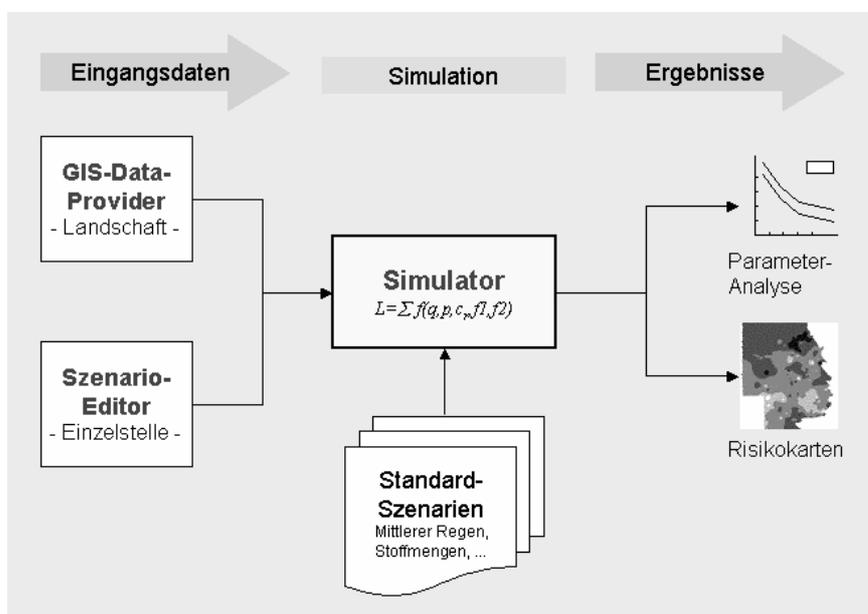


Abb. 1: PSM-Informationssystem: Systemüberblick.

Simulationsverfahren

Die Simulation des PSM-Eintragsrisikos erfolgt durch ein mit $L_{\%runoff}$ bezeichnetes Teilmodell des von der OECD (OECD 2000) vorgeschlagenen Modells **REXTOX** (**R**atio of **E**xposure to **T**OXicity).

Das hier verwendete OECD-Modell stellt eine Spezialisierung der von Lutz (Lutz 1984) und Maniak (Maniak 1992) vorgeschlagenen Verfahren zur Berechnung des Runoff-Volumens in Abhängigkeit vom Niederschlag dar.

$L_{\%runoff}$ bezeichnet dabei den prozentualen Anteil von PSM, der über den Oberflächenabfluss (Runoff) ins Gewässer eingetragen wird. Dieser ist abhängig vom Runoff-Volumen im Verhältnis zur Regenmenge, dem Gefälle, der Breite des Randstreifens sowie weiteren, stoffspezifischen Eigenschaften (Formel 1).

$$L_{\%runoff} = \left(\frac{Q}{P} \right) * Cr_{soil_surface} * f1_{slope} * f2_{bufferzone} * 100$$

Formel 1 – Berechnung des prozentualen PSM-Verlusts durch Runoff nach (OECD 2000).

$L_{\%runoff}$ = Percentage of application dose available in runoff-water as dissolved substance

Q = Runoff amount [mm] according the model of Lutz and Maniak (1984, 1992)

P = Precipitation amount [mm]

DT_{50soil} = Half-life time of in soil

$$Cr_{soilsurface} = e^{\left(\frac{-3 * \ln(2)}{DT_{50soil}} \right)} * \left(\frac{1}{(1 + K_d)} \right) * (1 - plantinterception/100)$$

$$K_d = (K_{oc} * \%OC) / 100$$

$$f1_{slope} = 0.02153 * slope + 0,001423 * slope^2 \quad ; \text{if slope} < 20\%$$

$$f1_{slope} = 1 \quad ; \text{if slope} \geq 20\%$$

$$f2_{bufferzone} = 0,83^{buffer-width}$$

3. Eingangsdaten erzeugen

Nachfolgend wird beschrieben, welche Schritte erforderlich sind, um ein GIS-Projekt in ArcView® anzulegen, mit dessen Hilfe eine zum Simulator kompatible Eingabetabelle erzeugt werden kann. Es wird davon ausgegangen, dass alle Dateien bereits im Shape-Format vorliegen.

Geo-Informationssystem und GIS-Data-Provider

ArcView® starten

Starten Sie zunächst ArcView. Sie finden das Programm normalerweise im Startmenü unter „Programme\ESRI\ArcView GIS“.

Projekt und View anlegen

Wählen Sie im angezeigten Dialog unter „Neues Projekt erstellen“ die Option „mit einem neuen View“ und bestätigen Sie mit „OK“.



ArcView® legt ein neues Fenster (View) an und fragt, ob Sie Daten (Themen) hinzufügen möchten. Bestätigen Sie mit „Ja“.

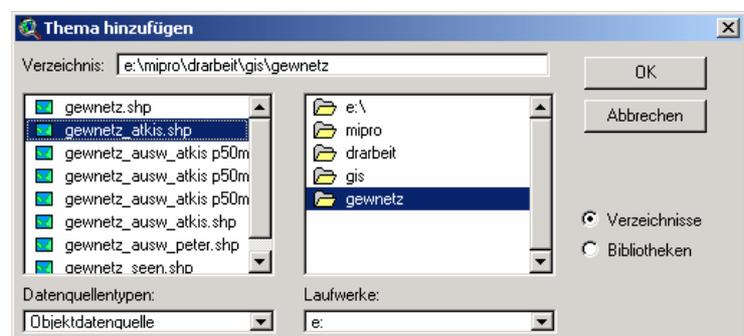


Themen importieren

Der Dialog „Thema hinzufügen“ wird angezeigt. Wählen Sie jetzt das Laufwerk bzw. das Unterverzeichnis, in dem sich die Dateien befinden.

Hinweis:

Um Shape-Themen anzuzeigen, muss „Datenquellentypen“ auf „Objektdatenquelle“ eingestellt werden.



Fügen Sie Ihrem Projekt jetzt folgende Themen hinzu (diese müssen Sie zuvor für das zu bearbeitende Gebiet erworben/vorbereitet haben):

- Probestellen
- Gewässernetz
- Landnutzung
- Bodentypen
- Niederschlag

Der Prototyp des Informationssystems wurde an die den Daten folgender Institutionen angepasst:

Daten	Quelle	Umfang	Zeitraum	Auflösung	Format
Probestellen	NLWK	214 Stellen	1985-1999	-	Digital
Gewässer	LGN	BS-Umland	1999	1:25.000	Digital
Landnutzung	LGN	BS-Umland	1999	1:25.000	Digital
Boden	NLFB	BS-Umland	1999	1:50.000	Digital
Niederschlag	DWD	BS-Umland	1985-1999	Täglich [mm]	Digital

Tab. Eingangsdaten.

Abkürzungen:

DWD Deutscher Wetterdienst
Internet: <http://www.dwd.de/>

LGN Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen („ATKIS“-Daten)
Internet: <http://www.lgn.de/>

NLFB Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Internet: <http://www.nlfb.de/>

NLWK Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz
Internet: <http://www.nlwk.de>

Hinweis: Stellen Sie sicher, dass die Feld-Typen und Namen der verwendeten Daten mit denen der Importschnittstelle des Simulators übereinstimmen. Zur Importschnittstelle siehe auch die technische Dokumentation (Endbericht, Abschnitt 3.7.).

Datenformate und Bezeichnungen der verwendeten Daten

Folgende Shapes bzw. Felder werden vom „GIS-Data-Provider“ vorausgesetzt:

Probestellen-Shape

Feldname	Typ	Beschreibung	Bemerkung
MESSTNR	Text	Offizielle NLWK-Nummer	z.B. {48282706, ...}
NAME	Text	Messtellename	z.B. {Hagenriede, ...}
INT_BEZ	Text	Interner (Stawa-) Name/Nr.	z.B. {CE001, 191a, ...}
RECHTSWERT	Numerisch	Rechtswert	Gauss-Krüger RW
T			
HOCHWERT	Numerisch	Hochwert	Gauss-Krüger HW

Regen-Shape

Feldname	Typ	Beschreibung	Bemerkung
GRIDCODE	Numerisch	Regenwert [mm]	Durschn. >= 6mm

Boden-Shape

Feldname	Typ	Beschreibung	Bemerkung
HNBOD	Text	Bodenart (NLFB)	{Vn,Vb,Vbn, ...}
BOATYP	Text	Bodenart (NLFB)	{Gt, Ls, ...}
NEIG	Text	Neigungsklasse (NLFB)	{N0...N6}
HUMUS	Text	Humus (NLFB)	{h1...h6, H}

Nutzungs-Shape

Feldname	Typ	Beschreibung	Bemerkung
OBJART	Text	Art der Landnutzung (ATKIS)	{Ackerland, Wald Forst, ...}

Gesamt-Shape

Das Ergebnisthema, welches alle verschnittenen Einzelthemen enthält, muss um folgende Felder ergänzt werden:

Feldname	Typ	Beschreibung	Bemerkung
AREA	Numerisch	Fläche [m ²] der Teilfläche	Neu berechnen nach Verschneidung mit Skript „Berechne_Area“ !

Hinweise: Den Quellcode des GIS-Data-Provider finden Sie in der technischen Dokumentation (Dokument IS_TEC.DOC).

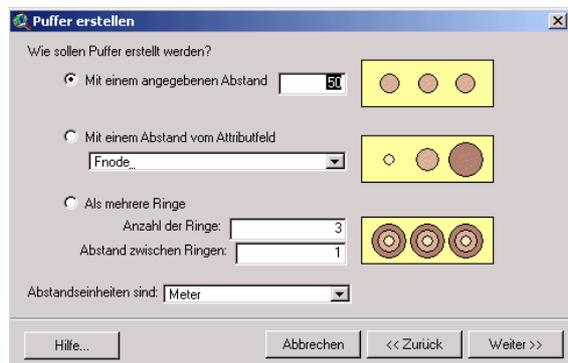
Puffer anlegen

Nachfolgend werden die Einzugsgebiets-Puffer für das Gewässer- sowie das Probestellen-Thema erstellt. Wählen Sie dazu den Menü-Befehl „Thema|Puffer erstellen“.

1. Wählen Sie zunächst das Gewässertema aus.



2. Als Abstand kann ein Streifen von 50m Breite beidseitig des Gewässerverlaufs gewählt werden.



3. Im dritten Dialog wählen Sie die Option „in einem neuen Thema“. Vergeben Sie zusätzlich einen Namen, wie z.B. „Gewaesser_Puffer.shp“.



4. Über die Schaltfläche „Fertigstellen“ wird der neue Puffer erzeugt.

Verfahren Sie analog für das Probestellen-Thema. Wählen Sie hier jedoch den Abstand des Umlandpuffers mit 1000m (bzw. 500m).

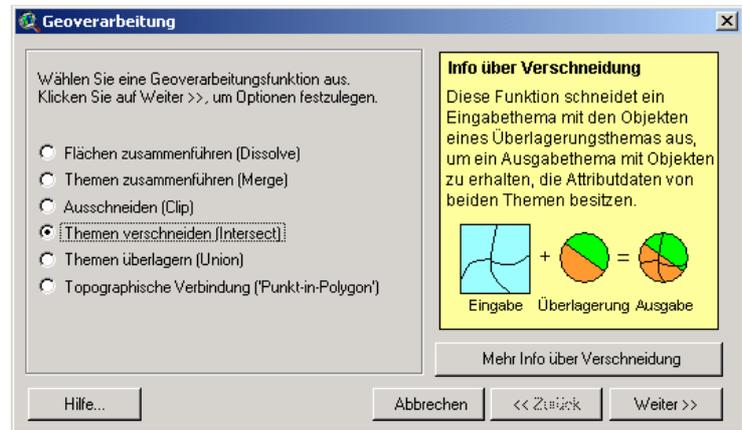
Hinweis: Die Abstände von 50m für den Gewässerpuffer bzw. 1000m für den Probestellenpuffer können variiert werden, um z.B. die Auswirkung des näheren oder weiteren Umlands zu ermitteln.

Themen verschneiden

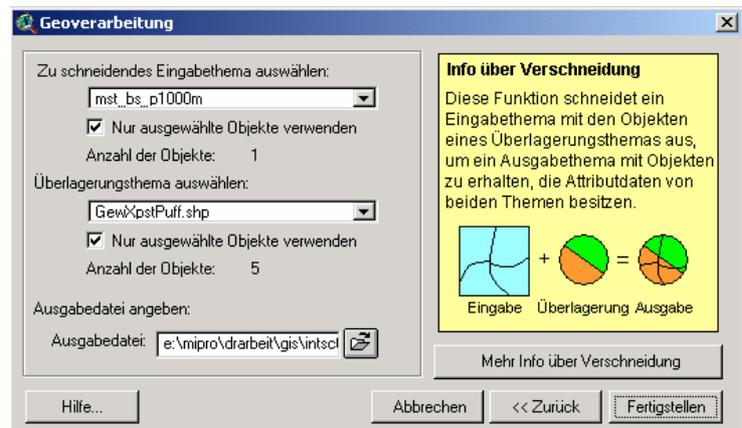
Nach dem Anlegen der Puffer für die Gewässer- und Probestellen-Themen liegen Ihnen nun alle Informationen in der benötigten Form vor. Im nächsten Schritt werden alle Einzelthemen zu einem Ergebnisthema verschneiden.

Öffnen Sie zunächst über den Menübefehl „View|Assistent zur Geoverarbeitung“ den Assistenten zur Geo-Verarbeitung.

Hinweis: Um den Assistenten für Geo-Verarbeitung verwenden zu können, muss dieser unter „Datei|Erweiterungen...“ zunächst als GIS-Erweiterung angemeldet werden.



Wählen Sie „Themen verschneiden (Intersect)“ und klicken Sie auf „weiter >>“. Sie werden zur Auswahl der zu verschneidenden Themen aufgefordert:



Geben Sie unter „Ausgabedatei“ einen Namen für das resultierende Thema an und klicken Sie auf „Fertigstellen“.

Folgende Themen müssen schrittweise verschnitten werden:

- Probestellenpuffer
- Gewässerpuffer
- Regen
- Boden
- Nutzung

Dabei wird immer das Verschneidungsergebnis zweier Themen mit dem nächsten verschnitten:

Probestellenpuffer × Gewässerpuffer → (PstPuffer × GewPuffer)
 × Regen → (PstPuffer × GewPuffer × Regen)
 × Boden → (PstPuffer × GewPuffer × Regen × Boden)
 × Nutzung → (PstPuffer × GewPuffer × Regen × Boden × Nutzung)

Erläuterung: „×“ = Verschneidung / „(1 × 2)“ = Thema 1 verschnitten mit Thema 2 zu Gesamtthema.

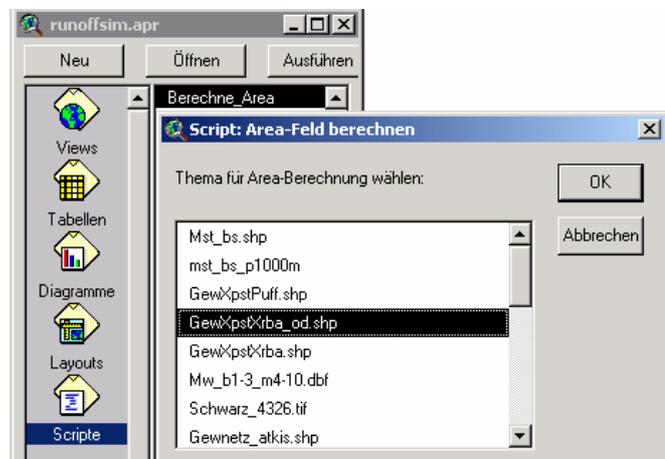
Nach dem Verschneidungsprozess finden Sie in Ihrem Projekt ein neues Thema, welches alle Informationen der zuvor verschnittenen Themen enthält.

Hinweis: Bitte stellen Sie sicher, dass die Feld-Typen und Namen der verwendeten Daten mit denen der Importschnittstelle des Simulators übereinstimmen. Zur Importschnittstelle siehe auch die technische Dokumentation (Endbericht, Abschnitt 3.7).

Flächengröße neu berechnen

Um korrekte Simulationsergebnisse zu erhalten, müssen die Flächengrößen der Teilflächen des Ergebnisthemas neu berechnet werden. Sie können dazu das mitgelieferte Skript „Berechne_Area“ verwenden.

1. Wählen Sie im Projektfenster „Scripte“ und hier das Skript „Berechne_Area“.
2. Klicken Sie anschließend auf die Schaltfläche „Ausführen“:

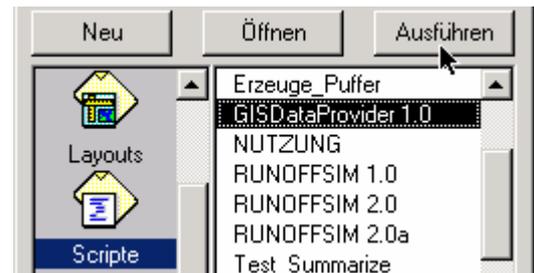


3. Wählen Sie im Auswahlfenster des Skripts das von Ihnen erzeugte Thema mit den Informationen aller Themen (im Beispiel GewXPstXRBA.shp) und klicken Sie auf „OK“. Die Flächen werden daraufhin neu berechnet.

GIS-Data-Provider starten

Mit Hilfe des GIS-Data-Providers werden die für die Simulation benötigten Daten aus dem Gesamt-Thema extrahiert und in eine Tabelle exportiert, die vom Simulator-Modul importiert werden kann.

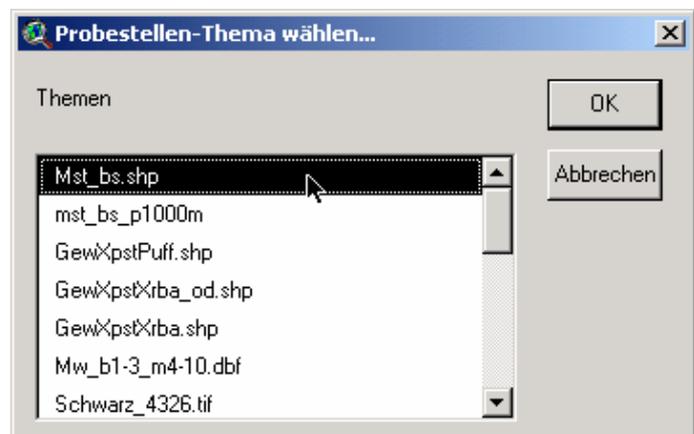
1. Wählen Sie im Projektfenster „Scripte“ und hier das Skript „GISDataProvider“.



2. Wählen Sie in der daraufhin angezeigten Auswahlliste nacheinander die Themen:

- Probestellen
- Probestellen-Puffer
- (Gewässer-Puffer × Probestellen-Puffer)
- (Gewässer-Puffer × Probestellen-Puffer × Regen × Boden × Nutzung)

Erläuterung: „(1 × 2)“ bedeutet Thema 1 verschnitten mit Thema 2 zu Gesamthema.



Anschließend wird die Berechnung durchgeführt.

PstNr=77 von 771 / MSTNR=48182010

3. Nachdem die Berechnung beendet ist, finden Sie die Ergebnistabelle im Verzeichnis „C:\Temp“ unter dem Namen „gis_data.dbf“.

gis_data	MESSTNR	INT_Bf	DATUM	UHRZE	RW	HW	AREA	OBJART	NEIG	HNBO
1	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	12,15	Ackerland	N1	mSts
2	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	103,38	Ackerland	N0	Slu
3	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	219,64	Ackerland	N0	Sl3
4	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	462,79	Ackerland	N1	mSts
5	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	473,82	Ackerland	N0	Sl3
6	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	765,53	Ackerland	N2	Lt2
7	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	843,16	Ackerland	N1	mSts
8	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	2.840,53	Ackerland	N0	Sl3
9	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	3.486,85	Ackerland	N1	mSts
10	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	3.993,99	Ackerland	N0	Sl3
11	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	4.181,99	Ackerland	N0	Slu
12	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	4.826,79	Ackerland	N1	mSts
13	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	5.140,41	Ackerland	N0	Sl3
14	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	5.360,55	Ackerland	N0	Sl3
15	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	5.836,02	Ackerland	N0	Sl3
16	48282706	316	15.07.2000	09:00	3610181	5799317	6.053,78	Ackerland	N1	mSts

Die exportierte Tabelle liegt im dBASE-Format vor.

PSM-Informationen eingeben

Die vom GIS-Data-Provider erzeugte Ergebnistabelle enthält neben den Umlandinformationen bereits Felder für drei PSM-Wirkstoffe. In der aktuellen Version kann der Simulator bis zu 15 Wirkstoffe berücksichtigen. Um die PSM-Werte für die Simulation einzutragen können Sie wie folgt vorgehen:

1. Öffnen Sie die Ergebnistabelle mit einem geeigneten Programm, wie z.B. dBASE für Windows® oder Excel®.
2. Geben Sie in das Feld P1_NAME den Namen des ersten Wirkstoffs ein.

P1_NAME	P1_MENGE	P1_D	P1_KOC	P2_NAME
Ethofumesat	0,00	3,00	0,00	Azoxystrobin
Ethofumesat	0,00	3,00	0,00	Azoxystrobin
Ethofumesat	0,00	3,00	0,00	Azoxystrobin

Die Felder enthalten folgende Daten:

P1_Name Name des ersten Wirkstoffs
 P1_Menge Anwendungsmenge des ersten Wirkstoffs [g/m²]
 P1_D Zeitdauer zwischen Anwendung und Regenereignis [d]
 P1_KOC KOC-Wert des Wirkstoffs

... ...

P15_Name Name des 15. Wirkstoffs

Hinweis: (1) Die Namen der verwendeten Wirkstoffe müssen mit der Wirkstoffliste in der Tabelle „sc_psm.dbf“ übereinstimmen

(2) Das Feld „KOC“ muss nicht ausgefüllt werden, die Daten werden vom Simulator aus der Tabelle „sc_psm.dbf“ bezogen.

Die Tabelle „sc_psm.dbf“ enthält momentan folgende Wirkstoffe (diese können über geeignete Programme frei verändert werden):

sc_psm	SCENARIO	SUBSTANZ	GRUPPE	KOC	DT50
1	01 - Standard	Epoxiconazol	f	442,00	310,00
2	01 - Standard	Ethofumesat	h	182,00	62,50
3	01 - Standard	Isoproturon	h	140,00	34,00
4	01 - Standard	Azoxystrobin	f	143,00	17,50
5	01 - Standard	Chloridazon	h	30,00	35,00
6	01 - Standard	Lindan	i	1.100,00	0,99
7	01 - Standard	Metamitron	h	19,00	12,00
8	01 - Standard	Parathion	i	705,00	16,00
9	01 - Standard	Tebuconazol	f	603,00	200,00
10	01 - Standard	Kresoxim-Methyl	f	421,00	1,75
11	01 - Standard	Pendimethalin	h	5.000,00	0,98
12	01 - Standard	Metribuzin	h	60,00	40,00
13	01 - Standard	Fenpropimorph	f	804,00	54,00
15	01 - Standard	Bifenox	h	1.572,00	16,50
16	01 - Standard	Propiconazol	f	568,00	0,99

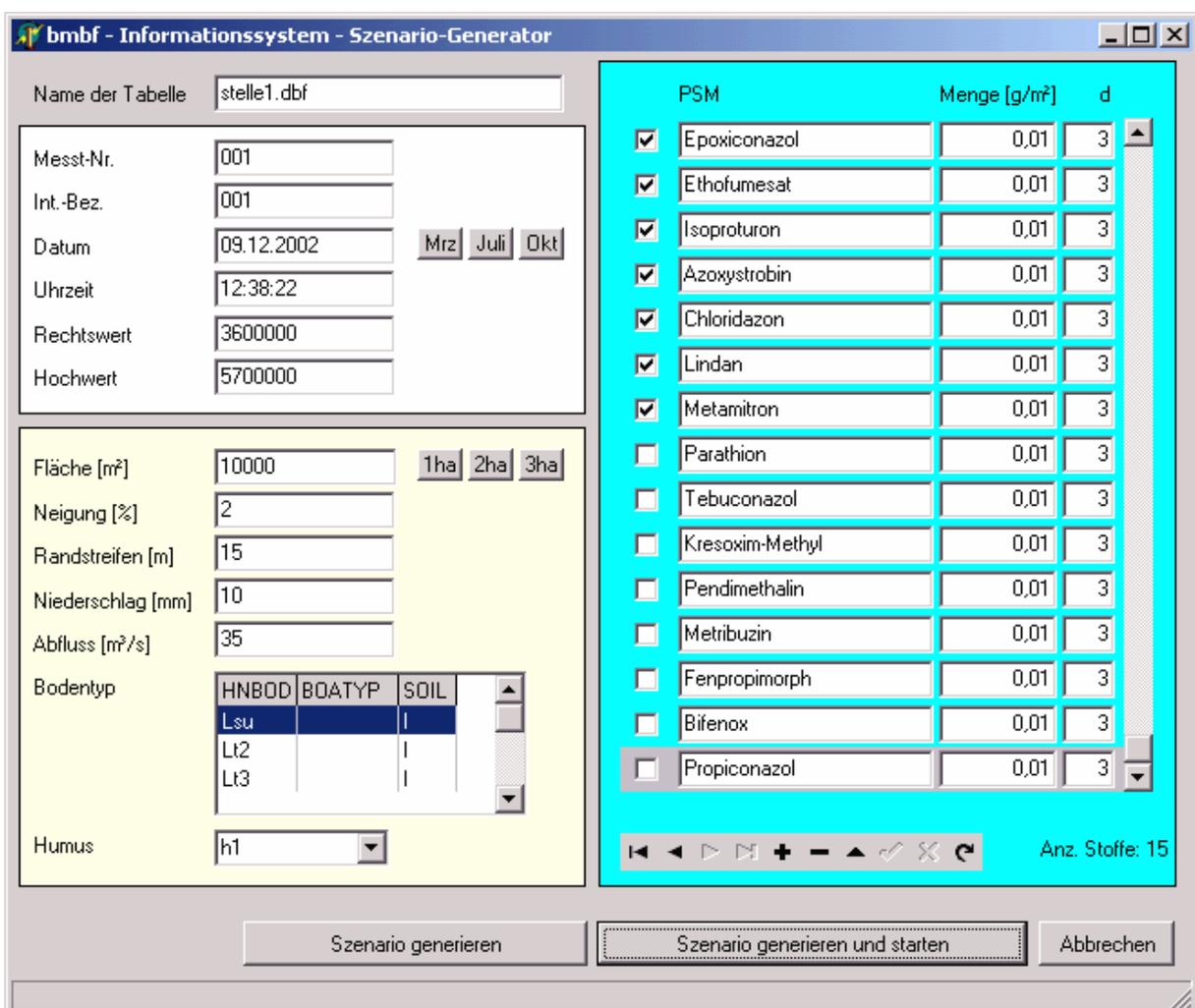
Szenario-Editor

Alternativ zu der beschriebenen Möglichkeit, die Eingangsdaten über GIS zu erzeugen, können mit Hilfe des Szenario-Editors die Umlanddaten und die PSM-Eintragsmenge für eine einzelne Stelle bzw. eine einzelne Fläche simuliert werden. Der Szenario-Editor erzeugt dazu – ähnlich dem GIS-Data-Provider - eine Tabelle in einem zum Simulator kompatiblen Format.

