

INSTITUT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, HYDROLOGIE
UND LANDWIRTSCHAFTLICHEN WASSERBAU

Mitteilungen Heft 95



K. BARDOWICKS ISSN 0343-8090

PESTRISK – ein GIS-basiertes Modell zur Risikoabschätzung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Wasserressourcen in ariden und semi-ariden Gebieten unter Berücksichtigung limitierter Datengrundlagen

Herausgegeben im Selbstverlag
des Institutes für Wasserwirtschaft,
Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau
Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

Appelstraße 9a; D-30167 Hannover
Tel.: 0511/762-2237
Fax: 0