Den Szenario-Editor aufrufen

Um den Editor aufzurufen, klicken Sie auf die Schaltfläche  in der Symbolleiste bzw. wählen Sie den Menüpunkt „Szenario|Szenario generieren“.

Anschließend wird das Fenster des Szenario-Editors dargestellt:



bmbf - Informationssystem - Szenario-Generator

Name der Tabelle:

Messt-Nr.:
 Int.-Bez.:
 Datum:
 Uhrzeit:
 Rechtswert:
 Hochwert:

Fläche [m²]:
 Neigung [%]:
 Randstreifen [m]:
 Niederschlag [mm]:
 Abfluss [m³/s]:
 Bodentyp:

HNBOB	BOATYP	SOIL
Lsu		I
Lt2		I
Lt3		I

 Humus:

PSM	Menge [g/m²]	d
<input checked="" type="checkbox"/> Epoxiconazol	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Ethofumesat	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Isoproturon	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Azoxystrobin	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Chloridazon	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Lindan	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Metamitron	0,01	3
<input type="checkbox"/> Parathion	0,01	3
<input type="checkbox"/> Tebuconazol	0,01	3
<input type="checkbox"/> Kresoxim-Methyl	0,01	3
<input type="checkbox"/> Pendimethalin	0,01	3
<input type="checkbox"/> Metribuzin	0,01	3
<input type="checkbox"/> Fenpropimorph	0,01	3
<input type="checkbox"/> Bifenox	0,01	3
<input type="checkbox"/> Propiconazol	0,01	3

Anz. Stoffe: 15

Abb. Bildschirmsicht des Szenario-Editors mit Eingabemöglichkeit für Umland- und Substanzdaten.

Basisparameter festlegen

Legen Sie zunächst den Namen der zu erzeugenden Tabelle sowie Informationen zur Bezeichnung der Messstelle, Datum, Uhrzeit sowie Rechts- und Hochwert fest.

Bemerkung: Die Datumsangabe wird bei der Berechnung der Pflanzeninterzeption berücksichtigt.

Umlandparameter festlegen

Nachdem die Basisparameter festgelegt wurden, können Sie die Umlandparameter der zu simulierenden Fläche eingeben.

Stoffe auswählen

Auf der rechten Seite des Fensters finden Sie die Liste der Substanzen, für welche die Simulation durchgeführt werden soll.

Sie können in der aktuellen Version des Simulators maximal bis zu 15 Substanzen gleichzeitig verwenden.

Um eine Substanz zur Simulation auszuwählen, wählen Sie den Haken links vom Stoffnamen aus.

Sie können je Substanz die Anwendungsmenge [g/m²] sowie die Zeit [d] zwischen Applikation und Regenereignis angeben.

Über die Navigationsleiste  können Sie in der Liste vorwärts und rückwärts blättern.

Stoffe hinzufügen/löschen

Über die Schaltflächen  fügen Sie eine neue Substanz hinzu bzw. löschen die aktuell ausgewählte.

Hinweis: Die angezeigten Stoffe entsprechen den Stoffen der Tabelle „sc_psm.dbf“.

Name der Tabelle	stelle1.dbf		
Messst.-Nr.	001		
Int.-Bez.	001		
Datum	09.12.2002	Mrz	Juli Okt
Uhrzeit	12:38:22		
Rechtswert	3600000		
Hochwert	5700000		

Fläche [m ²]	10000	1ha	2ha	3ha
Neigung [%]	2			
Randstreifen [m]	15			
Niederschlag [mm]	10			
Abfluss [m ³ /s]	35			
Bodentyp	HNBOD	BOATYP	SOIL	
	Lsu			
	Lt2			
	Lt3			
Humus	h1			

PSM	Menge [g/m ²]	d
<input checked="" type="checkbox"/> Epoxiconazol	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Ethofumesat	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Isoproturon	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Azoxystrobin	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Chloridazon	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Lindan	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Metamitron	0,01	3
<input type="checkbox"/> Parathion	0,01	3
<input type="checkbox"/> Tebuconazol	0,01	3
<input type="checkbox"/> Kresoxim-Methyl	0,01	3
<input type="checkbox"/> Pendimethalin	0,01	3
<input type="checkbox"/> Metribuzin	0,01	3
<input type="checkbox"/> Fenpropimorph	0,01	3
<input type="checkbox"/> Bifenox	0,01	3
<input type="checkbox"/> Propiconazol	0,01	3

Anz. Stoffe: 15

Szenario-Tabelle generieren

Nachdem die Parameter festgelegt und die Substanzen ausgewählt wurden, erzeugen Sie über die Schaltfläche „Szenario generieren“ die entsprechende Tabelle mit unter „Tabellenname“ angegebenen Namen.

Sie finden die Tabelle im Programmverzeichnis des Simulator-Moduls (z.B. D:\Programme\PSM-Simulator).

Simulation direkt starten

Um die Eingabetabelle zu erzeugen und anschließend die Simulation mit dieser Tabelle direkt zu starten, wählen Sie die Schaltfläche „Szenario generieren und starten“

Das Simulationsergebnis (Menge und prozentualer PSM Anteil) werden daraufhin in den grünen Ergebnisfeldern des Simulatorfensters angezeigt (siehe auch „Simulation“).

The screenshot shows the 'bmbf - Informationssystem - PSM-Simulator' main window and the 'bmbf - Informationssystem - Szenario-Generator' dialog box.

Main Window Parameters:

- Parameter: f1 - Neigung (01 - Mittl. Steigung der Klasse [%]), f2 - Interzeption [%] (01 - Interception Table), f3 - Randstreifen [m] (empty), Soil - Boden (01 - Standard), q - Runoff (01 - L&M Sc.II, bare soil, hig), % org. (01 - Landw. Nutzung), PSM - KOC, DT50, ... (01 - Standard), d - Tage nach Applikation (empty), Datum (empty).
- Simulation: Menge [µg/l] = 214,5449

Szenario-Generator Dialog Box:

- Name der Tabelle: stelle1.dbf
- Messst.-Nr.: 001
- Int.-Bez.: 001
- Datum: 13.01.2003 (Month: Mrz, Year: Juli, Day: Okt)
- Uhrzeit: 12:33:56
- Rechtswert: 3600000
- Hochwert: 5700000
- Fläche [m²]: 10000 (1ha, 2ha, 3ha)
- Neigung [%]: 2
- Randstreifen [m]: 0
- Niederschlag [mm]: 10
- Abfluss [m³/s]: 35
- Bodentyp:

HNBOD	BOATYP	SOIL
Lsu		I
Li2		I
Li3		I
- Humus: h1

PSM Selection Table:

PSM	Menge [g/m²]	d
<input checked="" type="checkbox"/> Epoxiconazol	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Ethofumesat	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Isoproturon	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Azoxystrobin	0,01	3
<input checked="" type="checkbox"/> Chloridazon	0,01	3
<input type="checkbox"/> Lindan	0,01	3
<input type="checkbox"/> Metamitron	0,01	3
<input type="checkbox"/> Parathion	0,01	3
<input type="checkbox"/> Tebuconazol	0,01	3
<input type="checkbox"/> Kresoxim-Methyl	0,01	3
<input type="checkbox"/> Pendimethalin	0,01	3
<input type="checkbox"/> Metribuzin	0,01	3
<input type="checkbox"/> Fenpropimorph	0,01	3
<input type="checkbox"/> Bifenox	0,01	3
<input type="checkbox"/> Propiconazol	0,01	3

Buttons: Szenario generieren, Szenario generieren und starten, Abbrechen

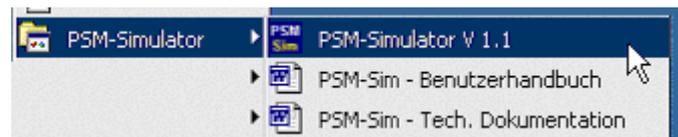
4. Arbeiten mit dem PSM-Informationssystem

Im folgenden Abschnitt wird die praktische Arbeit mit dem Informationssystem beschrieben.

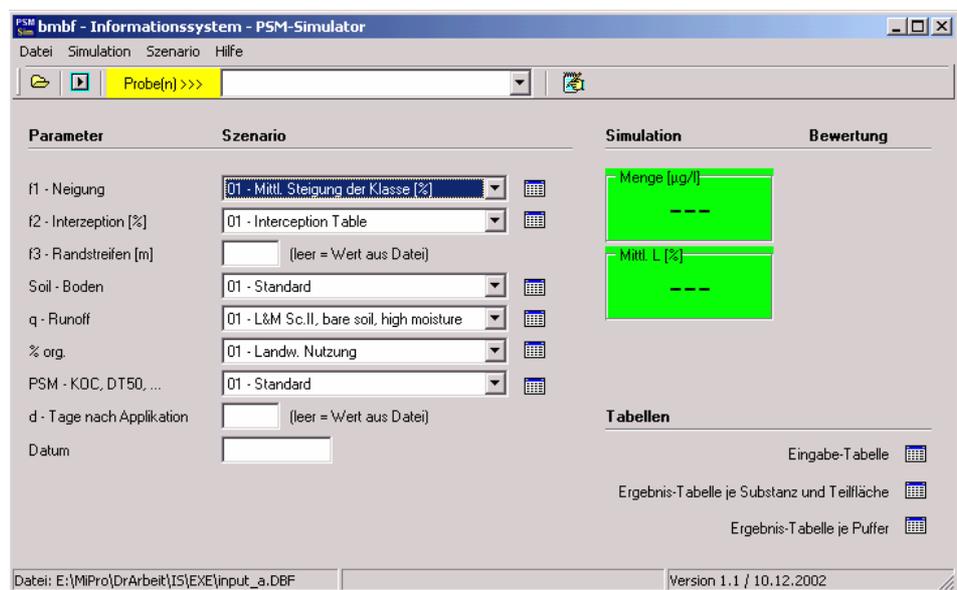
Starten des Systems

⇒ Klicken Sie zum Starten des Programms zunächst auf die  -Schaltfläche, wählen Sie dann unter „**Programme**“ die Gruppe „**PSM-Simulator**“.

⇒ Starten Sie das Programm über den Eintrag „**PSM-Simulator**“.



Nach dem Start wird das Hauptfenster des Simulators angezeigt:

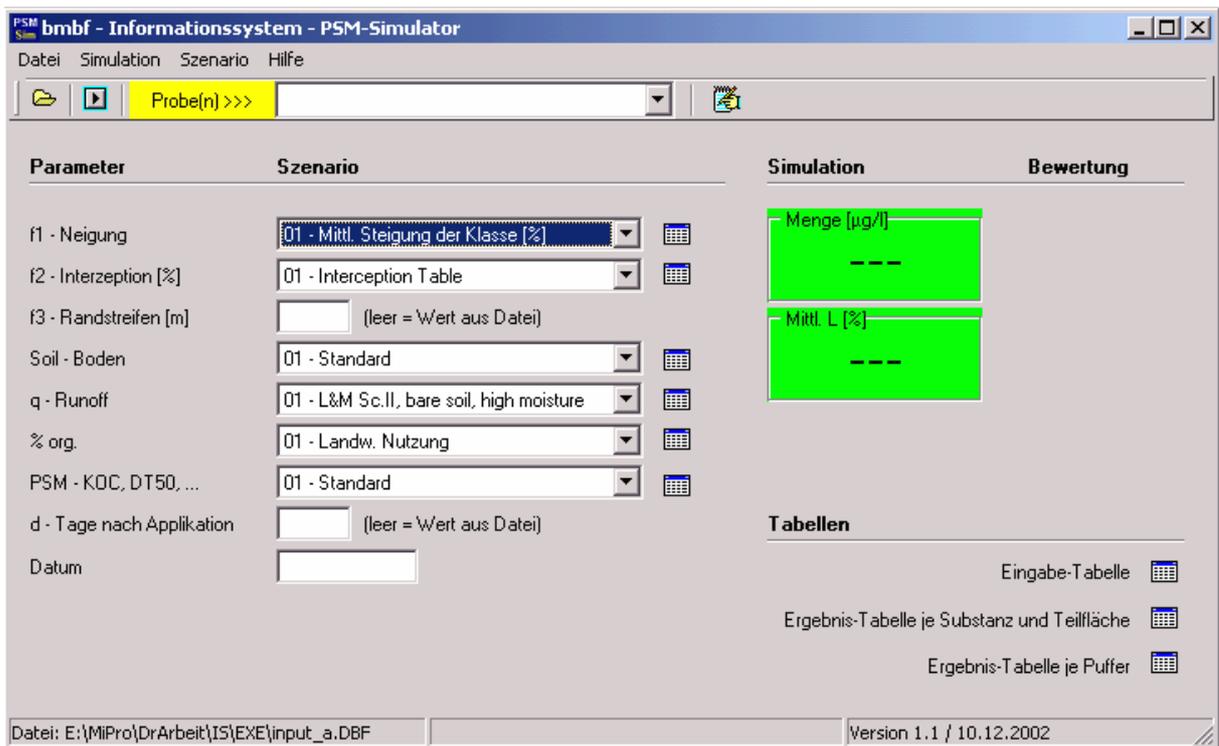


Über den Menüpunkt „Hilfe|Info“ können Sie Informationen zur Programmversion abrufen:



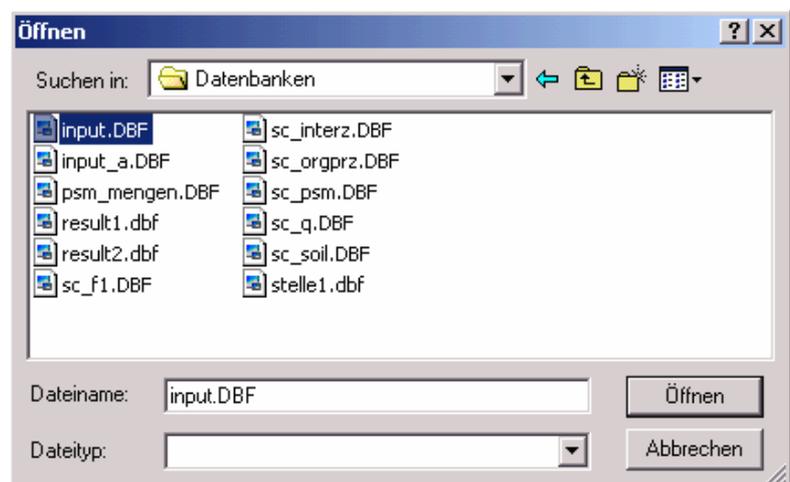
Simulation

Nach dem Start des PSM-Simulator-Moduls wird zunächst das Hauptfenster angezeigt. Dieses ist in mehrere Bereiche unterteilt. Im oberen Bereich befinden sich die Menü- und Symbolleisten für die Programmfunktionen. Im linken Bereich sind die Parameter, welche die Simulation steuern, angeordnet. Im rechten Bereich befinden sich die Anzeigefelder für die Simulationsergebnisse sowie Schaltflächen zum Anzeigen und Editieren der Eingabe- sowie der Ergebnistabellen.



Eingabe-Tabelle öffnen

Um eine Eingabe-Tabelle mit Umlanddaten (aus GIS oder Szenario-Editor) zu öffnen, wählen Sie die Schaltfläche  bzw. den Menüpunkt „Datei|Öffnen“. Der Datei-Auswahldialog wird angezeigt:



Wählen Sie die Tabelle (z.B. „input.dbf“) und bestätigen Sie mit „Öffnen“. Sie befinden sich anschließend wieder im Hauptfenster des PSM-Simulators.

In der Auswahlliste „Proben >>>“ werden daraufhin alle Probestellen, die in der zuvor gewählten Tabelle enthalten sind, aufgelistet. Sie können jetzt eine PSM-Risiko-Simulation entweder für alle Probestellen oder für eine einzelne Probestelle durchführen.

Alle Stellen zur Simulation auswählen

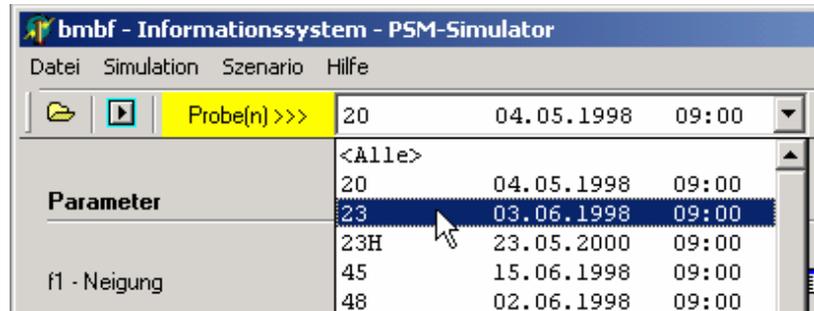
Um eine Simulation für alle in der Eingabetabelle enthaltenen Stellen durchzuführen, wählen Sie in der Auswahlliste „Proben“ den Eintrag „Alle“:



Hinweis: „<Alle>“ ist nach dem Öffnen einer Eingabetabelle voreingestellt.

Eine einzelne Stelle zur Simulation auswählen

Wählen Sie in der Auswahlliste „Proben“ die gewünschte Stelle bzw. Probe aus:



Hinweise: Nur bei Auswahl einer einzelnen Stelle wird direkt nach der Simulation das Ergebnis in den grünen Ergebnisfeldern angezeigt. Bei der Simulation mehrerer Stellen wird kein Ergebnis angezeigt. Sie finden die Ergebnisse jedoch in der vom System erzeugten Ergebnistabelle (s.u.).

Simulationsparameter festlegen

Normalerweise kann direkt nach dem Öffnen der Eingabetabelle bzw. der Auswahl der zu simulierenden Stellen die Berechnung gestartet werden. In den Parameter- und Szenario-Feldern sind bereits Standardwerte voreingestellt. Die Eingabefelder für die Parameter „Randstreifen“, „d – Tage nach Applikation“ und „Datum“ sind zunächst leer.

In der Grundeinstellung wird die Simulation mit den aus dem GIS bzw. Szenario-Editor stammenden (Umland-) Daten, wie z.B. Randstreifenbreite, durchgeführt. Mit den Parametern

besteht die Möglichkeit, diese Werte durch benutzerdefinierte Vorgaben zu „überschreiben“. Beispielsweise kann im Feld „Randstreifenbreite“ ein Wert von 15m eingetragen werden:

Das Programm verwendet dann für alle Stellen – unabhängig von den im GIS tatsächlich vorhandenen Werten – diesen Vorgabewert für die Berechnung.

Durch Modifikation eines bestimmten Parameters (unter Beibehaltung aller übrigen) können so die Auswirkungen geplanter Maßnahmen, wie z.B. eine Randstreifenverbreiterung, für ein bestimmtes Anwendungsgebiet gezielt simuliert werden.

Hinweis: Durch Leeren des betreffenden Feldes wird wieder der ursprüngliche Wert aus der Eingabetabelle verwendet.

Szenarien auswählen

Die Simulation kann weiterhin durch verschiedene Standardszenarien gesteuert werden. Die Szenarien werden dabei als „Umsetzungstabellen“ realisiert. Da einige Informationen im GIS als Klassen vorliegen, müssen diese zur Berechnung innerhalb der Simulations-Formel zunächst auf Zahlenwerte abgebildet werden. So wird z.B. dem Neigungswert „N1“ aus den Bodendaten des NLFB im Szenario „01 – Mittlere Steigung der Klasse [%]“ ein mittlerer Steigungswert von 0,07% zugeordnet. Im Szenario „02 – Maximale Steigung der Klasse [%]“ wird der Steigungswert „N1“ dagegen einer mittleren Steigung von 0,9% zugeordnet.

Über die Auswahllisten rechts neben dem jeweiligen Parameter können die verschiedenen Szenarien ausgewählt werden.

Szenario-Tabellen öffnen

Die Szenarien sind programmtechnisch als Standard-Tabellen (dBASE®) realisiert und können vom Anwender beliebig erweitert oder modifiziert werden. Neben der Möglichkeit, die Tabellen über dBASE® oder Excel® zu bearbeiten, können sie auch direkt aus dem Simulator heraus bearbeitet werden.

Klicken Sie dazu auf die rechts neben dem jeweiligen Szenario angezeigte Schaltfläche:



Sie befinden sich anschließend im zugehörigen Tabellen-Editor:

The image shows a table editor window titled 'Szenariotabelle: sc_interz.dbf'. The table has the following columns: SCENARIO, FRUCHT, TAG_VON, MONAT_VON, TAG_BIS, MONAT_BIS, and PI. The data is as follows:

SCENARIO	FRUCHT	TAG_VON	MONAT_VON	TAG_BIS	MONAT_BIS	PI
01 - Interception Table	Getreide	1	1	29	2	5
01 - Interception Table	Getreide	1	3	15	3	10
01 - Interception Table	Getreide	16	3	31	3	10
01 - Interception Table	Getreide	1	4	15	4	20
01 - Interception Table	Getreide	15	4	30	4	40
01 - Interception Table	Getreide	1	5	15	5	60
01 - Interception Table	Getreide	16	5	31	5	70
01 - Interception Table	Getreide	1	6	15	6	80
01 - Interception Table	Getreide	16	6	30	6	80
01 - Interception Table	Getreide	1	7	31	7	80
01 - Interception Table	Getreide	1	8	31	8	80
01 - Interception Table	Getreide	1	9	15	9	0
01 - Interception Table	Getreide	16	9	30	9	0
01 - Interception Table	Rüben	1	10	31	10	0

Über die Navigationsleiste können Sie in der Tabelle vorwärts und rückwärts blättern.

Über die Schaltflächen fügen Sie eine Zeile hinzu bzw. löschen die aktuell ausgewählte Zeile.

Über die Schaltflächen können Sie die zuletzt durchgeführte Änderung bestätigen bzw. verwerfen.

Simulation starten

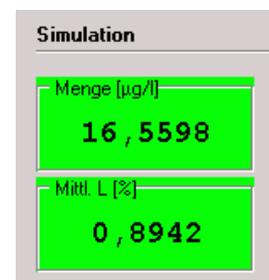
Um die Simulation zu starten, betätigen Sie die Schaltfläche  oder wählen Sie den Menüpunkt „Simulation|Berechnung starten“.



Simulationsergebnis ansehen

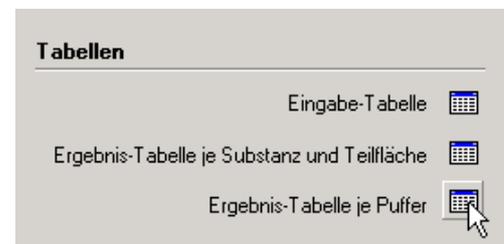
1. Für einzelne Stellen/Flächen

Wenn die Simulation für eine einzelne Stelle/Fläche durchgeführt wurde, werden die simulierte PSM-Menge sowie der prozentuale Wert der PSM im Runoff direkt nach der Berechnung in den grünen Ergebnisfeldern angezeigt.



2. Für mehrere Stellen/Flächen

Wenn die Simulation für sämtliche in der Eingabetabelle enthaltenen Stellen durchgeführt wurde (und somit mehrere PSM-Simulationsergebnisse existieren) werden die Ergebnisse nicht direkt in den grünen Ergebnisfeldern angezeigt. Sie finden die Ergebnisse in den Ergebnistabellen je Substanz und Teilfläche bzw. je Puffer/Stelle.



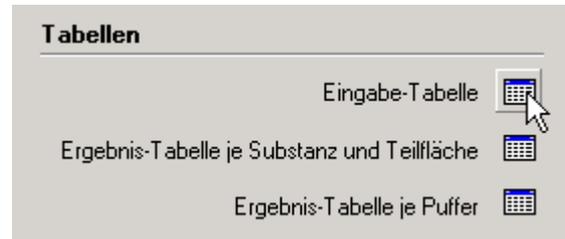
Betätigen Sie zum Öffnen einer Tabelle die jeweilige Schaltfläche . Daraufhin wird ein Fenster mit der gewählten Tabelle angezeigt:

messtnr	int_bez	datum	uhrzeit	rw	hw	area	objart
5790001	317b	20.03.1990	9:00	3610181	5799317	10000	Ackerland
5798002	309	02.10.1990	9:00	3609580	5798337	20,3	Ackerland
5798002	309	02.07.1990	9:00	3609580	5798337	12,32	Ackerland
5798002	309	02.07.1990	9:00	3609580	5798337	12,32	Ackerland

Hinweis: Die Ergebnistabelle je Substanz und Teilfläche heißt „result1.dbf“. Die Ergebnistabelle je Puffer (=je Probestelle) heißt „result2.dbf“. Sie finden die Tabellen im Programmverzeichnis des Simulator-Moduls (z.B. D:\Programme\PSM-Simulator\).

Eingabetabelle ansehen/bearbeiten

Um die Eingabetabelle anzusehen bzw. Änderungen an dieser vorzunehmen, klicken Sie auf die Schaltfläche neben „Eingabe-Tabelle“ .



Über die Navigationsleiste  können Sie in der Eingabetabelle vorwärts und rückwärts blättern.

Über die Schaltflächen  fügen Sie eine Zeile hinzu bzw. löschen die aktuell ausgewählte Zeile.

Über die Schaltflächen  können Sie die zuletzt durchgeführte Änderung bestätigen bzw. verwerfen.

Simulation für einzelne Stelle/Fläche direkt starten

Mit Hilfe des Szenario-Editors können PSM-Simulationen für einzelne Stellen direkt aus dem Simulator-Modul heraus durchgeführt werden.

Klicken Sie auf die Schaltfläche  in der Symbolleiste bzw. wählen Sie den Menüpunkt „Szenario|Szenario generieren“.

Stellen Sie die Simulationsparameter für die zu untersuchende Stelle/Fläche ein.

Um die Eingabetabelle zu erzeugen und anschließend die Simulation mit dieser Tabelle direkt zu starten, wählen Sie die Schaltfläche „Szenario generieren und starten“. Das Simulationsergebnis (Menge und prozentualer PSM Anteil) werden daraufhin in den grünen Ergebnisfeldern des Simulatorfensters angezeigt (weitere Informationen (siehe 0)).

5. Anwendungsbeispiele

Im folgenden Abschnitt wird anhand zweier (auf einander aufbauender) Beispiele beschrieben, wie Sie die vom Simulator erzeugten Ergebnistabellen für die Darstellung von PSM-Risikokarten verwenden können.

Es wird davon ausgegangen, dass die Schritte zur Erzeugung der Eingangsdaten (siehe 0) sowie die Simulation bereits durchgeführt wurden und ein Simulationsergebnis in Form einer dBASE-Tabelle vorliegt.

Beispiel 1: Erstellung von Risikokarten mit ArcView®

Nachfolgend werden die grundlegenden Schritte zur Darstellung einer PSM-Eintrags-Risikokarte unter Verwendung von ArcView®-GIS beschrieben.

Projekt und View anlegen

Wählen Sie im angezeigten Dialog unter „Neues Projekt erstellen“ die Option „mit einem neuen View“ und bestätigen Sie mit OK.



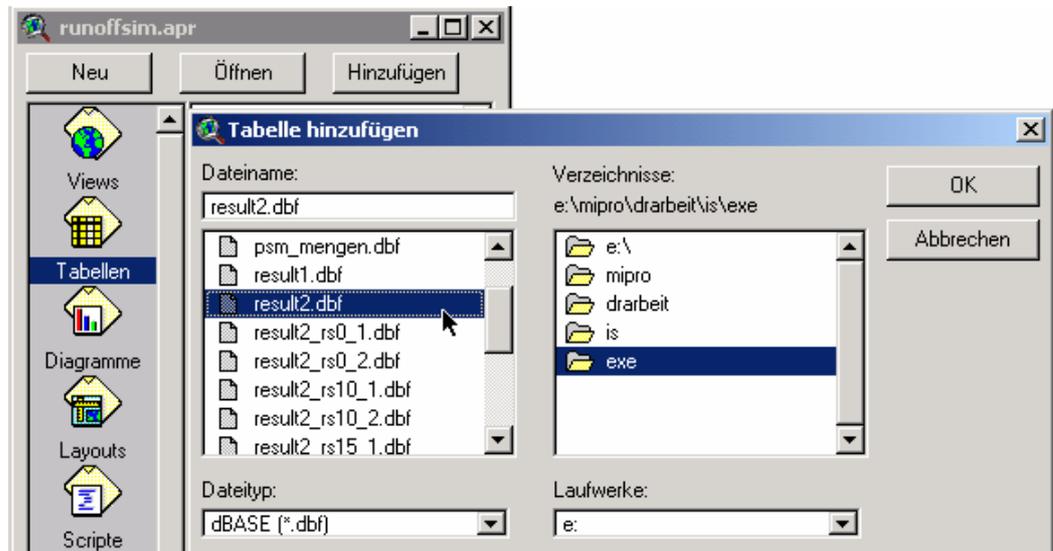
ArcView® legt ein neues Fenster (View) an und fragt, ob Sie Daten (Themen) hinzufügen möchten. Bestätigen Sie mit „Ja“.



Simulations-Ergebnisdaten hinzufügen

Wechseln Sie im Projektfenster auf „Tabellen“ und wählen Sie die Schaltfläche „Hinzufügen“, um dem Projekt die Ergebnistabelle der Simulation hinzuzufügen.

Der Dialog „Thema hinzufügen“ wird angezeigt. Wählen Sie jetzt das Laufwerk bzw. das Unterverzeichnis, in dem sich die Daten befinden.



Hinweis: Die vom Simulator erzeugte Ergebnistabelle befindet sich im Programmverzeichnis des Simulators, z.B. „D:\Programme\PSM-Simulator“. Der Name der Ergebnistabelle lautet „result2.dbf“.

Nach Auswahl der Tabelle bestätigen Sie mit „OK“. Anschließend wird die neue Tabelle angezeigt. Schließen Sie diese über die „X“-Schaltfläche und wechseln Sie im Projektfenster wieder auf View.

Tabelle in aktuelle View einfügen

Um die Tabelle als sichtbares Objekt in ArcView® anzeigen lassen zu können, muss diese als „Ereignisthema“ hinzugefügt werden.

Wählen Sie dazu den Menüpunkt „View|Ereignisthema hinzufügen“.

Wählen Sie im zugehörigen Dialog zunächst die Ergebnistabelle aus („result2.dbf“).

Koordinaten festlegen

Für die korrekte Geo-Referenzierung müssen die Koordinaten festgelegt werden. Als X-Wert stellen Sie „RW“ (Rechtswert) und als Y-Wert „HW“ (Hochwert) ein.

Aktivieren Sie anschließend in der Themenliste das neue Thema „result2.dbf“.

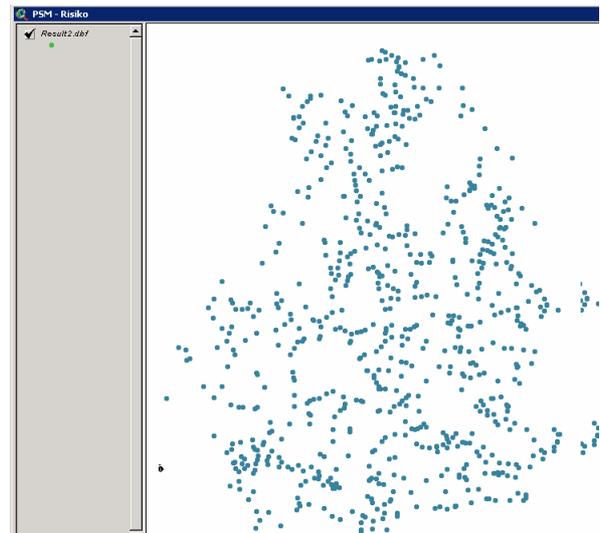


Darstellungsoptionen einstellen

Im Anzeigefenster werden jetzt alle simulierten Probestellen (zunächst einfarbig) angezeigt (hier am Beispiel von NLWK-Probestellen im Großraum Braunschweig).

Klicken Sie doppelt auf den Eintrag „Result2.dbf“, um den Legenden-Editor zu öffnen.

Wählen Sie unter „Legendentyp“ den Eintrag „Abgestufte Farbe“ und unter Klassifizierungsfeld „Menge_sum“.



Abgestufte Darstellung

Zur Darstellung einer dreistufigen Risikoskala, werden die PSM-Mengen zunächst in drei Klassen eingeteilt. Wählen Sie unter „Klassifizieren“ als „Anzahl der Klassen“ den Wert 3.

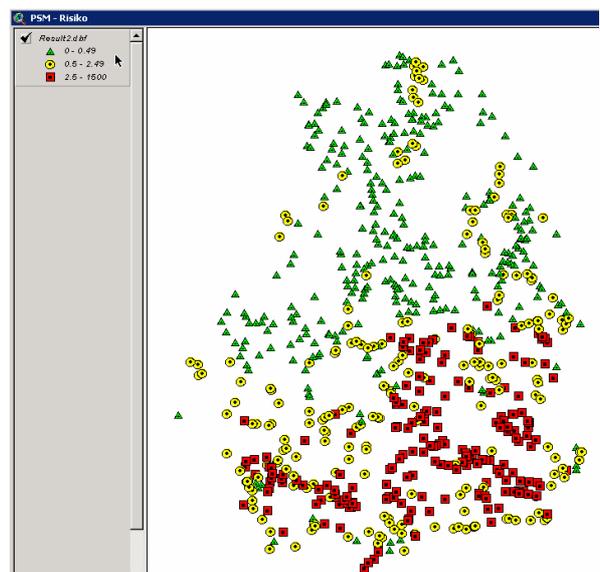
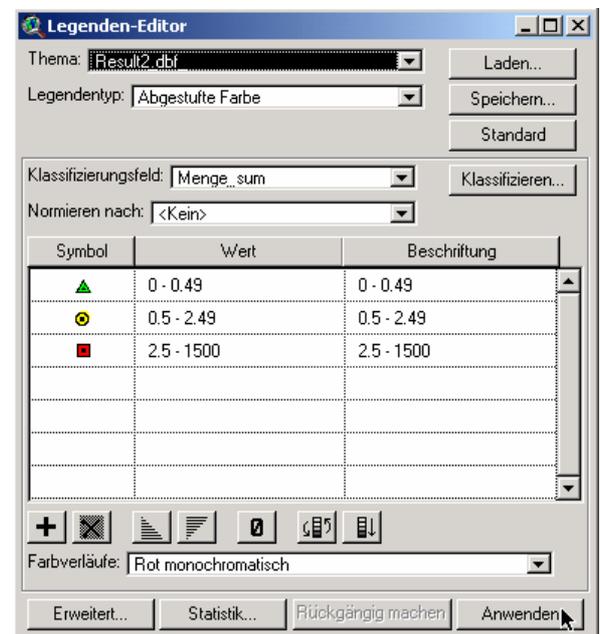
Wählen Sie anschließend für die drei Risikoklassen geeignete Farb- und Symboleinstellungen.

Im Beispiel orientieren sich die gewählten Klassen am Trinkwassergrenzwert für mehrere Stoffe:

Klasse	Risiko	Menge µg/l	Farbe	Symbol
1	Gering	0,00–0,49	Grün	
2	Mittel	0,50–2,49	Gelb	
3	hoch	2,50–max.	Rot	

Klicken Sie auf „Anwenden“.

Im Anzeigefenster wird jetzt die PSM-Risikokarte mit differenzierten Farben und Symbolen für die drei gewählten PSM-Risikoklassen angezeigt:



Der Darstellung können weitere Themen, wie z.B. topografische Karten, Landnutzung, Gewässernetz usw. hinzugefügt werden, so dass eine PSM-Risikokarte ähnlich folgender Abbildung entsteht:

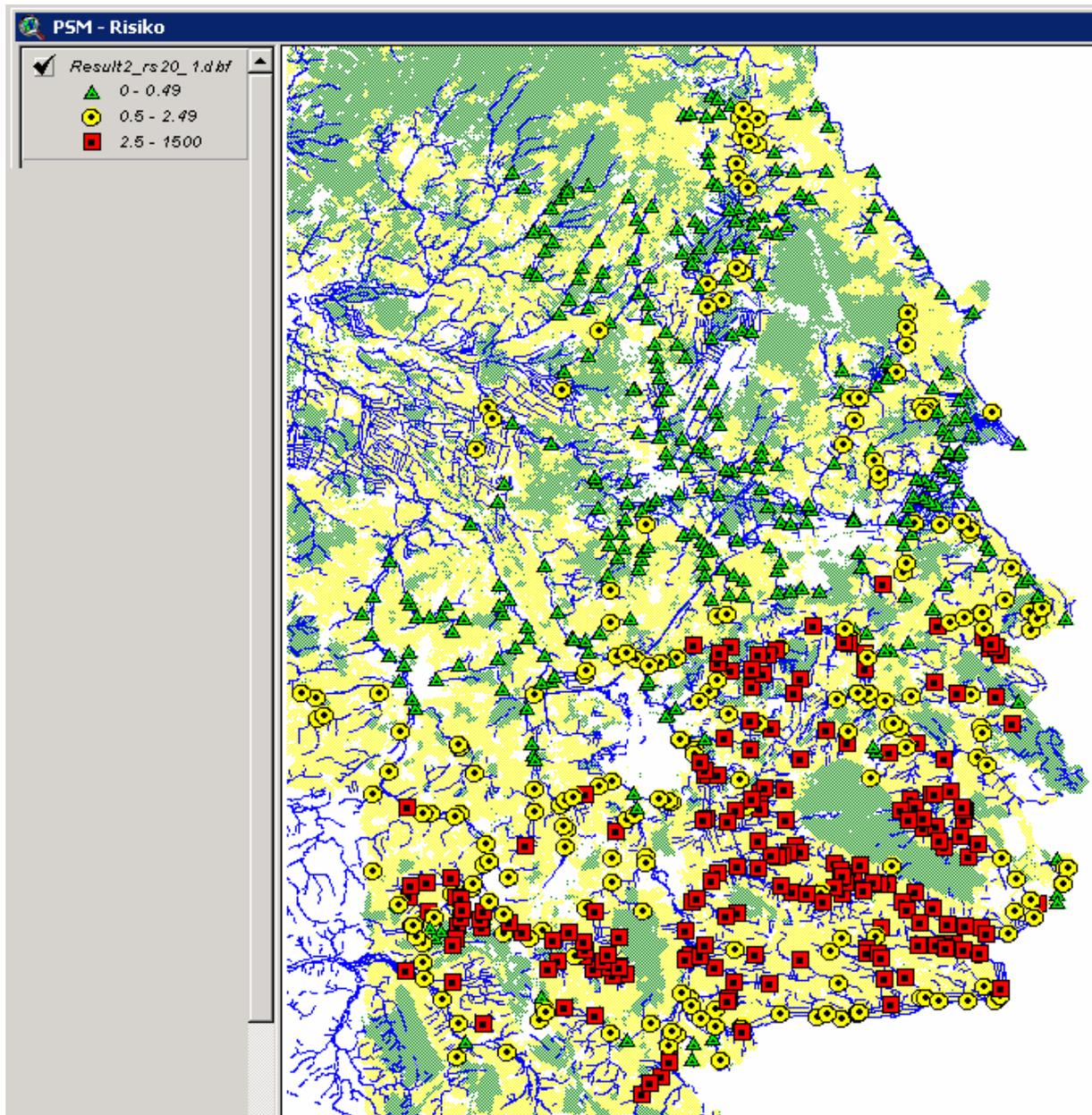


Abb. Beispiel für eine PSM-Risikokarte (hier Großraum Braunschweig):
1 = geringes Eintragsrisiko, 2 = mittleres Eintragsrisiko, 3 = hohes Eintragsrisiko.
Dargestellte Umlandnutzung: gelb/hell = Ackerflächen, grün/dunkel = Wald/Forst-Flächen.

Beispiel 2: Untersuchung des Einflusses von Randstreifen

Im vorherigen Abschnitt wurde die Darstellung der Simulationsergebnisse als PSM-Risikokarten mit Hilfe des Geo-Informationssystems ArcView® erläutert. Im folgenden Beispiel soll aufgezeigt werden, wie sich die Veränderung eines Eingangsparameters (hier Randstreifenbreite) auf das PSM-Eintragsrisiko auswirkt und somit die Folgen geplanter oder durchzuführender Maßnahmen abgeschätzt werden können.

Simulation durchführen

Führen Sie zunächst wie unter 0 beschrieben eine Simulation für das Untersuchungsgebiet mit einer Randstreifenbreite von 5m durch:



Benennen Sie anschließend (z.B. im Windows-Explorer®) die Ergebnistabelle „result2.dbf“ in „result_5m.dbf“ um.

Führen Sie jetzt eine Simulation für das Untersuchungsgebiet mit einer Randstreifenbreite von 20m durch:



Benennen Sie die Ergebnistabelle „result2.dbf“ in „result_20m.dbf“ um.

Tabelle in ArcView darstellen

Fügen Sie die Ergebnistabellen wie unter 0 beschrieben einem ArcView®-Projekt hinzu.

Erzeugen Sie für beide Karten wie unter 0 beschrieben eine abgestufte Risikokarte.

Karten in andere Anwendungen übernehmen

Die Darstellungen können auf einfache Weise über die Windows-Zwischenablage in andere Anwendungen übernommen werden. Bringen Sie dazu die gewünschte Karte in den Vordergrund und drücken Sie die „Druck“-Taste auf der Tastatur.

Wechseln Sie jetzt in die gewünschte Anwendung, wie z.B. Photoshop® oder Word®, und betätigen Sie die Tastenkombination STRG-V bzw. den Menübefehl „Bearbeiten|Einfügen“.

Sie können auf diese Weise die im GIS erzeugten Karten zur Darstellung in Berichten verwenden.

Darüber hinaus verfügt ArcView® mit den Layouts über leistungsfähige Möglichkeiten zur Darstellung von Postern und druckbaren Darstellungen.

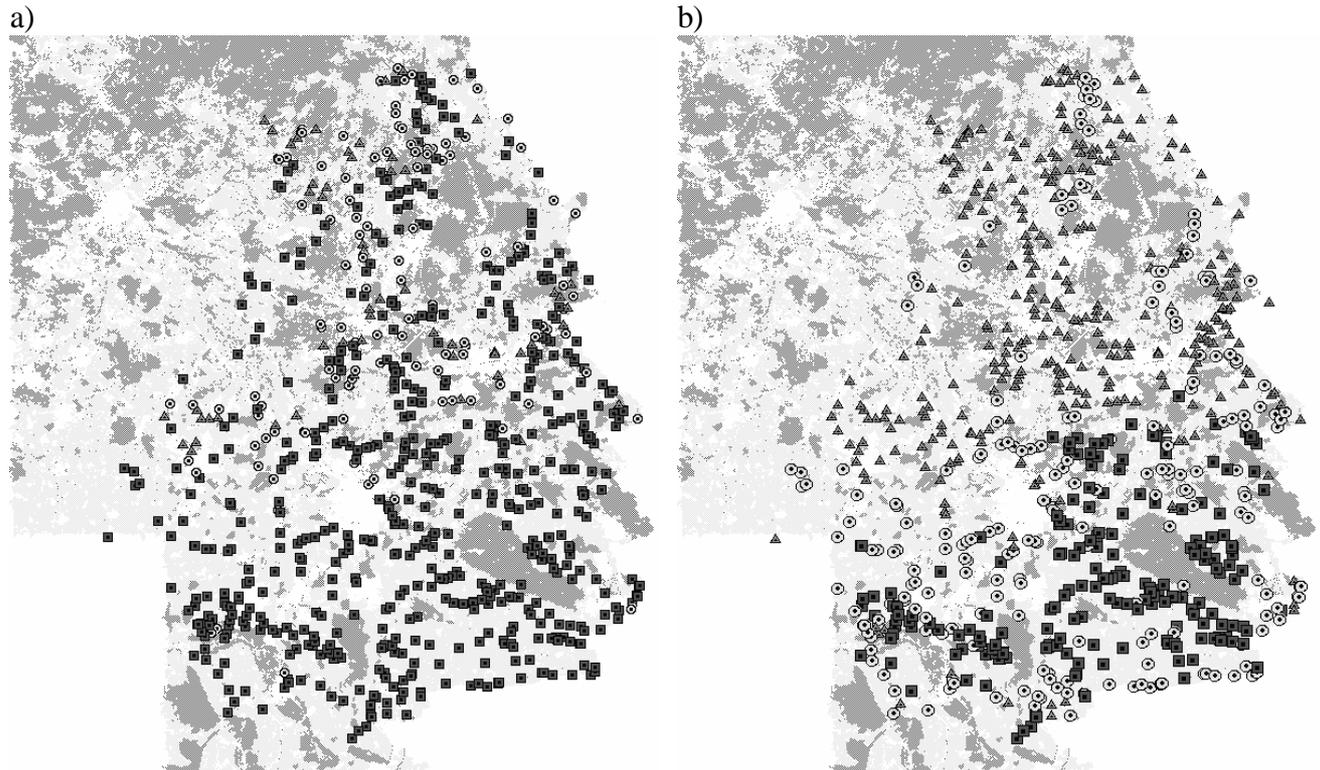


Abb. PSM-Risikokarte Großraum Braunschweig a) Randstreifen = 5m b) Randstreifen = 20m.
Legende: Dunkelgrau = Wald/Forst, Hellgrau = landwirtschaftliche Nutzung, Weiß = Sonstige Nutzung,
Dreieck = geringes Eintragsrisiko, Kreis = mittleres Eintragsrisiko, Quadrat = hohes Eintragsrisiko.

6. Datenformate

Import-Schnittstelle

Tabelle: input.dbf

Format: dBASEIV

Bemerkung: Eingabetabelle für Simulator mit Umweltdaten aus GIS / Szenario-Editor

Feldname	Datentyp	Wertebereich	Beschreibung
MESSTNR	C10	Alphanumerisch	Messstellen-Nummer
INT_BEZ	C10	Alphanumerisch	Mst. Interne Bezeichnung
DATUM	Date	Datumswert	Datum der Untersuchung
UHRZEIT	C5	Zeitwert	Uhrzeit der Untersuchung
RW	N8,0	Ganzzahl, 8stellig	Rechtswert (Gauß-Krüger)
HW	N8,0	Ganzzahl, 8stellig	Hochwert (Gauß-Krüger)
AREA	N10,4	Gleitkommawert	Fläche [m ²]
OBJART	C20	{„Acker“}	Landnutzungstyp
NEIG	C10	{„N0“ „N1“ ... „N6“}	Hangneigung [Klasse]
GEF_PRZ	N10,4	Gleitkommawert	Gefälle [%], überschreibt NEIG
HNBOD	C10	{<Bodentyp aus ATKIS-Daten>}	Kürzel für Bodentyp, z.B. „Vn“
BOATYP	C10	{<Bodentyp aus ATKIS-Daten>}	Kürzel für Bodentyp, z.B. „Hn//F“
P	N10,4	Gleitkommawert	Niederschlag [mm/Tag]
ABFLUSS	N10,4	Gleitkommawert	Abfluss [m ³ /h]
BREITE	C10	Alphanumerisch	Breitenklasse d. Gewässers
FRUCHT	C10	{„Getreide“ „Rüben“}	Anbaufucht
F_INTERZ	N10,4	Gleitkommawert	Pflanzeninterzeption [%]
RANDSTR	N10,4	Gleitkommawert	Breite d. Randstreifens [m]
HUMUS	C10	{„h1“ ... „h6“ „H“}	Humusgehalt d. Bodens [Klassen]
P1_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	Name der 1. Substanz
P1_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	Menge [g/m ²] d. 1. Substanz
P1_D	N10,4	Gleitkommawert	Tage [d] zw. Anwendung u. Regen
P1_KOC	N10,4	Gleitkommawert	KOC-Wert [l/kg] 1. Substanz
P2_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	s.o. (P1_...)
P2_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	
P2_D	N10,4	Gleitkommawert	
P2_KOC	N10,4	Gleitkommawert	
P3_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	
P3_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	
P3_D	N10,4	Gleitkommawert	
P3_KOC	N10,4	Gleitkommawert	
P4_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	
P4_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	
P4_D	N10,4	Gleitkommawert	
P4_KOC	N10,4	Gleitkommawert	

...

P15_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	
P15_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	
P15_D	N10,4	Gleitkommawert	
P15_KOC	N10,4	Gleitkommawert	

7. Installation des PSM-Simulators

Installationsanleitung

⇒ Legen Sie die Installations-CD-ROM in das CD-ROM-Laufwerk (z.B. R:) ein.



⇒ Das Installationsprogramm **startet automatisch**.

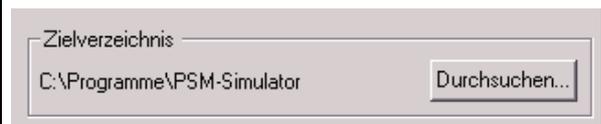
Sollte die Installation **nicht automatisch starten**, öffnen Sie das Programm „SETUP.EXE“ im Hauptverzeichnis der CD-ROM. Doppelklicken Sie dazu auf das Symbol oder geben Sie im Startmenü unter „Ausführen“ „R:SETUP.EXE“ ein („R:“ sei der Laufwerksbuchstabe Ihres CD-ROM-Laufwerks).



⇒ Im Dialog „**Zielverzeichnis wählen**“ können Sie festlegen, auf welchem Laufwerk bzw. Ordner das Programm installiert werden soll (Vorgabe: „\Programme\PSM-Simulator“).

Achten Sie bitte darauf, dass auf dem gewählten Datenträger ca. 1 GB Platz frei ist.

⇒ Nach der Installation finden Sie das Programm im Startmenü unter „**Programme**“ im Ordner „**PSM-Simulator**“.



Hinweise:

- Für die Verwendung unter Windows NT 4.0 muss **Servicepack 5** installiert sein.
- Die Installation sollte unter Windows NT als „**Administrator**“ durchgeführt werden.
- Auf der Installationspartition sollte mindestens **1 GB** Speicherplatz frei sein.
- Die Installationspartition sollte **leer** bzw. **defragmentiert** sein.

Wichtige Hinweise zur BDE:

Für den Datenaustausch im dBASE-Format sowie der korrekten Anzeige von Umlauten muß die von System verwendete Datenbankschnittstelle, die BDE (Borland Database Engine), direkt nach der Installation konfiguriert werden:

⇒ Öffnen Sie über die Systemsteuerung die BDE-Verwaltung:



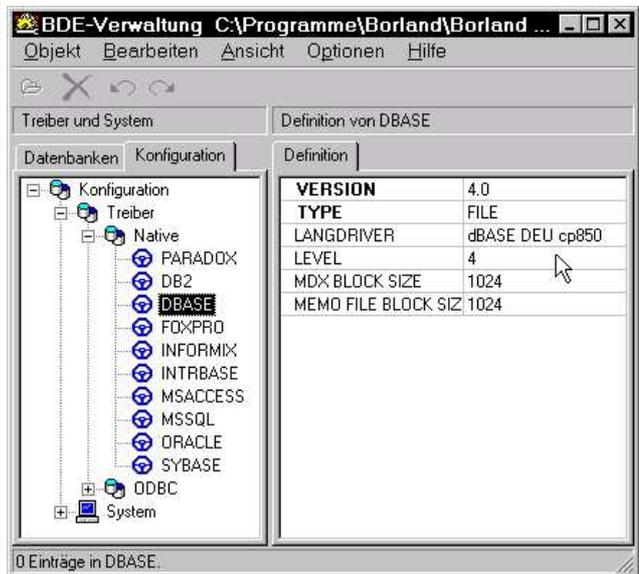
⇒ Wählen Sie das Register „Konfiguration“ und überprüfen Sie, ob folgende Einstellungen gewählt wurden, bzw. nehmen Sie sie vor:

Konfiguration/Treiber/Native/DBASE:

LANGDRIVER=dBASE DEU cp850
LEVEL=4

Konfiguration/Treiber/Native/Paradox:

LANGDRIVER=Pdox ANSI Intl (entspricht 1252)
LEVEL=7



8. Technische Voraussetzungen

Hardware

IBM-kompatibler PC mit folgender Mindestkonfiguration:

- ⇒ Mainboard mit PCI-Bus
- ⇒ INTEL Pentium® 600MHz, INTEL Celeron® 600Mhz, AMD Athlon® 600Mhz
- ⇒ 128MB-RAM
- ⇒ Aktuelle Festplatte, mind. 20GB
- ⇒ 40x-CD-ROM-Laufwerk
- ⇒ 3,5“-HD-Diskettenlaufwerk
- ⇒ 17“ Monitor nach TCO95
- ⇒ Grafikkarte mit einer Auflösung von 1024x768 Punkten bei 80Hz
- ⇒ 2-Tasten-Maus
- ⇒ MF-II-Tastatur

Software/Betriebssystem

- Windows 98®, Windows-NT 4.0® SP5, Windows 2000®, Windows-XP®

9. Literatur und Quellen

Klöppel, H., Kördel, W., Stein, B.: „Herbicide transport by runoff and herbicide retention in a filter strip...“, Chemosphere Vol. 35, pp. 129-141 (1997)

Lutz, W. 1984: „Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen“. Mittlg. Inst. Hydrologie Wasserwirtschaft, Univ. Karlsruhe, Heft 24

Maniak, U. 1992: „Regionalisierung von Parametern für Hochwasserabflußganglinien“. In: Regionalisierung der Hydrologie (H.B. Kleeberg), DFG, Mittlg. Senatskomm. für Wasserf. 11, S. 325-332

OECD. 2000: “Report of the OECD Pesticide Aquatic Risk Indicators Expert Group“, 2000
<http://www.oecd.org/pdf/M00027000/M00027912.pdf>,
<http://www.oecd.org/pdf/M00027000/M00027917.pdf>

Real, M.(1998): “Buffer strips for the reduction of the pesticide load in surface runoff water”, Tagungsunterlagen, Isoproturon: Recent Advances in Environmental Research, Bonn 20.-21.04.1998

**Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in bezug auf
Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft**

BMBF-Förderkennzeichen: 0339804

Technische Dokumentation

Stand 30.01.2003

- Endbericht Abschnitt 3.7 -



Technische Universität Braunschweig
Zoologisches Institut
AG Limnologie und Ökotoxikologie
Fasanenstr. 3
38092 Braunschweig
Tel. 0531-391-3156

Inhaltsverzeichnis

Kapitel 3.7 Technische Dokumentation

1 Systemüberblick	3.7 – 3
2 Eingangsdaten	3.7 – 4
3 Tabellenstrukturen	3.7 – 10
4 GIS-Skripte	3.7 – 14
5 Der PSM-Simulator	3.7 – 23
6 Inhalt der CD-ROM	3.7 – 40
7 Technische Voraussetzungen	3.7 – 40
8 Literatur und Quellen	3.7 – 41

1. Systemüberblick

Im folgenden soll ein grober Überblick über die Struktur des PSM-Informationssystems gegeben werden. Das System besteht im wesentlichen aus den Komponenten **GIS-Data-Provider**, **Szenario-Editor** sowie dem (eigentlichen) **Simulator** (Abb. 1).

Vor der Anwendung des Systems müssen die **erforderlichen Umlanddaten** für das Untersuchungsgebiet, wie z.B. Bodentyp, Gefälle, Niederschlagsmenge, Landnutzungsformen, PSM (Stoff, Menge und Eigenschaften), beschafft und für die Nutzung durch ein Geo-Informationssystem (GIS) aufbereitet werden. Im Rahmen des Forschungsprojekts wurde das GIS ArcView® 3.2 (ESRI, Redlands, CA, USA) verwendet.

Nachdem die Rohdaten in das GIS importiert wurden, kombiniert (verschneidet) das **GIS-Data-Provider-Modul** die einzelnen Informationsebenen zu einer resultierenden Ebene. Diese enthält die für die Simulation relevanten Eingangsparameter. Die Ausgabedaten des GIS-Data-Providers können direkt vom Simulator-Modul importiert werden.

Das **PSM-Simulator-Modul** berechnet, basierend auf einem OECD-Modell, das PSM-Eintragsrisiko. Die Berechnung kann über benutzerdefinierbare Standard-Szenarien konfiguriert werden. So wird z.B. die Pflanzen-Interzeption in Abhängigkeit von Datum und Anbaufrucht anhand einer hinterlegten Szenario-Tabelle bestimmt.

Mit Hilfe des **Szenario-Editors** können benutzerdefinierte Szenarien für landwirtschaftliche Flächen erstellt werden. Verschiedene Parameter, wie z.B. Interzeption, Niederschlagsmenge, Randstreifenbreite und Gefälle, können vom Benutzer angepasst und zur Simulation verwendet werden.

Die **Simulationsergebnisse** werden vom Simulator in Form von Standard-Tabellen (dBASE®) exportiert und können anschließend zur Analyse des Einflusses einzelner Parameter (Excel®, SPSS®) sowie zur Darstellung von PSM-Risikokarten (GIS) verwendet werden (Abb. 1).

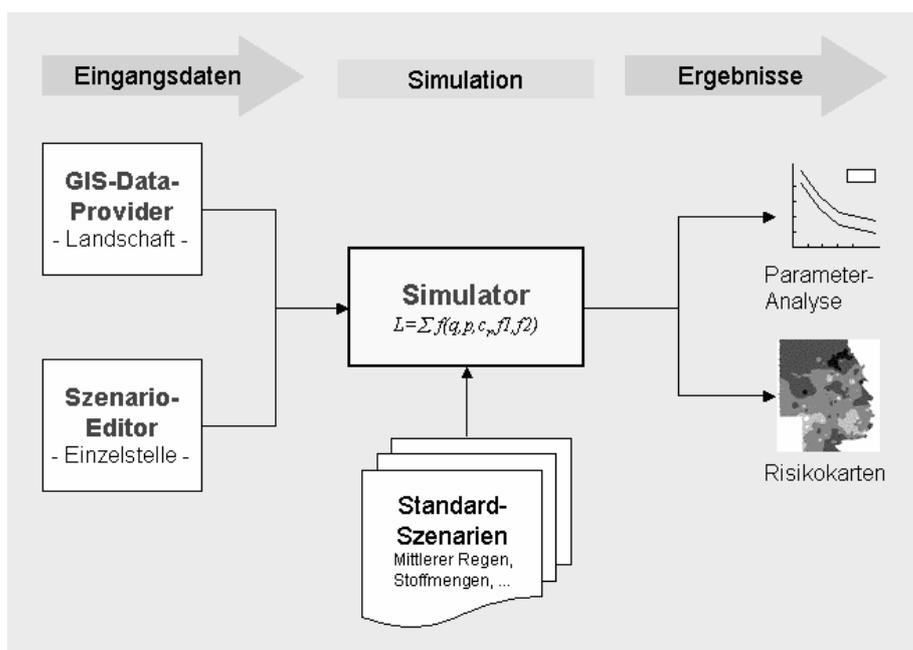


Abb. 1: PSM-Informationssystem: Systemüberblick.

2. Eingangsdaten

Nachfolgend wird beschrieben, welche Schritte notwendig sind, um die für die Simulation erforderlichen Eingangsdaten zu generieren. Im Flächenmaßstab können die Eingangsdaten mit Hilfe eines GIS (hier ArcView®) erstellt werden. Alternativ kann für die Betrachtung einzelner Stellen der Szenario-Editor verwendet werden.

Simulator-Importschnittstelle

Art und Umfang der vom Simulator erwarteten Informationen (Pflichtfelder) werden durch die Importschnittstelle festgelegt. Der Simulator liest die Eingangsdaten in Form einer Datenbanktabelle im dBASE-Format ein. Nachfolgend wird das verwendete Importformat angegeben:

Feldname	Datentyp	Wertebereich	Beschreibung
MESSTNR	C10	Alphanumerisch	Messstellen-Nummer
INT_BEZ	C10	Alphanumerisch	Mst. Interne Bezeichnung
DATUM	Date	Datumwert	Datum der Untersuchung
UHRZEIT	C5	Zeitwert	Uhrezeit der Untersuchung
RW	N8,0	Ganzzahl, 8stellig	Rechtswert (Gauss-Krüger)
HW	N8,0	Ganzzahl, 8stellig	Hochwert (Gauss-Krüger)
AREA	N10,4	Gleitkommawert	Fläche [m ²]
OBJART	C20	{“Acker”}	Landnutzungstyp
NEIG	C10	{„N0“ “N1“ ... „N6“}	Hangneigung [Klasse]
GEF_PRZ	N10,4	Gleitkommawert	Gefälle [%], überschreibt NEIG
HNBOD	C10	{<Bodentyp aus ATKIS-Daten>}	Kürzel für Bodentyp, z.B. „Vn“
BOATYP	C10	{<Bodentyp aus ATKIS-Daten>}	Kürzel für Bodentyp, z.B. „Hn//F“
P	N10,4	Gleitkommawert	Niederschlag [mm/Tag]
ABFLUSS	N10,4	Gleitkommawert	Abfluss [m ³ /h]
BREITE	C10	Alphanumerisch	Breitenklasse d. Gewässers
FRUCHT	C10	{„Getreide“ “Rüben“}	Anbaufucht
F_INTERZ	N10,4	Gleitkommawert	Pflanzen-Interzeption [%]
RANDSTR	N10,4	Gleitkommawert	Breite d. Randstreifens [m]
HUMUS	C10	{„h1“ ...“h6“ “H“}	Humusgehalt d. Bodens [Klassen]
P1_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	Name der 1. Substanz
P1_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	Menge [g/m ²] d. 1. Substanz
P1_D	N10,4	Gleitkommawert	Tage [d] zw. Anwendung u. Regen
P1_KOC	N10,4	Gleitkommawert	KOC-Wert [l/kg] 1. Substanz
P2_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	s.o.
P2_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	
P2_D	N10,4	Gleitkommawert	
P2_KOC	N10,4	Gleitkommawert	
P3_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	
P3_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	
P3_D	N10,4	Gleitkommawert	
P3_KOC	N10,4	Gleitkommawert	
P4_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	
P4_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	
P4_D	N10,4	Gleitkommawert	
P4_KOC	N10,4	Gleitkommawert	
...			
P15_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	
P15_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	
P15_D	N10,4	Gleitkommawert	
P15_KOC	N10,4	Gleitkommawert	

Tab.: Datenformat Simulator-Importschnittstelle

Bemerkungen zur Importschnittstelle:

1. Jeder Datensatz enthält die Informationen für jeweils eine an das Gewässer angrenzende Teilfläche einer landwirtschaftlich genutzten Fläche. Durch GIS-interne Verschneidungsprozesse kann eine Vielzahl von Teilflächen entstehen (für Kombinationen verschiedener Ebenen).
2. Die Felder MESSTNR und INT_BEZ können eine Messstellenummer sowie eine beliebige interne Bezeichnung enthalten. Die Felder dienen zur Wiedererkennung der Messstelle bei einer späteren Darstellung im GIS. Sie sind für die Simulation nicht zwingend erforderlich.
3. Das DATUM der Untersuchung/Simulation wirkt sich auf die Pflanzeninterzeption (Tabelle sc_interz.dbf) aus.
4. Die Felder RW (Rechtswert) und HW (Hochwert) werden für die eigentliche Simulation nicht benötigt. Sie sind jedoch für die Darstellung von Risikokarten per GIS erforderlich.
5. Das Feld OBJART kann nur den Eintrag „Acker“ enthalten. Andere Landnutzungsformen werden z.z. nicht berücksichtigt.
6. Das Feld NEIG enthält ein Kürzel für eine Hangneigungsklasse. Die Hangneigungsklassen sind den NLFB-Daten entnommen und entsprechen mittleren Neigungen bestimmter Bodentypen. Die den Klassen zugeordneten Neigungswerte [%] sind in der Tabelle sc_f1.dbf abgelegt.
7. Statt einer Neigungsklasse kann im Feld GEF_PRZ (Gefälle Prozent) die Hangneigung auch direkt prozentual [%] angegeben werden. Der im Feld GEF_PRZ eingetragene (genauere) Wert hat Vorrang (überschreibt) den Klassenwert in NEIG. Wenn das Feld GEF_PRZ leer ist, wird der Klassenwert aus NEIG bzw. dessen Gefällewert [%] aus sc_f1.dbf verwendet.
8. Aus HNBOD und BOATYP wird eine Bodenklasse abgeleitet. Derzeit werden die Klassen „l“=loamy und „s“=sandy berücksichtigt. Die Bodenklasse wirkt sich auf die Berechnung des Runoff-Volumens (Q) anhand des Modells von Lutz&Maniak aus.
9. Das Feld P [mm] (Precipitation) enthält den Niederschlag für ein Regenereignis, das der PSM-Applikation vorausgeht.
10. Das Feld HUMUS enthält ein Kürzel für den Humusgehalt des Bodens. Die Humuswerte sind an die NLFB-Bodendaten angelehnt und können die Werte „h1“...“h6“ und “H“ annehmen.
11. Die Felder P1_NAME, P1_MENGE, P1_D, P1_KOC enthalten die stoffspezifischen Angaben: Name der Substanz, Anwendungsmenge [g/m²], Zeitraum [d] zwischen Regenereignis (Feld P) und Applikation, KOC-Wert [l/kg] der Substanz. Die aktuelle Version des Simulationssystems kann maximal 15 Substanzen simulieren.
12. Eine Vorlage (Tabelle input.dbf) im korrekten Format der Eingangsdaten befindet sich Programmverzeichnis des Systems

Verwendung öffentlich verfügbarer Daten

Eine Projektvorgabe bestand darin, nur leicht zugängliche, bzw. öffentlich verfügbare Daten für die PSM-Simulation zu verwenden.

Das Informationssystem wurde an die Verwendung folgender Datenbestände angepasst:

Daten	Quelle	Umfang	Zeitraum	Auflösung	Format
Landnutzung	LGN	BS-Umland	1999	1:25.000	Digital
Boden	NLFB	BS-Umland	1999	1:50.000	Digital
Niederschlag	DWD	BS-Umland	1985-1999	Täglich [mm]	Digital
Gewässer	LGN	BS-Umland	1999	1:25.000	Digital
Probestellen	NLWK	214 Stellen	1985-1999	-	Digital

Tab. Eingangsdaten.

Abkürzungen:

DWD Deutscher Wetterdienst
Internet: <http://www.dwd.de/>

LGN Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen („ATKIS“-Daten)
Internet: <http://www.lgn.de/>

NLFB Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Internet: <http://www.nlfb.de/>

NLWK Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz
Internet: <http://www.nlwk.de>

Bemerkungen:

1. Die NLFB/ATKIS-Daten zur Landnutzung sowie zum Gewässernetz standen zum Zeitpunkt der Entwicklung im EDBS-Format zur Verfügung. Sie müssen zur Nutzung mit ArcView® zunächst ins Shape-Format konvertiert werden (EDBS->Shape).
2. Die NLFB-Bodendaten standen zum Zeitpunkt der Entwicklung im e00-Format zur Verfügung. Sie müssen zur Nutzung mit ArcView® zunächst ins Shape-Format konvertiert werden. Hierfür eignet sich das Programm „Import71“, welches mit ArcView® ausgeliefert wird.
3. Die Niederschlagsdaten des DWD standen zum Zeitpunkt der Entwicklung als ASCII-Dateien zur Verfügung. Sie müssen zur Nutzung mit ArcView® zunächst ins dBASE und anschließend ins Shape-Format konvertiert werden.
4. Die PSM-Simulation wurde für Gewässergütestationen des NLWK durchgeführt. Die NLWK-Daten standen als dBASE-Tabellen zur Verfügung. Diese müssen in ArcView® eingebunden und ins Shape-Format konvertiert werden.

Aufbereitung der Eingangsdaten per GIS

Die Datenformate der öffentlich verfügbaren digitalen Umweltdaten weichen normalerweise von den in Geo-Informationssystemen verwendeten Formaten ab. Um die Daten in ArcView® nutzen zu können, müssen sie zunächst in das Shape-Format konvertiert werden.

Nachdem die Rohdaten als Shapes vorliegen, werden für die Probestellen und die Gewässer Puffer (-Shapes) erzeugt. Diese definieren einen die Probestelle bzw. den Gewässerabschnitt umgebenden Umlandbereich. Die Eigenschaften des betrachteten Bereichs (Boden, Gefälle, Ackeranteil etc.) dienen als Basis für die Simulation des PSM-Eintragsrisikos für die jeweilige Stelle.

Die gebildeten Puffer werden anschließend mit den Shapes für Regen, Boden und Nutzung zu einem Gesamtergebnis (-Shape) verschneiden. Dieses enthält für jede Teilfläche eine Kombination sämtlicher Informationen.

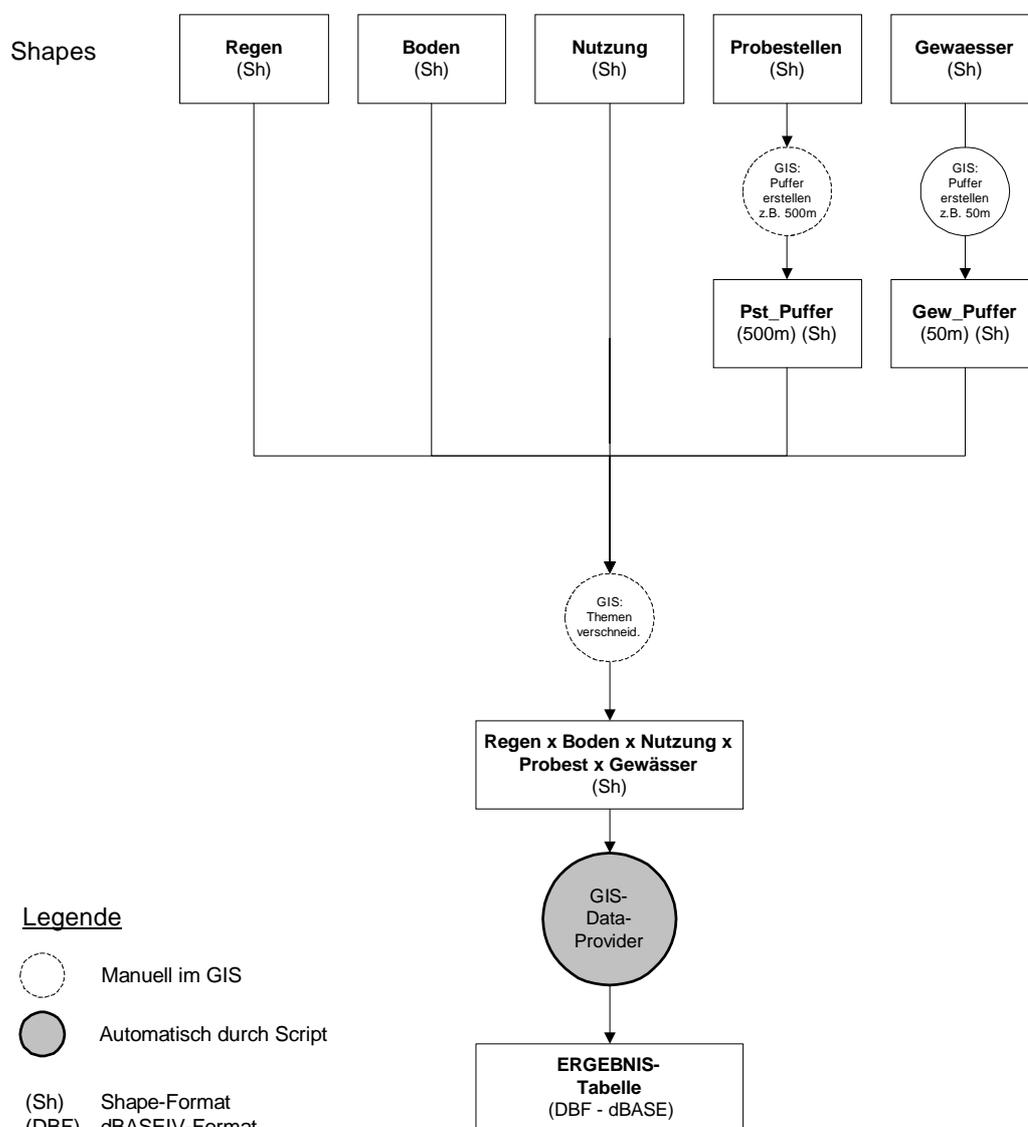


Abb. Schema der Datenaufbereitung per GIS. Pufferung der Probestellen und Gewässer und Verschneidung mit den Regen-, Boden- und Nutzungsdaten.

Das im GIS (manuell) durch Verschneidung und Pufferung erzeugte Ergebnis (-Shape) wird vom **GIS-Data-Provider** ausgewertet. Das Modul erzeugt aus dem Gesamt-Shape eine zur Importschnittstelle des Simulators kompatible (Eingangs-) Tabelle, die alle für die Simulation benötigten Parameter enthält. Dazu geht das Script schrittweise vor.

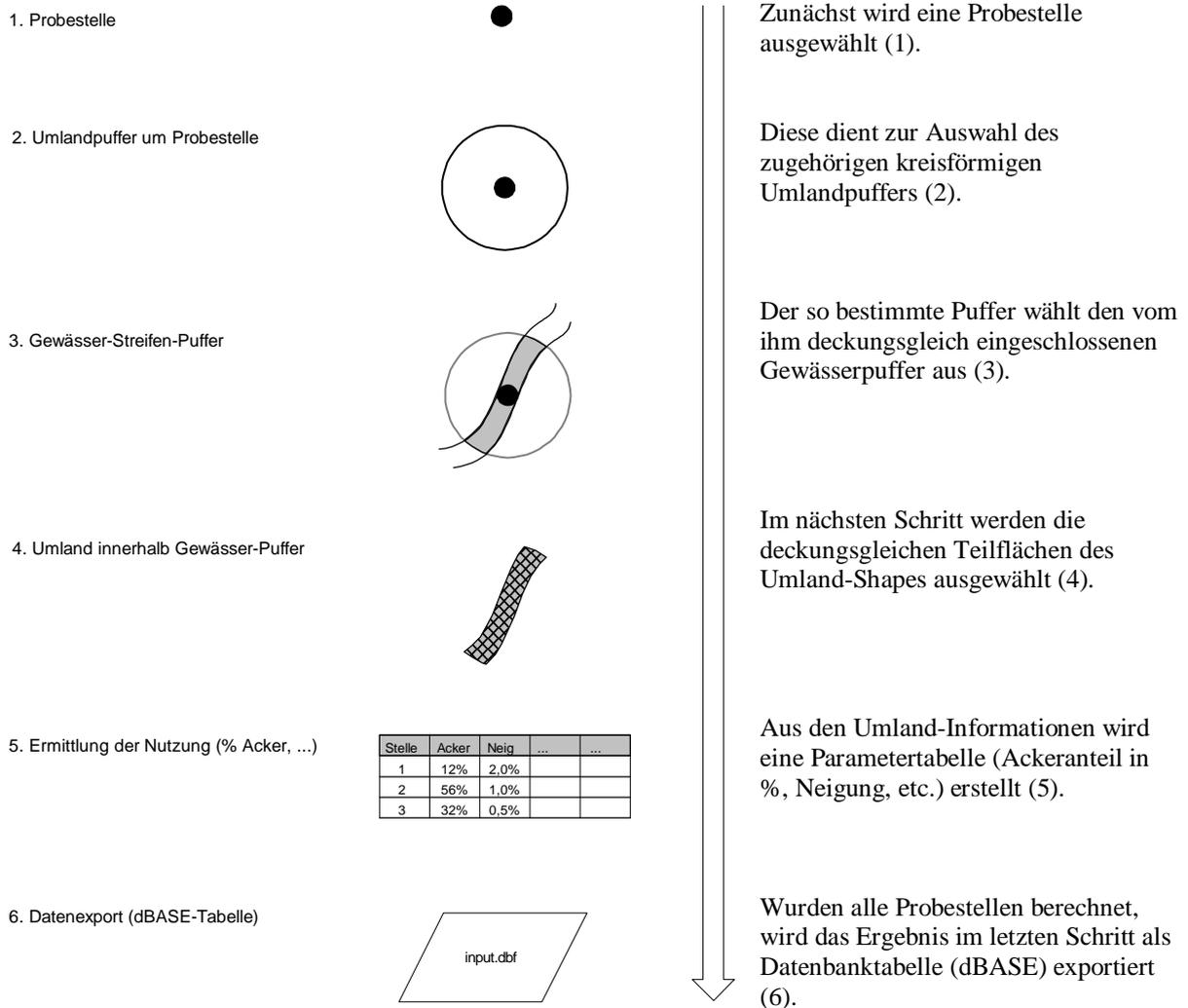
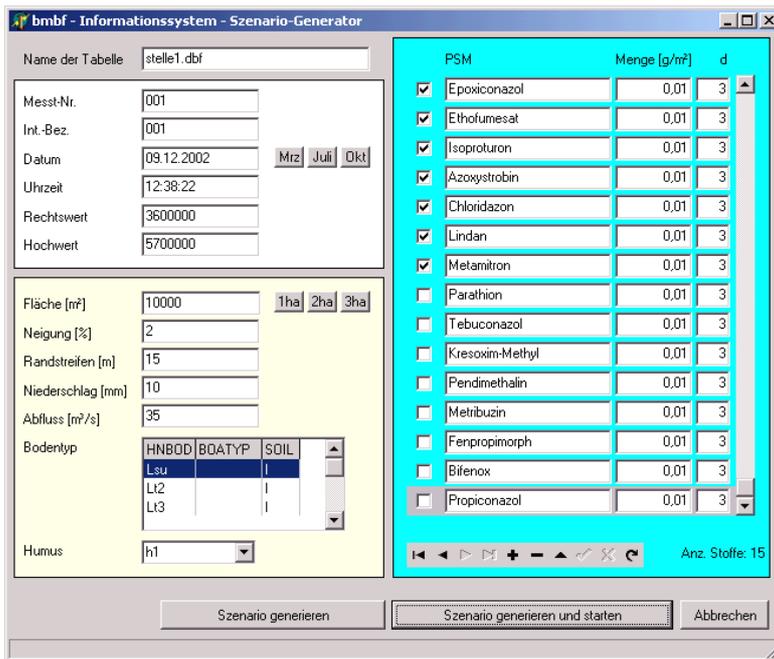


Abb. Ablaufschema des Avenue®-Skripts "GIS-Data-Provider".

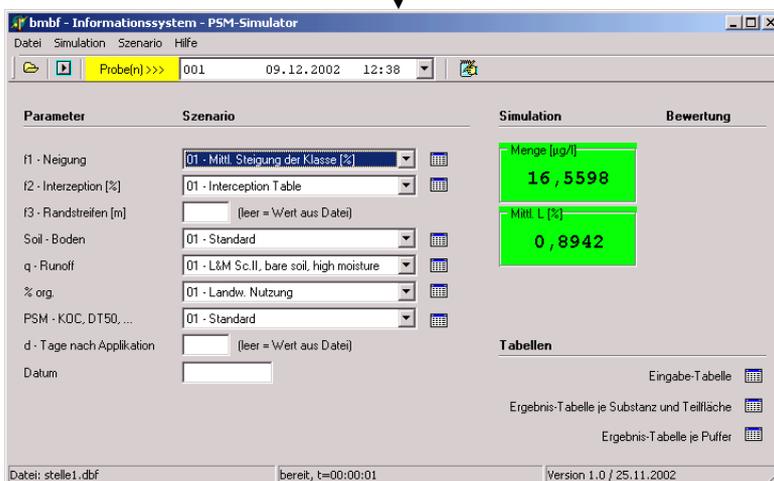
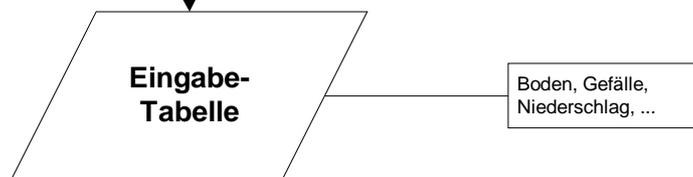
Eine Anleitung zur Benutzung des GIS-Data-Providers finden Sie im Benutzerhandbuch (Dokument IS_BEN.TEC).

Simulation für einzelne Stellen – Szenario Editor

Neben der Möglichkeit, die Basisdaten für die Simulation mit Hilfe des GIS-Data-Provider direkt aus dem Geo-Informationssystem zu generieren, können mit Hilfe des Szenario-Editors benutzerdefinierte Szenarien zur Simulation einzelner Probestellen generiert werden. Der Szenario-Editor erzeugt aus Vorgabewerten (Stoffe, Stoffmengen, Hangneigung, Randstreifen, etc) eine Tabelle, deren Format der Eingabetabelle (Importschnittstelle) für den Simulator entspricht (Abb.).



Szenario-Generator



Simulator

Abb. Erzeugen eines benutzerdefinierten Szenarios im Szenario-Editor und Import in das Simulator-Modul.

3. Tabellenstrukturen

Eingabetabelle input.dbf

Tabelle: input.dbf

Format: dBASEIV

Bemerkung: Eingabetabelle für Simulator mit Umweltdaten aus GIS

Feldname	Datentyp	Wertebereich	Beschreibung
MESSTNR	C10	Alphanumerisch	Messstellen-Nummer
INT_BEZ	C10	Alphanumerisch	Mst. Interne Bezeichnung
DATUM	Date	Datumwert	Datum der Untersuchung
UHRZEIT	C5	Zeitwert	Uhrzeit der Untersuchung
RW	N8,0	Ganzzahl, 8stellig	Rechtswert (Gauss-Krüger)
HW	N8,0	Ganzzahl, 8stellig	Hochwert (Gauss-Krüger)
AREA	N10,4	Gleitkommawert	Fläche [m ²]
OBJART	C20	{„Acker“}	Landnutzungstyp
NEIG	C10	{„N0“ „N1“ ... „N6“}	Hangneigung [Klasse]
GEF_PRZ	N10,4	Gleitkommawert	Gefälle [%], überschreibt NEIG
HNBOD	C10	{<Bodentyp aus ATKIS-Daten>}	Kürzel für Bodentyp, z.B. „Vn“
BOATYP	C10	{<Bodentyp aus ATKIS-Daten>}	Kürzel für Bodentyp, z.B. „Hn//F“
P	N10,4	Gleitkommawert	Niederschlag [mm/Tag]
ABFLUSS	N10,4	Gleitkommawert	Abfluss [m ³ /h]
BREITE	C10	Alphanumerisch	Breitenklasse d. Gewässers
FRUCHT	C10	{„Getreide“ „Rüben“}	Anbauf Frucht
F_INTERZ	N10,4	Gleitkommawert	Pflanzen-Interzeption [%]
RANDSTR	N10,4	Gleitkommawert	Breite d. Randstreifens [m]
HUMUS	C10	{„h1“ ... „h6“ „H“}	Humusgehalt d. Bodens [Klassen]
P1_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	Name der 1. Substanz
P1_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	Menge [g/m ²] d. 1. Substanz
P1_D	N10,4	Gleitkommawert	Tage [d] zw. Anwendung u. Regen
P1_KOC	N10,4	Gleitkommawert	KOC-Wert [l/kg] 1. Substanz
P2_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	s.o. (P1_...)
P2_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	
P2_D	N10,4	Gleitkommawert	
P2_KOC	N10,4	Gleitkommawert	
P3_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	
P3_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	
P3_D	N10,4	Gleitkommawert	
P3_KOC	N10,4	Gleitkommawert	
P4_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	
P4_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	
P4_D	N10,4	Gleitkommawert	
P4_KOC	N10,4	Gleitkommawert	

...

P15_NAME	C20	Substanz aus Tabelle sz_psm.dbf	
P15_MENGE	N10,4	Gleitkommawert	
P15_D	N10,4	Gleitkommawert	
P15_KOC	N10,4	Gleitkommawert	

Datenformate der GIS-Themen

Folgende Shapes/Felder müssen für das Script „GIS-Data-Provider“ vorhanden sein:

Probestellen

Feldname	Typ	Beschreibung	Bemerkung
MESSTNR	Text	Offizielle NLWK-Nummer	z.B. {48282706, ...}
NAME	Text	Messtellename	z.B. {Hagenriede, ...}
INT_BEZ	Text	Interner (Stawa-) Name/Nr.	z.B. {CE001, 191a, ...}
RECHTSWERT	Numerisch	Rechtswert	Gauss-Krüger RW
HOCHWERT	Numerisch	Hochwert	Gauss-Krüger HW

Regen

Feldname	Typ	Beschreibung	Bemerkung
GRIDCODE	Numerisch	Regenwert [mm]	Durschn. >= 6mm

Boden

Feldname	Typ	Beschreibung	Bemerkung
HNBOB	Text	Bodenart (NLFB)	{Vn,Vb,Vbn, ...}
BOATYP	Text	Bodenart (NLFB)	{Gt, Ls, ...}
NEIG	Text	Neigungsklasse (NLFB)	{N0...N6}
HUMUS	Text	Humus (NLFB)	{h1...h6, H}

Nutzungs

Feldname	Typ	Beschreibung	Bemerkung
OBJART	Text	Art der Landnutzung (ATKIS)	{Ackerland, Wald Forst, ...}

Gesamt

Das Ergebnisthema, welches alle verschnittenen Einzelthemen enthält, muss um folgende Felder ergänzt werden:

Feldname	Typ	Beschreibung	Bemerkung
AREA	Numerisch	Fläche [m ²] der Teilfläche	Neu berechnen nach Verschneidung mit Skript „Berechne_Area“ !

Szenario-Tabellen

Die Szenario-Tabellen enthalten Berechnungsgrundlagen des Simulator-Moduls. Sie dienen beispielweise zur Umsetzung von Klassenwerten in Zahlenwerte.

Tabelle: **sc_f1.dbf**
Format: dBASEIV

Bemerkung: Szenario-Tabelle für Hangneigung. Die Tabelle sc_f1.dbf bildet die Hangneigungsklassen der NLFB-Bodendaten auf prozentuale Gefällewerte ab. Derzeit sind zwei Szenarien definiert: 1: mittlere Steigung 2: max. Steigung in bezug auf den Bodentyp.

Feldname	Datentyp	Wertebereich	Beschreibung
SCENARIO	C40	Alphanumerisch	Nummer/Name des Szenarios
Neig	C10	{ „N0“ „N1“ ... „N6“ }	Hangneigung [Klasse]
F1	N14,8	Gleitkommawert	Hangneigung [%] zur geg. Klasse

Tabelle: **sc_interz.dbf**
Format: dBASEIV

Bemerkung: Szenario-Tabelle für Pflanzeninterzeption. Die Tabelle sc_interz.dbf gibt die prozentuale Pflanzeninterzeption in Abhängigkeit von Anbaufrucht und Datum/Zeitraum an. Derzeit ist ein Standard-Szenario definiert, welches [OECD2000] entnommen wurde.

Feldname	Datentyp	Wertebereich	Beschreibung
SCENARIO	C40	Alphanumerisch	Nummer/Name des Szenarios
FRUCHT	C20	{ „Getreide“ „Rüben“ }	Anbaufrucht
TAG_VON	N3,0	Ganzzahl 1-31	Zeitraum Anfang 1. Tag
MONAT_VON	N3,0	Ganzzahl 1-12	Zeitraum Anfang Monat
TAG_BIS	N3,0	Ganzzahl 1-31	Zeitraum Ende letzter Tag
MONAT_BIS	N3,0	Ganzzahl 1-12	Zeitraum Ende Monat
PI	N3,0	Ganzzahl 0-100	Pfl.-Interzeption [%] f. geg. Zeitraum

Tabelle: **sc_soil.dbf**
Format: dBASEIV

Bemerkung: Szenario-Tabelle für Bodentypen. Die Tabelle sc_soil.dbf ordnet den NLFB-Bodendaten den Bodentyp sandig (= „s“) oder lehmig (= „l“) zu.

Feldname	Datentyp	Wertebereich	Beschreibung
SCENARIO	C40	Alphanumerisch	Nummer/Name des Szenarios
HNBOB	C10	{ „Lsu“ „Lt2“ ... }	Kürzel aus NLFB-GIS-Daten HNBOB
BOATYP	N15	{ „Lt{Tst“ „S=Si“ ... }	Kürzel aus NLFB-GIS-Daten BOATYP
SOIL	C10	{ „l“ „s“ }	Bodentyp, grobe Einteilung

Tabelle: sc_q.dbf
Format: dBASEIV

Bemerkung: Szenario-Tabelle für Runoff-Berechnung. Die Tabelle sc_q.dbf enthält die Runoff-Werte in Abhängigkeit von Bodenszenario und Regenmenge. Die Tabelle basiert auf Nachschlagetabellen von Lutz (1984) und Maniak (1992).

Es wurden drei Szenarios definiert:

Scenario 1: bare soil, high moisture
 Scenario 2: bare soil, low moisture
 Scenario 3: covered soil, low moisture

Feldname	Datentyp	Wertebereich	Beschreibung
SCENARIO	C40	Alphanumerisch	Nummer/Name des Szenarios
SOIL	C10	{„l“„s“} aus Tabelle sc_soil.dbf	Bodenklasse lehmig/sandig
P	N14,8	Gleitkommawert	Regenmenge [mm/Ereignis]
Q	N14,8	Gleitkommawert	Runoffmenge [mm/Ereignis]

Tabelle: sc_orgprz.dbf
Format: dBASEIV

Bemerkung: Szenario-Tabelle für Gehalt an organischem Kohlenstoff nach Humusklasse. Derzeit ist ein Szenario definiert.

Feldname	Datentyp	Wertebereich	Beschreibung
SCENARIO	C40	Alphanumerisch	Nummer/Name des Szenarios
HUMUS	C10	{„h1“...“h6““H“}	Humusgehalt d. Bodens [Klassen]
ORGPRZ	N14,4	Gleitkommawert	Org. Kohlenstoff [%]
FAKTOR	N10,4	Gleitkommawert	%oc = orgprz / faktor

Tabelle: sc_orgprz.dbf
Format: dBASEIV

Bemerkung: Tabelle mit Substanzen und Substanzeigenschaften (KOC, DT50, ...). Die Substanznamen dieser Tabelle müssen mit den Substanznamen aus dem GIS übereinstimmen.

Feldname	Datentyp	Wertebereich	Beschreibung
SCENARIO	C40	Alphanumerisch	Nummer/Name des Szenarios
SUBSTANZ	C20	Alphanumerisch	Name der Substanz
GRUPPE	C1	{„i““f““h“}	Insektizid, Fungizidm Herbizid
KOC	N20,4	Gleitkommawert	KOC-Wert [l/kg]
DT50	N20,10	Gleitkommawert	Halbwertszeit im Boden [d]
FRUCHT	C20	{„Getreide““Rüben“}	Anbaufrucht f. PSM-Anwendung
FRUCHTFKT	N20,2	Gleitkommawert	menge=fläche*aufwmenge*frfaktor
AWM	N20,8	Gleitkommawert	Anwendungsmenge [kg/ha]
AWM_GQM	N20,8	Gleitkommawert	Anwendungsmenge [g/m ²]

4. GIS-Skripte

Nachfolgend werden wichtige GIS-Skripte aufgeführt, die für die Vorverarbeitung der Eingangsdaten entwickelt wurden. Als Programmiersprache kam Avenue® zum Einsatz. Avenue® ist die im verwendeten GIS (ArcView®) integrierte Programmiersprache.

Die kompletten Quelltexte befinden sich im GIS-Projekt „runoffsim.apr“ auf der CD-ROM.

Skript: GIS-Data-Provider

Das Avenue®-Skript „GIS-Data-Provider“ ist die wichtigste Komponente des Informationssystems zur Gewinnung der für die Simulation erforderlichen Umland- und Eingangsdaten. Das Skript setzt voraus, dass die Rohdaten in Shape-Dateien konvertiert wurden und dass die unter 0 aufgeführten Felder nach Namen und Typen vorhanden sind.

```

' *****
' * Script   : GIS-DataProvider 1.01 (Korridorpuffer)
' *           Gibt Umlandparameter für Acker-Teilflächen zurück
' *           - einige weitere Werte NEIG, ... werden gespeichert für PSM-Simulator
' * erstellt: 12.07.2000
' * geändert: 14.01.2003
' * Autor    : Michael Probst, TU-BS, AG-Limnologie
' *****

' *** Protokolldatei anlegen *****
doProt = true
if (doProt) then
  protfile = LineFile.Make("C:\Temp\dataprovder.log".AsFileName, #FILE_PERM_WRITE)
end

' *** Aktuelles View auswählen *****
theView = av.FindDoc("View1")

' *** Probestellenthema wählen *****
result = msgbox.listasstring(theView.GetThemes, "Themen", "Probestellen-Thema
wählen...")
if (result=NIL) then exit end

ProbenThema           = theView.FindTheme(result.AsString)
ProbenVTab            = ProbenThema.GetFTab
Proben_MSTNR          = ProbenVTab.FindField("MESSTNR")
Proben_RW              = ProbenVTab.FindField("rechtswert")
Proben_HW              = ProbenVTab.FindField("hochwert")
Proben_INTBEZ         = ProbenVTab.FindField("Int_bez")

' *** Probestellenpuffer-Thema wählen *****
result = msgbox.listasstring(theView.GetThemes, "Themen",
"Probestellen-PUFFER-Thema wählen...")
if (result=NIL) then exit end

PSTPuffThema         = theView.FindTheme(result.AsString)
PSTPuffVTab          = PSTPuffThema.GetFTab

' *** GEW x Probestellenpuffer wählen *****
result = msgbox.listasstring(theView.GetThemes, "Themen",
"Gewässer x Probestellen-PUFFER-Thema wählen...")
if (result=NIL) then exit end

GewXPstPuffThema     = theView.FindTheme(Result.AsString)
GewXPSTPuffVTab      = GewXPstPuffThema.GetFTab
AGEWxPSTPuff         = GewXPstPuffVTab.FindField("Area")           ' // Puffer-
Teilfläche

' *** GEW x PST x Regen X Boden X Acker -Thema wählen *****

```

```

result = msgbox.listasstring(theView.GetThemes, "Themen",
    "Gewässer x Probest. x Regen x Boden x Acker - Thema wählen...")
if (result=NIL) then exit end

GEWPSTXRBA_Thema = theView.FindTheme(result.AsString)
GEWPSTXRBA_VTab = GEWPSTXRBA_Thema.GetFTab

'GEWPSTXRBA_Q = GEWPSTXRBA_VTab.FindField("Q")
'GEWPSTXRBA_f1 = GEWPSTXRBA_VTab.FindField("f1")
GEWPSTXRBA_P = GEWPSTXRBA_VTab.FindField("Gridcode") ' Niederschlag mm
GEWPSTXRBA_Area = GEWPSTXRBA_VTab.FindField("Area") ' (Teil-) Fläche
GEWPSTXRBA_NutzTyp= GEWPSTXRBA_VTAB.FindField("Objart") ' Art der Nutzung Klarext
"Ackerland"
GEWPSTXRBA_Hnbod = GEWPSTXRBA_VTAB.FindField("Hnbod")
GEWPSTXRBA_Boatyp = GEWPSTXRBA_VTAB.FindField("Boatyp")
GEWPSTXRBA_Humus = GEWPSTXRBA_VTAB.FindField("Humus")

'### neu ab 15.08.2002 - V.2.1 -----
GEWPSTXRBA_NEIG = GEWPSTXRBA_VTAB.FindField("Neig") ' NEIGung für PSM-Sim

' *** Ergebnistabelle anlegen *****
TabName = "C:\TEMP\gis_data.dbf".AsFileName
ergVTable = VTab.MakeNew(Tabname, dbase)
ergTable = Table.Make(ergVTable)

f_MSTNR = Field.Make("MESSTNR", #FIELD_CHAR, 10, 0)
f_INTBEZ = Field.Make("INT_BEZ", #FIELD_CHAR, 10, 0)
f_DATUM = Field.Make("DATUM", #FIELD_DATE, 10, 0)
f_UHRZEIT = Field.Make("UHRZEIT", #FIELD_CHAR, 5, 0)
f_RW = Field.Make("RW", #FIELD_LONG, 8, 0)
f_HW = Field.Make("HW", #FIELD_LONG, 8, 0)
f_AREA = Field.Make("AREA", #FIELD_DOUBLE, 14, 6) ' Fläche der
Teilfl.
f_OBJART = Field.Make("OBJART", #FIELD_CHAR, 10, 0) ' Nutzungstyp,
ObjArt
f_NEIG = Field.Make("NEIG", #FIELD_CHAR, 10, 0) ' Neigungsklasse
Nl...
f_GEFPRZ = Field.Make("GEF_PRZ", #FIELD_DOUBLE, 14, 6) ' Gef. % ersetzt
NEIG
f_HNBOD = Field.Make("HNBOD", #FIELD_CHAR, 10, 0)
f_BOATYP = Field.Make("BOATYP", #FIELD_CHAR, 20, 0)
f_P = Field.Make("P", #FIELD_DOUBLE, 14, 6) ' Regen
f_ABFLUSS = Field.Make("ABFLUSS", #FIELD_DOUBLE, 14, 6)
f_BREITE = Field.Make("BREITE", #FIELD_DOUBLE, 14, 6)
f_FRUCHT = Field.Make("FRUCHT", #FIELD_CHAR, 10, 0)
f_FINTERZ = Field.Make("F_INTERZ", #FIELD_DOUBLE, 14, 6)
f_RANDSTR = Field.Make("RANDSTR", #FIELD_DOUBLE, 14, 6)
f_HUMUS = Field.Make("HUMUS", #FIELD_CHAR, 10, 0)

f_P1NAME = Field.Make("P1_NAME", #FIELD_CHAR, 20, 0)
f_P1MENGE = Field.Make("P1_MENGE", #FIELD_DOUBLE, 14, 6)
f_P1D = Field.Make("P1_D", #FIELD_DOUBLE, 14, 6)
f_P1KOC = Field.Make("P1_KOC", #FIELD_DOUBLE, 14, 6)
f_P2NAME = Field.Make("P2_NAME", #FIELD_CHAR, 20, 0)
f_P2MENGE = Field.Make("P2_MENGE", #FIELD_DOUBLE, 14, 6)
f_P2D = Field.Make("P2_D", #FIELD_DOUBLE, 14, 6)
f_P2KOC = Field.Make("P2_KOC", #FIELD_DOUBLE, 14, 6)
f_P3NAME = Field.Make("P3_NAME", #FIELD_CHAR, 20, 0)
f_P3MENGE = Field.Make("P3_MENGE", #FIELD_DOUBLE, 14, 6)
f_P3D = Field.Make("P3_D", #FIELD_DOUBLE, 14, 6)
f_P3KOC = Field.Make("P3_KOC", #FIELD_DOUBLE, 14, 6)

ergVTable.AddFields({
    f_MSTNR, f_INTBEZ, f_DATUM, f_UHRZEIT, f_RW, f_HW,
    f_AREA, f_OBJART, f_NEIG, f_GEFPRZ, f_HNBOD, f_BOATYP,
f_P,
    f_ABFLUSS, f_BREITE, f_FRUCHT, f_FINTERZ, f_RANDSTR, f_HUMUS,
    f_P1NAME, f_P1MENGE, f_P1D, f_P1KOC,
    f_P2NAME, f_P2MENGE, f_P2D, f_P2KOC,

```

```

        f_P3NAME, f_P3MENGE, f_P3D, f_P3KOC
    })

av.ShowStopButton

ProbenBitmap = Bitmap.Make(ProbenVTab.GetNumRecords)
PSTPuffBitmap = Bitmap.Make(PSTPuffVTab.GetNumRecords)
AnzPSTPuffer = PSTPuffVTab.GetNumRecords
AnzProbest = ProbenVTab.GetNumRecords

' *** Analyse beginnt *****
FOR EACH ProbestRec IN ProbenVTab ' Alle Probestellen durchlaufen

    ' *** Zunächst die Probestelle auswählen *****
    ProbenBitmap.ClearAll
    ProbenBitmap.Set(ProbestRec)
    ProbenVTab.SetSelection(ProbenBitmap)
    ProbenVTab.UpdateSelection

    av.SetShowStatus(FALSE)

    ' *** PSTPuffer zu PST auswählen (Erste PST in ProbenTable = Letzter Puffer in
    PSTPuffTab)
    PSTPuffBitmap.ClearAll
    PSTPuffBitmap.Set(AnzPSTPuffer - ProbestRec - 1)
    PSTPuffVTab.SetSelection(PSTPuffBitmap)
    PSTPuffVTab.UpdateSelection

    ' *** GEWxPST-Puffer-Streifen zu PSTPuffer-Kreis auswählen *****
    GewXPstPuffThema.ClearSelection
    GewXPstPuffThema.SelectByTheme(PSTPuffThema, #FTAB_RELTYPE_ISCOMPLETELYWITHIN, 0,
        #VTAB_SELTYPE_NEW)

    ' *** Umland-Puffer nur auswählen, wenn GEWxPST-Puffer-Streifen vorhanden -----
    if (GEWxPSTPuffVTab.GetSelection.Count > 0) then

        ' *** GEWxPSTxRxBxA zu GEWxPSTPuffer auswählen *****
        GEWPSTxRBA_Thema.ClearSelection
        GEWPSTxRBA_Thema.SelectByTheme(GEWxPSTPuffThema, #FTAB_RELTYPE_ISCOMPLETELYWITHIN,
            0, #VTAB_SELTYPE_NEW)

        iTFCCount=0 ' Teilflächenzähler

        ' *** AUSWERTUNG beginnt *****
        for each GEWPSTxRBAREc in GEWPSTxRBA_VTab.GetSelection ' jede TF innerhalb
        Puffer d. PST
            iTFCCount = iTFCCount + 1

            ' *** Nutzungstyp ermitteln
            ObjArt = GEWPSTxRBA_VTab.ReturnValue(GEWPSTxRBA_NutzTyp, GEWPSTxRBAREc)
            sNutzTyp = ""
            if (ObjArt = 4101) then sNutzTyp = "Ackerland" elseif
                (ObjArt = 4102) then sNutzTyp = "Grünland" elseif
                (ObjArt = 4107) then sNutzTyp = "Wald" elseif
                (ObjArt = 2111) then sNutzTyp = "Siedlung"
            else
                sNutzTyp = ""
            end

            if (sNutzTyp="Ackerland") then ' ----- nur Ackerteilflächen exportieren

                ' *** Probestellen-Daten in Ergebnistabelle schreiben
                recAdd = ergVTable.AddRecord
                ergVTable.SetValue(f_MSTNR, recAdd, ProbenVTab.ReturnValue(Proben_MSTNR,
                ProbestRec))
                ergVTable.SetValue(f_INTBEZ, recAdd, ProbenVTab.ReturnValue(Proben_INTBEZ,
                ProbestRec))
                ergVTable.SetValue(f_DATUM, recAdd, Date.Make("2000715", "yyyyMMdd"))

```

```

    ergVTable.SetValue(f_UHRZEIT,recAdd, "09:00")
    ergVTable.SetValue(f_RW,      recAdd, ProbenVTab.ReturnValue(Proben_RW,
ProbestRec))
    ergVTable.SetValue(f_HW,      recAdd, ProbenVTab.ReturnValue(Proben_HW,
ProbestRec))
    ergVTable.SetValue(f_INTBEZ, recAdd, ProbenVTab.ReturnValue(Proben_INTBEZ,
ProbestRec))
    ergVTable.SetValue(f_AREA,    recAdd, GEWPSTXRBA_VTab.ReturnValue(
GEWPSTXRBA_Area, GEWPSTXRBARec))
    ergVTable.SetValue(f_OBJART,  recAdd, sNutzTyp)
    ergVTable.SetValue(f_NEIG,    recAdd,
GEWPSTXRBA_VTab.ReturnValue(GEWPSTxRBA_NEIG, GEWPSTXRBARec))
    ergVTable.SetValue(f_GEFPRZ,  recAdd, NIL)
    ergVTable.SetValue(f_HNBOD,   recAdd,
GEWPSTXRBA_VTab.ReturnValue(GEWPSTxRBA_HNBOD, GEWPSTXRBARec))
    ergVTable.SetValue(f_BOATYP,  recAdd,
GEWPSTXRBA_VTab.ReturnValue(GEWPSTxRBA_BOATYP, GEWPSTXRBARec))
    ergVTable.SetValue(f_HUMUS,   recAdd,
GEWPSTXRBA_VTab.ReturnValue(GEWPSTxRBA_HUMUS, GEWPSTXRBARec) )
    ergVTable.SetValue(f_P,       recAdd, GEWPSTXRBA_VTab.ReturnValue(GEWPSTxRBA_P,
GEWPSTXRBARec))

    ergVTable.SetValue(f_ABFLUSS,recAdd, 10)
    ergVTable.SetValue(f_BREITE, recAdd, 2)
    ergVTable.SetValue(f_FRUCHT, recAdd, "")
    ergVTable.SetValue(f_FINTERZ,recAdd, 0)
    ergVTable.SetValue(f_RANDSTR,recAdd, 0)

    ergVTable.SetValue(f_P1NAME, recAdd, "Ethofumesat")
    ergVTable.SetValue(f_P2NAME, recAdd, "Azoxystrobin")
    ergVTable.SetValue(f_P3NAME, recAdd, "Bifenox")

    ergVTable.SetValue(f_P1D, recAdd, 3)
    ergVTable.SetValue(f_P2D, recAdd, 3)
    ergVTable.SetValue(f_P3D, recAdd, 3)
end ' ..... if Ackerland

if (doProt) then
    MESSTNR = ProbenVTab.ReturnValue(Proben_MSTNR, ProbestRec)
    INTBEZ  = ProbenVTab.ReturnValue(Proben_INTBEZ, ProbestRec)
    ProtFile.WriteElt(">>> " + "RecNo=" + ProbestRec.AsString +
"/ TFNr="+iTFCount.AsString +
"/ MessStnr=" + messtnr + " / INTBEZ=" + INTBEZ.AsString +
"/ Typ=" + sNutzTyp)
end

END ' for each GEWx...   jede TF des MST-Puffers

av.SetShowStatus(TRUE)

else ' *** PSTxGEW-Puffer vorhanden? = nein
    if (doProt) then
        ProtFile.WriteElt("*** KEIN PSTxGEW-Puffer!!!")
    end
end'___if (GEWxPSTPuffVTab.GetSelection.Count > 0) then ... alle Puffer

' *** Positionszeiger aktualisieren usw.
av.ShowMsg("PstNr="+ProbestRec+1).AsString+" von " +
AnzProbest.AsString+" / MSTNR="+messtnr.AsString)

more = av.SetStatus((ProbestRec+1)/AnzProbest*100)
av.ProcessAllInvals ' *** Bildschirm aktualisieren (langsam)
if (not more) then break end
END'...for each rec in ProbenVTab ... alle Probestellen

' *** Aufräumen *****
av.GetProject.RemoveDoc(av.FindDoc("table1")) ' *** ErgVTable löschen (ACHTUNG)

```

Skript: Berechne_Area

```

' *****
' * Script   : Berechne_Area
' * Beschr  : Area-Feld eines Themas neu berechnen
' *      "   : Feld wird angefügt, wenn es nicht existiert,
' *      "   : anschließend über area = [shape].returnarea neu berechnet
' * Autor   : Michael Probst
' * erstellt: 7.9.2000
' * geändert: 8.9.2000
' *****

sdone=""

' *** Aktuelles View auswählen
theView = av.FindDoc("View1")

' *** Probestellenthema wählen *****
result = msgbox.listasstring(theView.GetThemes,"Thema für Area-Berechnung wählen:",
                             "Script: Area-Feld berechnen")

if (result=NIL) then exit end

theTheme = theView.FindTheme(result.AsString)
theFTab  = theTheme.GetFTab

' *** Area-Feld anfügen, falls nicht vorhanden *****
if (theFTab.FindField("Area") = NIL) then
  av.ShowMsg("Area-Feld anfügen...")
  f_Area = Field.Make("Area", #FIELD_DOUBLE, 12,6)
  theFTab.SetEditable(TRUE)
  theFTab.AddFields({f_Area})
  theFTab.SetEditable(FALSE)
  sdone ="Area-Feld angefügt."
end

' *** Area-Feld neu berechnen: Area=[Shape].ReturnArea *****
f_Area = theFTab.Findfield("Area")

if(f_Area <> NIL) then
  expr = "([Shape].ReturnArea)"
  theFTab.SetEditable(TRUE)
  theTheme.ClearSelection
  theFTab.Calculate( expr, f_Area )
  theFTab.SetEditable(FALSE)
  sdone = sdone + " Area-Feld berechnet."
  sdone = sdone + " (Thema: " + result.AsString + ")"
  msgbox.Info(sdone, "Beendet")
else
  msgbox.error("Berechnung fehlgeschlagen", "FEHLER")
end

```

Skript: Berechne_Q

```

' *****
' * Name     : Berechne_Q
' * Bem.    : Berechnet Q-Faktor abhängig von P und Soil
' *
' * erstellt: 24.08.2000
' * geändert: 08.09.2000
' * Autor   : Michael Probst
' *****

' *** Aktuelles View auswählen
theView = av.FindDoc("View1")

' *** RegenxBoden-Thema wählen *****
result = msgbox.listasstring(theView.GetThemes,"REGENxBODEN-Thema wählen:",
                             "Script: Berechne_Q")

```

```
if (result=NIL) then exit end

RxBThema = theView.FindTheme(result.AsString)
RxBFTab = RxBThema.GetFTab

' --- Q-Feld an RXB anfügen, falls nicht vorhanden -----
if (RxBFTab.FindField("Q") = NIL) then
  av.ShowMsg("Q-Feld anfügen...")
  f_RXB_Q = Field.Make("Q", #FIELD_DOUBLE, 12,6)
  RxBFTab.SetEditable(TRUE)
  RxBFTab.AddFields({f_RXB_Q})
  RxBFTab.SetEditable(FALSE)
end

av.ShowStopButton
RxBFTab.SetEditable(TRUE)

for each rec in RxBFTab

  ' --- Q abhängig von Soil und P berechnen ---
  Soil = RxBFTab.ReturnValue( RxBFTab.FindField("Soil"), rec).AsString
  P = RxBFTab.ReturnValue( RxBFTab.FindField("Gridcode"), rec)
  Q = -1

  if ((Soil = "sandy") AND (P=06)) then Q=0.04 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=07)) then Q=0.08 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=08)) then Q=0.12 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=09)) then Q=0.18 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=10)) then Q=0.23 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=11)) then Q=0.31 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=12)) then Q=0.38 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=13)) then Q=0.47 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=14)) then Q=0.56 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=15)) then Q=0.67 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=16)) then Q=0.78 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=17)) then Q=0.91 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=18)) then Q=1.03 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=19)) then Q=1.17 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=20)) then Q=1.31 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=21)) then Q=1.47 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=22)) then Q=1.63 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=23)) then Q=1.81 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=24)) then Q=1.98 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=25)) then Q=2.17 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=26)) then Q=2.35 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=27)) then Q=2.56 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=28)) then Q=2.76 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=29)) then Q=2.98 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=30)) then Q=3.19 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=31)) then Q=3.42 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=32)) then Q=3.65 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=33)) then Q=3.89 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=34)) then Q=4.13 end
  if ((Soil = "sandy") AND (P=35)) then Q=4.39 end

  if ((Soil = "loamy") AND (P=06)) then Q=0.19 end
  if ((Soil = "loamy") AND (P=07)) then Q=0.27 end
  if ((Soil = "loamy") AND (P=08)) then Q=0.35 end
  if ((Soil = "loamy") AND (P=09)) then Q=0.46 end
  if ((Soil = "loamy") AND (P=10)) then Q=0.56 end
  if ((Soil = "loamy") AND (P=11)) then Q=0.69 end
  if ((Soil = "loamy") AND (P=12)) then Q=0.81 end
  if ((Soil = "loamy") AND (P=13)) then Q=0.96 end
  if ((Soil = "loamy") AND (P=14)) then Q=1.11 end
  if ((Soil = "loamy") AND (P=15)) then Q=1.28 end
  if ((Soil = "loamy") AND (P=16)) then Q=1.45 end
  if ((Soil = "loamy") AND (P=17)) then Q=1.64 end
  if ((Soil = "loamy") AND (P=18)) then Q=1.83 end
  if ((Soil = "loamy") AND (P=19)) then Q=2.04 end
```

```

if ((Soil = "loamy") AND (P=20)) then Q=2.25 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=21)) then Q=2.49 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=22)) then Q=2.72 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=23)) then Q=2.97 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=24)) then Q=3.22 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=25)) then Q=3.49 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=26)) then Q=3.76 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=27)) then Q=4.05 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=28)) then Q=4.34 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=29)) then Q=4.65 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=30)) then Q=4.95 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=31)) then Q=5.27 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=32)) then Q=5.59 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=33)) then Q=5.93 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=34)) then Q=6.27 end
if ((Soil = "loamy") AND (P=35)) then Q=6.63 end

' --- Q-Wert in Tabelle eintragen ---
RxBFTab.SetValue(RxBFTab.FindField("Q"), rec, Q)

' --- Positionszeiger aktualisieren
av.ShowMsg("Q - Datensatz "+ (rec+1).AsString + " von "+
RxBFTab.GetNumRecords.AsString)

more = av.SetStatus( (rec+1) / RxBFTab.GetNumRecords * 100)

if (not more) then break end
end' for each...

RxBFTab.SetEditable(FALSE)

MsgBox.Info("Q wurde berechnet (Thema: "+result.AsString+)", "Beendet:")

```

Skript: Berechne Soil_f1

```

' *****
' * Name      : Berechne Soil und f1
' * Bem.     : Einordnung der Bodentypen nach "loamy" und "sandy"
' *          : Berechnet f1-Faktor aus Neigung
' * erstellt: 17.08.2000
' * geändert: 21.02.2001
' * Autor    : Michael Probst
' *****

' *** Aktuelles View auswählen
theView = av.FindDoc("View1")

' *** Boden-Thema wählen *****
result = msgbox.listasString(theView.GetThemes,"BODEN-Thema wählen:",
"Script: Berechne Soil und f1")

if (result=NIL) then exit end

BodenThema = theView.FindTheme(result.AsString)
BodenVTab = BodenThema.GetFTab

' --- Soil-Feld an Boden anfügen, falls nicht vorhanden -----
if (BodenVTab.FindField("Soil") = NIL) then
av.ShowMsg("Soil-Feld anfügen...")
f_Boden_Soil = Field.Make("Soil", #FIELD_CHAR, 10,0)
BodenVTab.SetEditable(TRUE)
BodenVTab.AddFields({f_Boden_Soil})
BodenVTab.SetEditable(FALSE)
end

' --- f1-Feld an Boden anfügen, falls nicht vorhanden -----
if (BodenVTab.FindField("f1") = NIL) then
av.ShowMsg("f1-Feld anfügen...")
f_Boden_f1 = Field.Make("f1", #FIELD_DOUBLE, 12, 6)

```

```

    BodenVTab.SetEditable(TRUE)
    BodenVTab.AddFields({f_Boden_f1})
    BodenVTab.SetEditable(FALSE)
end

av.ShowStopButton
BodenVTab.SetEditable(TRUE)

for each rec in BodenVTab

  ' --- fl abhängig von "Neig" (Neigung) berechnen

  Neigung = BodenVTab.ReturnValue( BodenVTab.FindField("Neig") , rec).AsString
  if (Neigung = "N0" ) then fl = 0.022953 elseif
    (Neigung = "N1" ) then fl = 0.0699689 elseif
    (Neigung = "N2" ) then fl = 0.1901484 elseif
    (Neigung = "N3" ) then fl = 0.5499967 elseif
    (Neigung = "N4" ) then fl = 1 elseif
    (Neigung = "N5" ) then fl = 1 elseif
    (Neigung = "N6" ) then fl = 1 else
    fl = -1
  end

  ' --- Soil abhängig von HnBod berechnen ---
  HnBod = BodenVTab.ReturnValue( BodenVTab.FindField("Hnbod"), rec).AsString
  if(
    (HnBod = "Lsu") or
    (HnBod = "Lt2") or
    (HnBod = "Lt3") or
    (HnBod = "Sl3") or
    (HnBod = "Sl4") or
    (HnBod = "Slu") or
    (HnBod = "Tu3") or
    (HnBod = "Ul3") or
    (HnBod = "Us") or
    (HnBod = "Ut3")
  ) then Soil = "loamy"

  elseif(
    (HnBod = "Hn") or
    (HnBod = "Hh") or
    (HnBod = "Hhs") or
    (HnBod = "fS") or
    (HnBod = "fSms") or
    (HnBod = "mSfs") or
    (HnBod = "Sl2")
  ) then Soil = "sandy"
  else
    Soil = "-1" ' --- undefiniert ---
  end

  BoaTyp = BodenVTab.ReturnValue( BodenVTab.FindField("Boatyp"), rec).AsString

  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "Gt")) then Soil = "loamy" end
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "Ls//Lt=Tst")) then Soil = "loamy" end '?!
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "Ls//Qu")) then Soil = "loamy" end
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "Ls//Sl=Gw")) then Soil = "loamy" end
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "Ls//Ust")) then Soil = "loamy" end
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "Lt/Kst")) then Soil = "loamy" end
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "Lt\Kst")) then Soil = "loamy" end
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "Lt\Tst")) then Soil = "loamy" end
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "S")) then Soil = "sandy" end
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "S=Sl")) then Soil = "sandy" end
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "Sl")) then Soil = "sandy" end
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "Sl//Lt=Qu")) then Soil = "loamy" end '?!
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "Sl//S=Sst")) then Soil = "sandy" end
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "Sl_S")) then Soil = "sandy" end
  if ((HnBod = "Vn") and (BoaTyp = "Ul//Lt=Ust")) then Soil = "loamy" end

```

```

if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Hn//F")) then Soil = "sandy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ls//Gb")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ls//Sl=Gw")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ls//Sst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ls//Ust")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ls=Tst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Lt//Kst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Lt/Kst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Lt/Tst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Lt\Kst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Lt\X=Kst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Lt\Yst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Sl")) then Soil = "sandy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Sl/Tu=Tst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Sl=Sst")) then Soil = "sandy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Tu=Tst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ul//G")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ul//Sl_Sst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ul=Sl_Sst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Us=Sl")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ut//Ls=Lt_Ust")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ut//Lt=Gw")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ut//Lt=Kst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ut=Tu")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ut=Tu_Kst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vb") and (BoaTyp = "Ut=Tu=Tst")) then Soil = "loamy" end

if ((HnBod = "Vbn") and (BoaTyp = "Ls//Gt")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vbn") and (BoaTyp = "Ls//Lt=Gt")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vbn") and (BoaTyp = "Ls//Lt=Ust")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vbn") and (BoaTyp = "Ls//Sst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vbn") and (BoaTyp = "Ls//Ust")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vbn") and (BoaTyp = "Ls\Tu=Tst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vbn") and (BoaTyp = "Ls=Lt=Ls_Tst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vbn") and (BoaTyp = "Lt/Tu//Kst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vbn") and (BoaTyp = "Lt/Tu/Kst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vbn") and (BoaTyp = "Lt\Tu//Lt=Tst")) then Soil = "loamy" end
if ((HnBod = "Vbn") and (BoaTyp = "S\X=Sst")) then Soil = "sandy" end
if ((HnBod = "Vbn") and (BoaTyp = "Sl=Sst")) then Soil = "sandy" end

if ((HnBod = "Su3") and (BoaTyp = "Su//S")) then Soil = "sandy" end
if ((HnBod = "Su4") and (BoaTyp = "Su//S")) then Soil = "sandy" end

' --- Boden- und fl-Werte in Tabelle eintragen ---

BodenVTab.SetValue(BodenVTab.FindField("fl"), rec, fl)
BodenVTab.SetValue(BodenVTab.FindField("Soil"), rec, soil)

' --- Positionszeiger aktualisieren
av.ShowMsg("Bodentyp/Neigung - Datensatz "+ (rec+1).AsString + " von "+
BodenVTab.GetNumRecords.AsString)
more = av.SetStatus( (rec+1) / BodenVTab.GetNumRecords * 100)
if (not more) then break end

end' for each...

BodenVTab.SetEditable(FALSE)

MsgBox.Info("Soil, fl wurden berechnet (Thema: "+result.AsString+)", "Beendet:")

```

5. Der PSM-Simulator

Entwicklungsumgebung

Für die Entwicklung des PSM-Simulatorprogramms wurde die Entwicklungsumgebung Delphi® 5 Professional der Firma Borland verwendet. Die Programmiersprache ist Object Pascal®. Es wurden nur die mitgelieferten Standardkomponenten und Klassenbibliotheken verwendet.

Quelltexte

Nachfolgend werden die wichtigsten Delphi-Units (Quelltextmodule) des PSM-Simulators dargestellt. Die kompletten Quelltexte befinden sich auf der CD-ROM.

Unit: uGlobal

```
Unit uGlobal;

interface

const version = 'Version 1.1 / 10.12.2002';

var   iAnzPSM : integer = 15;   // Anzahl PSM in der Tabelle; max. z.Z. 15
      sInputTblName : String = '';
      sHomePath      : String;

implementation

end.
```

Unit: uMain

```
unit uMain;
// *****
// Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte
// in bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft
// TU-Braunschweig, AG Limnologie und Ökotoxikologie
// Author   : Michael Probst
// erstellt: 13.05.2002
// geändert: 19.08.2002
// *****

interface

//!!! ACHTUNG: evtl. Rechenfehler beim zugriff auf tblTMP-vorberechnete Felder

uses
  Windows, Messages, SysUtils, Classes, Graphics, Controls, Forms, Dialogs,
  Menus, ActnList, Grids, DBGrids, ComCtrls, DBCtrls, StdCtrls, ExtCtrls,
  Buttons, ToolWin, ImgList;

type
  TfrmMain = class(TForm)
    MainMenu1: TMainMenu;
    Dateil: TMenuItem;
    ffnenl: TMenuItem;
    Nl: TMenuItem;
    Beendenl: TMenuItem;
    ActionList1: TActionList;
    Oeffnen: TAction;
    Beenden: TAction;
    OpenDialog1: TOpenDialog;
    StatusBar1: TStatusBar;
    Berechnen: TAction;
    Simulation1: TMenuItem;
  end;
```

```
Berechnen1: TMenuItem;
Info: TAction;
Hilf1: TMenuItem;
Info1: TMenuItem;
Panel1: TPanel;
Label2: TLabel;
Bevel1: TBevel;
Label1: TLabel;
Label3: TLabel;
Label4: TLabel;
Label5: TLabel;
Label6: TLabel;
Label7: TLabel;
Label8: TLabel;
Label9: TLabel;
Label10: TLabel;
Label11: TLabel;
Label12: TLabel;
SpeedButton1: TSpeedButton;
SpeedButton2: TSpeedButton;
SpeedButton3: TSpeedButton;
SpeedButton4: TSpeedButton;
SpeedButton5: TSpeedButton;
SpeedButton6: TSpeedButton;
cb_f1: TComboBox;
cb_f2: TComboBox;
ed_f3: TEdit;
cb_q: TComboBox;
cb_orgprz: TComboBox;
cb_psm: TComboBox;
ed_d: TEdit;
cb_soil: TComboBox;
CoolBar1: TCoolBar;
ToolBar1: TToolBar;
ToolButton1: TToolButton;
ImageList1: TImageList;
ToolButton2: TToolButton;
ToolButton3: TToolButton;
ToolButton4: TToolButton;
cb_Probe: TComboBox;
Panel2: TPanel;
SpeedButton7: TSpeedButton;
SpeedButton8: TSpeedButton;
Label13: TLabel;
Label14: TLabel;
SpeedButton9: TSpeedButton;
Label15: TLabel;
Label17: TLabel;
Bevel2: TBevel;
GroupBox1: TGroupBox;
lMenge: TLabel;
Label18: TLabel;
Label19: TLabel;
Bevel3: TBevel;
Panel3: TPanel;
GroupBox2: TGroupBox;
lLPrz: TLabel;
acScGenerator: TAction;
Szenario1: TMenuItem;
Szenariogenerieren1: TMenuItem;
ToolButton5: TToolButton;
ToolButton6: TToolButton;
Label16: TLabel;
ed_Datum: TEdit;
procedure BeendenExecute(Sender: TObject);
procedure OeffnenExecute(Sender: TObject);
procedure FormCreate(Sender: TObject);
procedure BerechnenExecute(Sender: TObject);
procedure InfoExecute(Sender: TObject);
```

```

    procedure SpeedButton1Click(Sender: TObject);
    procedure SpeedButton2Click(Sender: TObject);
    procedure SpeedButton3Click(Sender: TObject);
    procedure SpeedButton4Click(Sender: TObject);
    procedure SpeedButton5Click(Sender: TObject);
    procedure SpeedButton6Click(Sender: TObject);
    procedure SpeedButton7Click(Sender: TObject);
    procedure SpeedButton8Click(Sender: TObject);
    procedure SpeedButton9Click(Sender: TObject);
    procedure acScGeneratorExecute(Sender: TObject);
    procedure cb_flKeyDown(Sender: TObject; var Key: Word;
      Shift: TShiftState);
private
  { Private-Deklarationen }
  procedure ShowStatusMsg(sMsg:String;iPanel:Integer);
  procedure OpenEditForm(tblName:String);
public
  { Public-Deklarationen }
  procedure GetMstList;
end;

var
  frmMain: TfrmMain;

implementation

uses uDM, uDatabase, uFunctions, uAbout, Math, uEditTable, uGlobal,
  uProgress, uScGenerator;

{$R *.DFM}

procedure TfrmMain.GetMstList;
var sMst, sDate, sTime: String;
begin
  ShowStatusMsg('Datei: ' + sInputTblName,0);

  // ----- Untersuchungsliste füllen
  with DM do begin
    cb_probe.Clear;
    cb_probe.items.add('<Alle>');

    qrytmp.sql.text := 'SELECT messtnr, datum, uhrzeit FROM "' + sInputTblName +
      '" GROUP BY messtnr, datum, uhrzeit' +
      ' ORDER BY messtnr, datum, uhrzeit';

    qrytmp.open;
    qrytmp.first;

    while not qrytmp.eof do begin
      sMst := ''; sDate := ''; sTime := '';

      try sMst := qryTmp['messtnr']; except;end;
      try sDate := DateToStr(qrytmp['datum']); except; end;
      try sTime := qryTmp['uhrzeit']; except; end;

      // ----- Messtnr auf 10 Z. füllen
      sMst := sMst + StringOfChar(' ', 10 - Length(sMst));
      sDate := sDate + StringOfChar(' ', 12 - Length(sDate));
      sTime := sTime + StringOfChar(' ', 6 - Length(sTime));

      cb_probe.Items.Add( sMst + ' ' + sDate + ' ' + Stime);
      qrytmp.next;
    end;//while
    qrytmp.close;
    cb_probe.itemindex := 0;
  end;//with dn
end;

// -----
procedure TfrmMain.OeffnenExecute(Sender: TObject);

```

```

begin
  OpenFileDialog.InitialDir := sHomePath;
  if OpenFileDialog.Execute then begin
    sInputTblName := OpenFileDialog.FileName;
    GetMstList;
  end;
end;

// -----
procedure TfrmMain.BerechnenExecute(Sender: TObject);
var i,abflfkt : integer;
    sP       : String;
    day,month,year:word;
    mengetf  : double;           // akk. PSM-Menge je Teilfläche
    mw_l_tf  : double;           // Mittl. L% der Teilfläche
    tStart   : TDateTime;        // Für Zeitmessung
    koc,dt50 : double;
    sMst, sDate, sTime, scbText : String;
    bAllMode : boolean;          // Flag: Alle / eine Stelle auswert.
    ifndPSM  : integer;          // tatsächlich gefundene PSM (<>NULL)
    sBem     : String;           // Bemerkung zu Korrekturen etc.

begin
  if sInputTBLName='' then begin           // Wenn keine Datei geöffnet
    ShowMessage('Keine Datei geöffnet.');// -> verlassen
    exit;
  end;

  tStart := Time;

  try
    if sInputTblName<>'' then
      begin
        with DM do begin
          sMst := ''; sDate := ''; sTime := '';
          sCbText := cb_probe.items[cb_probe.itemindex];
          sMst := Trim( Copy(sCbText, 1, 10) ); // Mst.-Nr. aus "1122 " extrah.
          sDate := Trim( Copy(sCbText, 11, 12) ); // Datum      "
          sTime := Trim( Copy(sCbText, 24, 6) ); // Zeit        "

          if cb_Probe.Items[cb_probe.itemindex] = '<Alle>' then
            bAllMode := TRUE else bAllMode := FALSE;

          if bAllMode then begin // ----- wenn alle Mst ausgewählt
            qryInputTbl.SQL.Text := 'SELECT * FROM "' + sInputTblName + '"';
            lMenge.Caption := '---';
            llPrz.Caption := '---';
          end
          else // ----- wenn nur eine Mst ausgewählt
            qryInputTbl.Sql.Text := 'SELECT * FROM "' + sInputTblName + '" +
              ' WHERE messtnr = "' + sMst + '" +
              ' AND datum = "' + sDate + '" +
              ' AND uhrzeit = "' + sTime + '"';

          qryInputTbl.Open;

          frmProgress.abbruch := false;
          frmProgress.ProgressBar1.Min := 0;
          frmProgress.ProgressBar1.Max := qryInputTbl.RecordCount;
          frmProgress.ProgressBar1.Position := 0;
          frmProgress.Label1.Caption := 'Simulation läuft...';
          frmProgress.Label2.Caption := '';
          frmProgress.Show;
          frmProgress.Update;

          // ----- Ergebnistabelle je Teilfläche und PSM anlegen
          CreateResultTable1;

          tblTmp.TableName := 'result1.dbf';

```

```

tblTmp.Exclusive := TRUE;
tblTmp.Open;
tblTmp.EmptyTable;
tblTmp.First;

qryInputTbl.first;

// for i:=1 to 11400 do
//   qryinputTbl.next;

while (not qryInputTbl.eof) AND (not frmProgress.abbruch) do begin
  sBem := '';

  frmProgress.ProgressBar1.Position := qryInputTbl.RecNo;
  frmProgress.Label2.Caption :=
    Format('Teilfläche %d von %d', [qryInputTbl.RecNo,
qryInputTbl.RecordCount]) +
    #13+'MESSTNR='+qryInputTbl['messtnr'] + ', Area='+
    FloatToStr(qryInputTbl['area'] ) ;

  //frmProgress.Update;
  ShowStatusMsg(Format('Berechne Datensatz %d von %d',
    [qryInputTbl.RecNo, qryInputTbl.RecordCount]),1);

  Application.ProcessMessages;

  // ----- Initialisieren
  mengetf := 0;
  mw_l_tf := 0;
  ifndPSM := 0;

  tblTmp.Append;
  // ----- Eingangsdaten übertragen
  try
    tblTmp['messtnr'] := qryInputTbl['messtnr'];
    tblTmp['int_bez'] := qryInputTbl['int_bez'];
    tblTmp['datum'] := qryInputTbl['datum'];
    tblTmp['uhrzeit'] := qryInputTbl['uhrzeit'];
    tblTmp['rw'] := qryInputTbl['rw'];
    tblTmp['hw'] := qryInputTbl['hw'];
    tblTmp['area'] := qryInputTbl['area'];
    tblTmp['objart'] := qryInputTbl['objart'];
    tblTmp['neig'] := qryInputTbl['neig'];
    tblTmp['gef_prz'] := qryInputTbl['gef_prz'];
    tblTmp['hnbod'] := qryInputTbl['hnbod'];
    tblTmp['boatyp'] := qryInputTbl['boatyp'];
    tblTmp['p'] := qryInputTbl['p'];
    tblTmp['abfluss'] := qryInputTbl['abfluss'];
    tblTmp['breite'] := qryInputTbl['breite'];
    tblTmp['frucht'] := qryInputTbl['frucht'];
    tblTmp['f_interz'] := qryInputTbl['f_interz'];
    tblTmp['humus'] := qryInputTbl['humus'];
  except
    sBem := sBem + 'F:SrcVal-';
  end;

  // Datum setzen, falls Editfeld Wert enthält
  if (ed_Datum.text <> '' ) then begin
    tblTmp['datum'] := ed_Datum.Text;
  end;

  // ----- Ergebnisse berechnen
  if qryInputTbl['gef_prz'] = NULL then // Neigungsklasse aus Sz.-Tabelle
  try
    tblTmp['f1'] :=
get_f1(cb_f1.items[cb_f1.itemindex],qryInputTbl['neig']);
  except
    tblTmp['f1'] := -1;

```

```

        sBem := sBem + 'F:NEIG-';
    end
else
    // %-Neigung aus Input-Tabelle
    tblTmp['f1'] := qryInputTbl['gef_prz'];

    // ----- f3=0,83^wbz (wbz=Breite des Randstreifens [m])
    if (ed_f3.text = '') then begin // aus Datei
        tblTmp['f3'] := Power(0.83, qryInputTbl['randstr']);
        tblTmp['randstr'] := qryInputTbl['randstr'];
    end else begin // aus EditFeld
        tblTmp['randstr'] := strtofloat(ed_f3.text);
        tblTmp['f3'] := Power(0.83, strtofloat(ed_f3.text));
    end;

    try
        tblTmp['soil'] := get_soil(cb_soil.items[cb_soil.itemindex],
            qryInputTbl['hnbod'], qryInputTbl['boatyp']);
    except
        tblTmp['soil'] := '?';
        sBem := sBem + 'F:HNBOD,BOATYP-';
    end;

    try
        tblTmp['q'] := get_q( cb_q.items[cb_q.itemindex],
            tblTmp['soil'], qryInputTbl['p']);
    except
        tblTmp['q'] := -1;
        sBem := sBem + 'F:SOIL,P-';
    end;

    try
        tblTmp['orgprz'] := get_orgprz(cb_orgprz.items[cb_orgprz.itemindex],
            qryInputTbl['humus']);
    except
        tblTmp['orgprz'] := -1;
        sBem := sBem + 'F:HUMUS-';
    end;

    try
        tblTmp['przoc'] := get_przoc(cb_orgprz.items[cb_orgprz.itemindex],
            qryInputTbl['humus']);
    except
        tblTmp['przoc'] := -1;
        sBem := sBem + 'F:HUMUS-';
    end;

    // ----- Stoffspezifische Berechnungen
    for i:=1 to iAnzPSM do begin // ----- PSMs kopieren
        try
            sP := 'P'+IntToStr(i); // "P1_Name" usw. Strings zusammensetzen

            tblTmp[sP+'_name'] := qryInputTbl[sP+'_name'];
            tblTmp[sP+'_menge'] := qryInputTbl[sP+'_menge'];

            if (ed_d.text = '') then // aus Datei
                tblTmp[sP+'_d'] := qryInputTbl[sP+'_d']
            else // aus EditFeld
                tblTmp[sP+'_d'] := strtofloat(ed_d.text);

            koc := 0;
            dt50 := 0;

            // ----- KOC, DT50
            get_psm_parameters( cb_psm.items[cb_psm.itemindex] ,
                qryInputTbl[sP+'_name'], koc, dt50);

            tblTmp[sP+'_koc'] := koc;
        }
    end;

```

```

        get_koc(cb_psm.items[cb_psm.itemindex],
        qryInputTbl[sP+'_name']);
    }

    // ----- KD(jePSM)=%OC*KOC(jePSM)/100
tblTmp[sP+'_kd'] := tblTmp['przoc'] * tblTmp[sP+'_koc'] / 100;

tblTmp[sP+'_dt50'] := dt50;
{
    get_dt50(cb_psm.items[cb_psm.itemindex],
    qryInputTbl[sP+'_name']);
}

// Interzeption = f(scenario,frucht,datum), frucht=f(scen,substanz)
tblTmp[sP+'_f2'] :=
    1 - ( get_Interzeption( cb_f2.items[cb_f2.itemindex],
        get_Frucht( cb_psm.items[cb_psm.itemindex],
            tblTmp[sP+'_name']),
            tblTmp['datum']) ) / 100;

try
    // ----- L% (je PSM)=Q/P*f1*f2*f3*e^(((d*ln2)/DT50)*100/(1+KD))
tblTMP[sP+'_l'] :=
    (
        ( tblTmp['q'] / tblTmp['p'] ) * // q/p
        tblTmp['f1'] * tblTmp[sP+'_f2'] * tblTmp['f3'] * // *f1*f2*f3
        EXP( (-tblTmp[sP+'_d'] * LN(2) ) / tblTmp[sP+'_dt50'] ) *
        100
    ) /
    ( 1 + tblTmp[sP+'_kd'] );
except
tblTmp[sP+'_l'] := -1;
end;

try
    // ----- Anwendungsmenge berechnen

    // ----- Fläche [m²] * Menge [g/m²]
if tblTmp[sP+'_menge'] > 0 then
tblTmp[sP+'_anw'] := tblTMP['area'] * tblTmp[sP+'_menge']
else
tblTmp[sP+'_anw'] := tblTMP['area'] *
get_AufwMenge(cb_psm.items[cb_psm.itemindex],tblTmp[sP+'_name'])
*
get_FruchtFaktor(cb_psm.items[cb_psm.itemindex],tblTmp[sP+'_name']);
except
tblTmp[sP+'_anw'] := -1;
end;

try
    // ----- Menge je PSM berechnen
DecodeDate(tblTmp['datum'],year,month,day);

case month of
    6,7,8: abflfkt := 3600; // Juni-August
else
    abflfkt := 3 * 3600; // sonst
end;//case

tblTmp[sP+'_mengeir'] :=
tblTmp[sP+'_l'] * tblTmp[sP+'_anw'] / 100 * 1000000 /
tblTmp['abfluss'] / abflfkt;
except
tblTmp[sP+'_mengeir'] := -1;
end;

// ----- Gesamtmenge PSM je Teilfläche berechnen
mengetf := mengetf + tblTmp[sP+'_mengeir'];

```

```

// ----- Mittl. L% je Teilfläche berechnen
mw_l_tf := mw_l_tf + tblTmp[sP+'_l'];

if tblTmp[sP+'_l'] <> NULL then inc(iFndPSM); // nur wirklich vorh.
Stoffe zählen

except

end;

end;//for ... to iAnzPSM

try
tblTmp['mwltf'] := mw_l_tf / ifndPSM; // Mittl. L% berechnen
except
tbltmp['mwltf'] := 999;
end;

tblTmp['fndPSM'] := iFndPSM;
tblTmp['mengetf'] := mengetf;
tblTmp['bemerkung'] := sBem;

tblTmp.Post;
qryInputTbl.Next;
end;//while not qrytmp.eof

qryInputTbl.Close;
tblTmp.Close;

// ----- Aggregation zu Puffern -----
with dm.qrytmp do
begin
// 1. Daten per SQL aggregieren : Summen und Mittelwerte
Sql.clear;
Sql.Add('SELECT messtnr, int_bez, datum, uhrzeit, rw, hw,');
Sql.Add('COUNT(*) AS AnzTF, SUM(mengetf) AS Menge_SUM,');
Sql.Add('AVG(mwltf) AS MW_L');
Sql.Add('FROM result1.dbf');
Sql.Add('GROUP BY messtnr, int_bez, datum, uhrzeit, rw, hw');
Open;

// 2. Ergebnis per "batchmove" nach result2.dbf kopieren
dm.batchmove1.source := dm.qrytmp;
dm.tblTmp.TableName := 'result2.dbf';
dm.batchmove1.Destination := dm.tblTmp;
dm.BatchMove1.Execute;

// ----- Ergebnisse anzeigen
if NOT bAllMode then begin // nur bei Einzelstellenmodus
lMenge.Caption := qryTmp['menge_sum'];
lLPrz.Caption := qryTmp['mw_l'];
end;//if not bAllMode

Close;
end;
end;//with DM
end;//if sInputTblName<>'...'
frmProgress.Close;
ShowStatusMsg('bereit, t=' + TimeToStr(time-tStart),1);
finally
end;
end;

// -----
procedure TfrmMain.FormCreate(Sender: TObject);
begin
StatusBar1.Panels[2].Text := uGlobal.Version;
sHomePath := Application.Exename;

```

```
ShowStatusMsg('Keine Datei geöffnet.',0);
ShowStatusMsg('',1);

with dm do begin
  // ----- Comboboxen mit Szenarien füllen
  cb_f1.Clear;
  qrytmp.sql.text := 'SELECT DISTINCT scenario FROM sc_f1 ORDER by scenario';
  qrytmp.open;
  qrytmp.first;
  while not qrytmp.eof do begin
    cb_f1.Items.Add( dm.qrytmp['scenario'] );
    qrytmp.next;
  end;//while
  qrytmp.close;
  cb_f1.ItemIndex := 0;

  cb_f2.Clear;
  qrytmp.sql.text := 'SELECT DISTINCT scenario FROM sc_interz ORDER by scenario';
  qrytmp.open;
  qrytmp.first;
  while not qrytmp.eof do begin
    cb_f2.Items.Add( dm.qrytmp['scenario'] );
    qrytmp.next;
  end;//while
  qrytmp.close;
  cb_f2.ItemIndex := 0;

  cb_soil.Clear;
  qrytmp.sql.text := 'SELECT DISTINCT scenario FROM sc_soil ORDER by scenario';
  qrytmp.open;
  qrytmp.first;
  while not qrytmp.eof do begin
    cb_soil.Items.Add( dm.qrytmp['scenario'] );
    qrytmp.next;
  end;//while
  qrytmp.close;
  cb_soil.ItemIndex := 0;

  cb_q.Clear;
  qrytmp.sql.text := 'SELECT DISTINCT scenario FROM sc_q ORDER by scenario';
  qrytmp.open;
  qrytmp.first;
  while not qrytmp.eof do begin
    cb_q.Items.Add( dm.qrytmp['scenario'] );
    qrytmp.next;
  end;//while
  qrytmp.close;
  cb_q.ItemIndex := 0;

  cb_orgprz.Clear;
  qrytmp.sql.text := 'SELECT DISTINCT scenario FROM sc_orgprz ORDER by scenario';
  qrytmp.open;
  qrytmp.first;
  while not qrytmp.eof do begin
    cb_orgprz.Items.Add( dm.qrytmp['scenario'] );
    qrytmp.next;
  end;//while
  qrytmp.close;
  cb_orgprz.ItemIndex := 0;

  cb_psm.Clear;
  qrytmp.sql.text := 'SELECT DISTINCT scenario FROM sc_psm ORDER by scenario';
  qrytmp.open;
  qrytmp.first;
  while not qrytmp.eof do begin
    cb_psm.Items.Add( dm.qrytmp['scenario'] );
    qrytmp.next;
  end;//while
  qrytmp.close;
```

```
        cb_psm.ItemIndex := 0;
    end; //with
end;

// -----
procedure TfrmMain.ShowStatusMsg(sMsg: String; iPanel: Integer);
begin
    StatusBar1.Panels[iPanel].Text := sMsg;
end;

// -----
procedure TfrmMain.InfoExecute(Sender: TObject);
begin
    frmAbout.ShowModal;
end;

// -----
procedure TfrmMain.OpenEditForm(tblName: String);
begin
    frmTableEdit.Show;
    frmTableEdit.Caption := 'Szenariotabelle: ' + tblName;
    dm.tblEditParams.Close;
    dm.tblEditParams.TableName := tblName;
    dm.tblEditParams.Open;
end;

procedure TfrmMain.SpeedButton1Click(Sender: TObject);
begin
    OpenEditForm('sc_fl.dbf');
end;

procedure TfrmMain.SpeedButton2Click(Sender: TObject);
begin
    OpenEditForm('sc_interz.dbf');
end;

procedure TfrmMain.SpeedButton3Click(Sender: TObject);
begin
    OpenEditForm('sc_soil.dbf');
end;

procedure TfrmMain.SpeedButton4Click(Sender: TObject);
begin
    OpenEditForm('sc_q.dbf');
end;

procedure TfrmMain.SpeedButton5Click(Sender: TObject);
begin
    OpenEditForm('sc_orgprz.dbf');
end;

procedure TfrmMain.SpeedButton6Click(Sender: TObject);
begin
    OpenEditForm('sc_psm.dbf');
end;

procedure TfrmMain.SpeedButton7Click(Sender: TObject);
begin
    OpenEditForm(sInputTblName);
end;

procedure TfrmMain.SpeedButton8Click(Sender: TObject);
begin
    OpenEditForm('result1.dbf');
end;

procedure TfrmMain.SpeedButton9Click(Sender: TObject);
begin
    OpenEditForm('result2.dbf');
```

```

end;

procedure TfrmMain.BeendenExecute(Sender: TObject);
begin
  Close;
end;

procedure TfrmMain.acScGeneratorExecute(Sender: TObject);
begin
  frmScGenerator.Show;
end;

procedure TfrmMain.cb_f1KeyDown(Sender: TObject; var Key: Word;
  Shift: TShiftState);
begin
  if Key = VK_RETURN then BerechnenExecute(sender);
end;

end.

```

Unit: uFunctions

```

// Funktionen und Berechnungen
// erstellt: 13.05.2002
// geändert: 22.05.2002
unit uFunctions;

interface

Function get_f1(scenario:string; neig:String):double;
Function get_soil(scenario:string;hnbod,boatyp:variant):String;
Function get_q(scenario,soil:string;p:double):String;
Function get_orgprz(scenario,humus:string):double;
Function get_przoc(scenario,humus:string):double;
Function get_koc(scenario,substanz:String):double;
Function get_dt50(scenario,substanz:String):double;
Procedure get_psm_parameters(scenario,substanz:String;var koc,dt50:double);

Function get_Frucht(scenario,substanz:String):String;
Function get_Interzeption(scenario,frucht:String;datum:TDateTime):double;
Function get_AufwMenge(scenario,substanz:string):double;
Function get_FruchtFaktor(scenario,substanz:string):double;

//!!! zur Beschleunigung alle psm-Parameter mit einem get holen...

implementation

uses SysUtils,uDM;

// -----
Function get_f1(scenario:string; neig:String):double;
begin
  DM.qrytmp.sql.text := 'SELECT f1 FROM sc_f1 WHERE scenario = ' +
    scenario + ' AND neig = ' + neig + ' ';
  DM.qrytmp.open;
  try
    result := DM.qryTmp['f1'];
  except
    result := -1;
  end;
  dm.qrytmp.close;
end;

// -----
Function get_soil(scenario:string;hnbod,boatyp:variant):String;
begin
  if (hnbod = 'Lsu') OR (hnbod='Lt2') OR (hnbod = 'Lt3') OR (hnbod='S13') OR
    (hnbod = 'S14') OR (hnbod='Slu') OR (hnbod = 'Tu3') OR (hnbod='U13') OR
    (hnbod = 'Us') OR (hnbod='Ut3') OR (hnbod = 'Hn') OR (hnbod='Hh') OR
    (hnbod = 'Hhs') OR (hnbod='fS') OR (hnbod = 'fSms') OR (hnbod='mSfs') OR

```

```

(hnbod = 'S12') then

    DM.qrytmp.sql.text := 'SELECT soil FROM sc_soil WHERE scenario = "' +
        scenario + '" AND hnbod = "' + hnbod + '"'

else begin
    DM.qrytmp.sql.text := 'SELECT soil FROM sc_soil WHERE scenario = "' +
        scenario + '" AND boatyp="' + boatyp +
        '" AND hnbod = "' + hnbod + '"';

end;
DM.qrytmp.open;

try
    result := DM.qryTmp['soil'];
except
    result := '';
end;
dm.qrytmp.close;
end;

// -----
Function get_q(scenario,soil:string;p:double):String;
begin
    DM.qrytmp.sql.text := 'SELECT q FROM sc_q WHERE scenario = "' +
        scenario + '" AND soil="' + soil + '" AND p = ' + floattostr(p);

    DM.qrytmp.open;

    try
        result := DM.qryTmp['q'];
    except
        result := '';
    end;
    dm.qrytmp.close;
end;

// -----
Function get_orgprz(scenario,humus:string):double;
begin
    DM.qrytmp.sql.text := 'SELECT orgprz FROM sc_orgprz WHERE scenario = "' +
        scenario + '" AND humus="' + humus + '"';
    DM.qrytmp.open;

    try
        result := DM.qryTmp['orgprz'];
    except
        result := -1;
    end;
    dm.qrytmp.close;
end;

// -----
Function get_przoc(scenario,humus:string):double;
begin
    DM.qrytmp.sql.text := 'SELECT orgprz,faktor FROM sc_orgprz WHERE scenario = "' +
        scenario + '" AND humus="' + humus + '"';
    DM.qrytmp.open;

    try
        result := DM.qryTmp['orgprz'] / DM.qryTmp['faktor'];
    except
        result := -1;
    end;
    dm.qrytmp.close;
end;

// -----
Function get_koc(scenario,substanz:String):double;

```

```
begin
  DM.qrytmp.sql.text := 'SELECT koc FROM sc_psm WHERE scenario = ' +
    scenario + ' AND substanz=' + substanz + ' ';
  DM.qrytmp.open;

  try
    result := DM.qryTmp['koc'];
  except
    result := -1;
  end;
  dm.qrytmp.close;
end;

// -----
Function get_dt50(scenario,substanz:String):double;
begin
  DM.qrytmp.sql.text := 'SELECT dt50 FROM sc_psm WHERE scenario = ' +
    scenario + ' AND substanz=' + substanz + ' ';
  DM.qrytmp.open;

  try
    result := DM.qryTmp['dt50'];
  except
    result := -1;
  end;
  dm.qrytmp.close;
end;

// -----
// PSM-Parameter mit einem Aufruf holen -> schneller
Procedure get_psm_parameters(scenario,substanz:String;var koc,dt50:double);
begin
  DM.qrytmp.sql.text := 'SELECT koc, dt50 FROM sc_psm WHERE scenario = ' +
    scenario + ' AND substanz=' + substanz + ' ';
  DM.qrytmp.open;

  try
    koc := DM.qryTmp['koc'];
    dt50 := DM.qryTmp['dt50'];
  except
    koc := -1;
    dt50 := -1;
  end;
  dm.qrytmp.close;
end;

// -----
Function get_Frucht(scenario,substanz:String):String;
begin
  DM.qrytmp.sql.text := 'SELECT frucht FROM sc_psm WHERE scenario = ' +
    scenario + ' AND substanz=' + substanz + ' ';
  DM.qrytmp.open;

  try
    result := DM.qryTmp['frucht'];
  except
    result := '';
  end;
  dm.qrytmp.close;
end;

// -----
Function get_AufwMenge(scenario,substanz:string):double;
begin
  DM.qrytmp.sql.text := 'SELECT awm_gqm FROM sc_psm WHERE scenario = ' +
    scenario + ' AND substanz=' + substanz + ' ';
  DM.qrytmp.open;

  try
```

```

    result := DM.qryTmp['awm_gqm'];
except
    result := -1;
end;
dm.qrytmp.close;
end;

// -----
Function get_FruchtFaktor(scenario,substanz:string):double;
begin
    DM.qrytmp.sql.text := 'SELECT fruchtfkt FROM sc_psm WHERE scenario = "' +
        scenario + '" AND substanz="' + substanz + '"';
    DM.qrytmp.open;

    try
        result := DM.qryTmp['fruchtfkt'];
    except
        result := -1;
    end;
    dm.qrytmp.close;
end;

// -----
Function get_Interzeption(scenario,frucht:String;datum:TDateTime):double;
var day,month,year:word;
begin
    DecodeDate(datum,year,month,day);

    DM.qryTmp.sql.text := 'SELECT pi FROM sc_interz WHERE scenario="' +scenario+
        '" AND frucht = "' + frucht + '" AND ' + IntToStr(day) +
        ' BETWEEN tag_von AND tag_bis AND ' + IntToStr(month) +
        ' BETWEEN monat_von AND monat_bis';

    DM.qrytmp.open;
    try
        result := DM.qryTmp['pi'];
    except
        result := -1;
    end;
    dm.qrytmp.close;
end;

end.

```

Unit: uScGenerator

```

unit uScGenerator;
{*****}
Informationssystem zur Ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte
in bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft
TU-Braunschweig, AG Limnologie und Ökotoxikologie
Author : Michael Probst

Szenario-Generator: generiert eine Eingabe-Tabelle für _eine_
Teilfläche (z.B. ein Acker) mit den
eingestellten Vorgabewerten

erstellt: 23.07.2002
geändert: 30.07.2002
*****}

interface

uses
    Windows, Messages, SysUtils, Classes, Graphics, Controls, Forms, Dialogs,
    StdCtrls, ActnList, Buttons, DBCtrls, Grids, DBGrids, ExtCtrls, Mask,
    DBCGrids, ComCtrls;

type
    TfrmScGenerator = class(TForm)

```

```

Edit1: TEdit;
lPSMAanzahl: TLabel;
procedure acScGenerateExecute(Sender: TObject);
procedure acCancelExecute(Sender: TObject);
procedure FormCreate(Sender: TObject);
procedure Button1Click(Sender: TObject);
procedure Button2Click(Sender: TObject);
procedure Button3Click(Sender: TObject);
procedure FormClose(Sender: TObject; var Action: TCloseAction);
procedure FormShow(Sender: TObject);
procedure acGenerateAndUseExecute(Sender: TObject);
procedure Button4Click(Sender: TObject);
procedure Button5Click(Sender: TObject);
procedure Button6Click(Sender: TObject);
private
  { Private-Deklarationen }
public
  { Public-Deklarationen }
end;

var
  frmScGenerator: TfrmScGenerator;

implementation

uses uDatabase, uDM, uGlobal, uMain;

var sTblName, sP: String;

{$R *.DFM}

procedure TfrmScGenerator.acScGenerateExecute(Sender: TObject);
var i: Integer;
begin
  {
  if dm.tblPSMMengen.RecordCount > iAnzPSM then begin
    ShowMessage('Es können nur ' + IntToStr(iAnzPSM) +
      ' Stoffe berechnet werden.');// -> verlassen
    exit;
  end;
  }
  sTblName := edTblName.Text;
  CreateInputTable( sTblName );

  with dm do begin
    tblTmp.TableName := sTblName;
    tblTmp.Exclusive := TRUE;
    tblTmp.Open;
    tblTmp.EmptyTable;
    tblTmp.First;

    tblTmp.Append; // einen Datensatz = eine Teilfläche (z.B. ein Acker) anfügen

    tblTmp['messtr'] := edit1.text;
    tblTmp['int_bez'] := edit2.text;
    tblTmp['datum'] := edit3.text;
    tblTmp['uhrzeit'] := edit4.text;
    tblTmp['rw'] := edit5.text;
    tblTmp['hw'] := edit6.text;

    tblTmp['area'] := StrToFloat(edit7.text);
    tblTmp['objart'] := 'Ackerland'; // z.Z. fest eingestellt
    tblTmp['gef_prz'] := StrToFloat(edit8.text);
    tblTmp['randstr'] := StrToFloat(edRandstr.Text);
    tblTmp['p'] := StrToFloat(edP.Text);
    tblTmp['Abfluss'] := StrToFloat(edAbfluss.Text);

    tblTmp['hnbod'] := dm.tblBodentyp['hnbod'];
    tblTmp['boatyp'] := dm.tblBodentyp['boatyp'];
  end;
end;

```

```
tblTmp['humus'] := cbHumus.items[cbHumus.ItemIndex];

// ----- Stoffspezifische Einträge
i:=1;
sP:='';

with dm.tblPSMMengen do begin
  First;
  while not eof do begin
    if tblPSMMengen['p_verw'] = TRUE then
      try
        sP := 'P'+IntToStr(i); // "Pl_Name" usw. Strings zusammensetzen
        tblTmp[sP+'_name'] := tblPSMMengen['p_name'];
        tblTmp[sP+'_menge'] := tblPSMMengen['p_menge'];
        tblTmp[sP+'_d'] := tblPSMMengen['p_d'];
      except
        end;
      inc(i);
    next;
  end;//while
end;//with dm.tblpsmmengen

tblTmp.Post;
tblTmp.Close;
end;//with
end;

procedure TfrmScGenerator.FormCreate(Sender: TObject);
begin
  DBCtrlGrid1.DataSource := DM.dsPSMMengen;
  DBGrid1.DataSource := DM.dsBodentyp;
  lPSMAanzahl.Caption := 'Anz. Stoffe: ' + IntToStr(DM.tblPSMMengen.recordcount);
  edit3.Text := DateToStr(Now);
  edit4.Text := TimeToStr(Now);
  cbHumus.ItemIndex := 0;
end;

procedure TfrmScGenerator.Button1Click(Sender: TObject);
begin
  edit7.text := '10000';
end;

procedure TfrmScGenerator.Button2Click(Sender: TObject);
begin
  edit7.text := '20000';
end;

procedure TfrmScGenerator.Button3Click(Sender: TObject);
begin
  edit7.text := '30000';
end;

procedure TfrmScGenerator.FormClose(Sender: TObject;
  var Action: TCloseAction);
begin
  with dm do begin
    tblPSMMengen.close;
    tblBodentyp.close;
  end;
end;

procedure TfrmScGenerator.FormShow(Sender: TObject);
begin
  with dm do begin
    tblPSMMengen.Open;
    tblBodentyp.Open;
  end;
end;
```

```
procedure TfrmScGenerator.acGenerateAndUseExecute(Sender: TObject);
begin
  acScGenerateExecute(Sender);
  sInputTblName := sTblName;
  frmMain.GetMstList;
  frmMain.cb_Probe.itemindex := 1; // Auf erstes nach "Alle" stellen
  frmMain.BerechnenExecute(Sender);
end;

procedure TfrmScGenerator.Button4Click(Sender: TObject);
begin
  edit3.text := '15.03.2002';
end;

procedure TfrmScGenerator.Button5Click(Sender: TObject);
begin
  edit3.text := '15.07.2002';
end;

procedure TfrmScGenerator.Button6Click(Sender: TObject);
begin
  edit3.text := '15.10.2002';
end;

procedure TfrmScGenerator.acCancelExecute(Sender: TObject);
begin
  close;
end;

end.
```

6. Inhalt der CD-ROM

Verzeichnis	Beschreibung
Dokumentation	Benutzerhandbuch und technische Dokumentation als PDF-Dateien
GIS	GIS-Projekt mit Avenue-Skripts (GIS-Data-Provider)
Source	Quelltexte des Simulatorprogramm als Delphi-5-Projekt

Im Hauptverzeichnis der CD-ROM befinden sich die Installations-Dateien des PSM-Simulators (SETUP.EXE usw.).

7. Technische Voraussetzungen

Hardware

IBM-kompatibler PC mit folgender Mindestkonfiguration:

- ⇒ Mainboard mit PCI-Bus
- ⇒ INTEL Pentium 500MHz, Celeron 500Mhz, AMD-Athlon-500Mhz
- ⇒ 128MB-RAM
- ⇒ Aktuelle Festplatte, mind. 20GB
- ⇒ 40x-CD-ROM-Laufwerk
- ⇒ 3,5“-HD-Diskettenlaufwerk
- ⇒ 17“ Monitor nach TCO95
- ⇒ Grafikkarte mit einer Auflösung von 1024x768 Punkten bei 80Hz
- ⇒ 2-Tasten-Maus
- ⇒ MF-II-Tastatur

Software

- ⇒ Betriebssysteme: Windows 98, Windows NT 4.0 SP5, Windows 2000, Windows XP

8. Literatur & Quellen

DWD, Deutscher Wetterdienst, Internet: <http://www.dwd.de/>

LGN, Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen („ATKIS“-Daten),
Internet: <http://www.lgn.de/>

Lutz, W. 1984: „Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von
Gebietskenngrößen“. Mittlg. Inst. Hydrologie Wasserwirtschaft, Univ. Karlsruhe, Heft
24

Maniak, U. 1992: „Regionalisierung von Parametern für Hochwasserabflußganglinien“. In:
Regionalisierung der Hydrologie (H.B. Kleeberg), DFG, Mittlg. Senatskomm. für
Wasserf. 11, S. 325-332

NLFB, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Internet: <http://www.nlfb.de/>

NLWK, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz, Internet:
<http://www.nlwk.de>

OECD. 2000: “Report of the OECD Pesticide Aquatic Risk Indicators Expert Group“, 2000
<http://www.oecd.org/pdf/M00027000/M00027912.pdf>
<http://www.oecd.org/pdf/M00027000/M00027917.pdf>

Abschnitt IV

Anhang

4.1 Zusammenfassungen der projektbezogenen Diplomarbeiten

1. Validierung und Optimierung eines GIS-gestützten Modells zur Charakterisierung der Pestizidbelastung kleiner Fließgewässer

Diplomarbeit von Holger Schulz

Zusammenfassung

Den Mittelpunkt der Arbeit bildet ein Simulationsmodell zur Ermittlung der PSM-Eintragsgefährdung kleiner Fließgewässer im landwirtschaftlich genutzten Umland. Dieses Modell ermöglicht eine Gefährdungsabschätzung anhand behördlicher Umland- und Nutzungsdaten. Auf der Grundlage von Analysen zur tatsächlichen PSM-Belastung und der Fließgewässerlebensgemeinschaft wurde die Aussagekraft des Modells überprüft.

Mit Hilfe der ereignisbezogenen Probenahmetechnik des Hochwassersammlers wurde die Belastungssituation von 20 Flachlandgewässern im Regierungsbezirk Braunschweig während des Untersuchungszeitraums von April bis Juni 2000 untersucht. Parallel hierzu wurde die Strukturgüte und die abiotischen Parameter der Gewässer ermittelt.

Nahezu alle untersuchten Gewässer wiesen Rückstände von PSM-Wirkstoffen in der fließenden Welle auf. Der Vergleich mit Literaturangaben deutet auf die quantitative Bedeutung der Nachweise hin. Die wirkstoffspezifischen Toxizitäten für den Testorganismus *Daphnia magna* wurden genutzt, zu einer Abschätzung der organismenrelevanten Belastung zu gelangen.

Die Fließgewässerlebensgemeinschaft spiegelte die unterschiedlichen Belastungsniveaus deutlich wieder. Insbesondere der SR-Index zeigt sich geeignet, Rückschlüsse auf die PSM-Belastung von Fließgewässern zu ziehen. Im Rahmen dieser Arbeit gelang es jedoch nicht, eine deutliche Trennung zwischen den Auswirkungen der PSM-Belastung und weiteren Stressoren der landwirtschaftlichen Umlandnutzung zu erzielen.

Die Simulation der PSM-Eintragsgefährdung basierend auf Umlandfaktoren und Nutzungsdaten erreichte ein hohes Maß der Übereinstimmung mit der nachgewiesenen PSM-Belastung. Zusammenhänge der PSM-Belastung zur Lebensgemeinschaft konnten in der gleichen Größenordnung wiedergegeben werden.

Die Kombination von biologischer Diagnose mit Hilfe des SR-Index und der Simulation der PSM-Eintragsgefährdung wurde genutzt eine verlässliche Klassifizierung von Gewässern hinsichtlich ihrer PSM-Belastung zu erzielen. Bezüglich der untersuchten Gewässer wurde zu 89 % eine korrekte Indikation getroffen. Die Güte des Vorhersagemodells läßt sich durch Einbeziehung weiterer Faktoren optimieren. In dieser Arbeit erwies sich die Kulturform des ackerbaulich genutzten Umlandes als wichtiger Faktor der Eintragsgefährdung.

Eine flächendeckende Indikation des PSM-Eintrags auf der Grundlage des Simulationsmodells und der biologischen Diagnose ermöglicht zielgerichtete Maßnahmen zur Eintragsminimierung. Dies bietet eine kostensparende Möglichkeit, die PSM-Belastung von Oberflächengewässern mit ihren Folgen für Lebensgemeinschaft und Trinkwasser zu reduzieren. Verschiedene Maßnahmen zur Verringerung des Bodenabtrags und zur Verzögerung des Oberflächenabflusses werden dazu vorgeschlagen.

2. Überprüfung eines GIS-gestützten Bewertungsmodells der Gewässergüte in Bezug auf PSM im Mittelgebirgsraum (Hessen)

Diplomarbeit von Sabine Hümmer

Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit war es, das bestehende, auf diffusen Einträgen basierende PSM-Umweltinformationssystem an Beispielgewässern in Hessen anzuwenden, zu überprüfen und durch Ermittlung des Einflusses von punktuellen Einträgen aus Mischwasserkläranlagen zu erweitern. Weiterhin sollte der auf Flachlandbächen basierende sr-Index auf Mittelgebirgsbäche angewendet werden.

An 8 Beispielgewässer im Lahneinzugsgebiet wurde während des Untersuchungszeitraums von April bis Juli 2000 die PSM-Belastung und die Makroinvertebratenfauna untersucht. Darüber hinaus wurden die Gewässer mit herkömmlichen Parameteraufnahmen gesamtökologisch bewertet. Zusätzlich erfolgte eine Beprobung von 6 Kläranlagenausläufen.

Von den analysierten Wirkstoffen konnten weniger als die Hälfte in den Bächen und den Kläranlagenausläufen nachgewiesen werden. Die nachgewiesenen Konzentrationen waren in den Ausläufen deutlich höher als in den Gewässern. Die Kläranlagen stellen eine Haupteintragsquelle für PSM im Untersuchungsgebiet dar. Hingegen erfolgt die Grundbelastung der Gewässer mit Nährstoffen weitestgehend durch direkten Eintrag aus der Landwirtschaft.

Es wurden keine akuten toxischen Effekte durch die Belastung der Gewässer mit PSM und Nährstoffen festgestellt. Die Belastung mit Nährstoffen wirkt indirekt auf die Makroinvertebraten über die Eutrophierung der Gewässer. Als wichtiger Einflußfaktor konnte auch die Gewässerstruktur auf die Makroinvertebratenfauna nachgewiesen werden.

Neben dem Eintragspfad Mischwasserkläranlage wurde ein deutlicher PSM-Eintrag über Oberflächenrunoff in die Probegewässer festgestellt.

Die aus dem ursprünglichen Eintragssimulations-Modell resultierenden Eintragsgefährdungen zeigten wie erwartet keinen Zusammenhang mit den tatsächlichen PSM-Nachweisen. Erst durch die regionalen Einflußfaktoren **Verdünnungsfaktor** und **Eintragsgefährdung durch Kläranlagen** erhöhte sich der Zusammenhang auf ein signifikantes Niveau.

Die durch das Eintragssimulations-Modell vorhergesagte PSM-Belastung der Probegewässer wurde neben den tatsächlichen PSM-Nachweisen durch die Indikation des sr-Index bestätigt. Das regional erweiterte Umweltinformationssystem wurde auf einen größeren Datensatz von Aufnahmedaten des HlfU aus dem Jahre 1999 angewendet. Diese Aufnahmen zeigten ebenfalls einen Zusammenhang mit den aus dem regional erweiterten Eintragssimulations-Modells resultierenden PSM-Eintragsgefährdungen. Eine Validierung des Systems steht allerdings noch aus.

Ein Vergleich zu Aufnahmedaten aus Niedersachsen des Jahres 2000 zeigte zum einen die deutlich geringeren Eintragsgefährdungen für Niedersachsen, während höhere PSM-Konzentrationen als in Hessen nachgewiesen wurden. Das regional erweiterte Eintragssimulations-Modell zeigte aber einen ähnlichen Zusammenhang der

Eintragsgefährdung mit den PSM-Nachweisen für beide Regionen. Zum anderen wurde ein Unterschied der sr-Indices und ihrer Indikation einer PSM-Belastung für die Beispielregionen deutlich. Die Indikation einer PSM-Belastung beginnt im hessischen Untersuchungsgebiet bereits bei einem niedrigeren sr-Index als in Niedersachsen.

Auf Grund der Untersuchungen wird für die weitere Bearbeitung des Umweltinformationssystems empfohlen, neben dem Einflußfaktor Kläranlage auch die Bachgröße im Bezug auf den Abfluß in die Simulation einzubringen. Für die Vergleichbarkeit der sr-Indices in unterschiedlichen Regionen könnten regional abhängige Richtwerte unterschieden werden. Außerdem sollten die Gewässerstruktur und die chemischen PSM-Eigenschaften zukünftiges einbezogen werden.

3. Pflanzenschutzmittelbelastung in zwei Agrarfließgewässern: Retentionsleistung aquatischer Makrophyten und Beeinflussung der Makroinvertebraten-Zönose

Diplomarbeit von Karen Willhaus

Zusammenfassung

Den Schwerpunkt dieser Arbeit bildet die Untersuchung der Retentionsleistung pflanzlicher Strukturen hinsichtlich des Transports von gelösten Pflanzenschutzmitteln (PSM) und Sedimenten in der fließenden Welle. Als potentielle Retentionsstrukturen gingen dabei emerse und submerse Makrophyten, Grobdetritus, Totholz und Wurzeln in die Untersuchung ein. Da die beiden hier untersuchten Bäche einen erheblichen Unterschied in der Belastung mit PSM aufwiesen, obwohl beide in intensiv genutzten Agrarlandschaften verlaufen, wurden auch weitere Faktoren (Randstreifen, Umlandnutzung), die einen Einfluss auf den PSM-Eintrag und den Eintrag von Sedimenten ausüben können, vergleichend betrachtet. Weiterhin wurde der Einfluss der PSM-Belastung organischen Materials auf den Anteil sich davon ernährender Ernährungstypen (ET-Index) untersucht.

Die PSM-Einträge und die Sedimenteinträge konkreter, sich während der Hauptanwendungszeit von Pflanzenschutzmitteln ereigneter Starkregenereignisse wurden für zwei Flachlandfließgewässer in der Region Braunschweig und der Region Leipzig mit erweiterten Formen der *simplified formula for indirect loadings caused by runoff* unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems simuliert. Mit Hochwassersammlern wurde die tatsächliche PSM-Belastung der Gewässer erfasst. Die Erfassung des Sedimenteintrages erfolgte mit Sedimentsammlern. Die Makroinvertebraten-Aufnahme wurde mit Hilfe eines Surber-Samplers durchgeführt.

Während die Analyse der Hochwassersammlerproben eine starke PSM-Belastung des Schierpkebachs (Braunschweig) ($TU_{\text{sum}}: 0,18$) ergab, erwies sich der Schnellbach (Leipzig) ($TU_{\text{sum}}: < 0,001$) als unbelastet. Eine Analyse der Sedimentproben ließ sich aus zeitlichen Gründen nicht durchführen, daher wurde davon ausgegangen, dass ein Gewässer um so höhere Sedimentbelastungen aufweist, je höher der TU_{sum} ist.

Die Belastungsunterschiede der beiden untersuchten Gewässer sind durch das Fehlen von Randstreifen und den hohen Ackerlandanteil am Schierpkebach zu erklären. Während der Schierpkebach keine Randstreifen besitzt, weist der Schnellbach eine mittlere Randstreifenbreite von 6 m auf, die nach REAL (1998) eine Eintragsreduktion von 60 % bewirkt. Der mit der PSM-Belastung gekoppelte (UBA 2001; KREUGER & BRINK 1988) Ackerlandanteil an der Umlandnutzung nimmt beim Schierpkebach einen Anteil von 70 % bis 100 % an der eintragsrelevanten Fließstrecke ein, während er sich beim Schnellbach zwischen 27 % und 96 % bewegt.

Die PSM-Retention durch pflanzliche Strukturen im Gewässer, die die Möglichkeit erhöhen, die Wirkstoffe an der Oberfläche zu binden und dem mikrobiellen Abbau zugänglich zu machen, wurde durch das relative Verhältnis von simulierten und gemessenen Konzentrationen berechnet. Es konnte ein signifikanter Zusammenhang ($r^2=0,7016$; $p=0,0094$; $n=8$) zwischen der Sohlenbedeckung und der PSM-Retention nachgewiesen werden.

Die Sediment-Retention durch pflanzliche Strukturen im Gewässer, die durch Stabilisierung des Sediments die Rücklösung der Schadstoffe von den Sedimentpartikeln verringern und gleichzeitig den Abbau der Stoffe fördern, wird durch den Faktor G_{sed} dargestellt, dem Quotienten aus simulierter und gemessener Sedimentfracht. Während sich für den Schnellbach ein signifikanter Zusammenhang zwischen Sohlenbedeckung und Retention ergab ($r^2=0,6336$; $p=0,0181$), konnte für den Schierpkebach keine Abhängigkeit ermittelt werden.

Die chemische Kontamination der Sedimente durch verschiedene organische Verbindungen ist häufig mit dem TOC-Gehalt assoziiert. Ein hoher TOC-Gehalt durch einen Retentionseffekt pflanzlicher Strukturen würde daher auch einen verstärkten Rückhalt von PSM bei Eintragsereignissen bedeuten. In dieser Studie deutet sich eine positive Beeinflussung des TOC-Gehalts durch die Sohlenbedeckung sowie in stärkerem Maße durch die Umlandnutzung an.

Die unterschiedliche Belastung der untersuchten Gewässer spiegelte sich hinsichtlich des Anteils physiologisch empfindlicher Arten und des SR-Index auch in der Zusammensetzung der Makroinvertebraten-Zönose wieder. Ein möglicher Einfluss der Nahrungsbelastung auf den ET-Index konnte für die Ernährungstypen Aktive Filtrierer und Weidegänger festgestellt werden. Hinsichtlich der Hauptpräferenzen empfindlicher Arten konnte auch für die Detritusfresser ein Einfluss der Sedimentbelastung beobachtet werden.

Die in dieser Studie erhobenen Daten weisen auf mögliche Maßnahmen hin, mit deren Hilfe die Konzentration von PSM in Fließgewässern erheblich reduziert werden könnte.

4. Bedeutung der Drift bei der Bioindikation von PSM- Belastungen am Beispiel eines Agrarfließgewässers

Diplomarbeit von Nicole Endriss

Zusammenfassung

In dieser Arbeit wurde der Einfluss der Makroinvertebraten-Drift aus unbelasteten Nebenbächen auf die Besiedlung von PSM-belasteten Agrarfließgewässern untersucht. Schwierigkeiten einer korrekten Bioindikation derartiger Gewässersysteme wurden aufgezeigt.

Mittels ereignisbezogener Probennehmer wurde von Mai bis August 2001 der Eintrag von PSM in das Gewässersystem Schierpkebach untersucht. Um die PSM-Funde nach ökotoxikologischen Gesichtspunkten besser einordnen zu können, wurden die Konzentrationen in TU_{sum} - Werte umgerechnet. Von den insgesamt 10 Probestellen waren zwei unbelastet (darunter der Waldbach) ($TU_{sum} < 1 \cdot 10^{-5}$), zwei wiesen eine stärkere Belastung auf ($TU_{sum} > 10^{-3}$) und die übrigen 6 Probestellen waren hoch belastet ($TU_{sum} > 10^{-2}$).

Bei der Einordnung der aquatischen Biozönose und der PSM-Belastung der einzelnen Probestellen des Schierpkebaches wurde eine Abweichung der Makroinvertebraten-Besiedelung von der zu erwartenden festgestellt. Dabei wies der Anteil der physiologisch empfindlichen Arten, wie auch der SR-Index, auf eine geringere Belastung hin als tatsächlich gemessen wurde.

Die Drift von aquatischen Organismen aus unbelasteten Nebenbächen konnte als Ursache für die fehlerhafte Bioindikation nachgewiesen werden. Wobei vorwiegend Arten aus der Ordnung der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera, die den physiologisch empfindlichen Arten angehörig sind, in der Drift zu finden waren. Es wurde gezeigt, dass insbesondere die Drift von *N. cinerea* und die hohe Abundanz an driftenden Trichopteren eine deutliche Erniedrigung des SR-Indexes zur Folge haben.

Eine starke Beeinflussung des SR-Indexes konnte besonders während der Monate April-Juni beim Schierpkebach durch die Drift von Organismen in jungen Stadien nachgewiesen werden. Im Juli dagegen war eine korrekte Bioindikation möglich, da kaum noch Individuen PSM-empfindlicher Arten in der Drift vorhanden waren. Ursachen hierfür sind 1. Driftvermeidungsstrategien älterer Larvenstadien 2. der frühe Schlupftermin einiger Arten und 3. Austrocknung der Hauptwiederbesiedlungsquelle (Waldbach). Es konnte gezeigt werden, dass auch Arten mit späterem Schlupftermin sich im Schierpkebach nicht etablieren konnten.

Um eine dauerhafte Wiederbesiedlung zu ermöglichen und um PSM-Einträge zu minimieren, wurde eine Strukturverbesserung durch Anlegen von Gehölzstreifen vorgeschlagen.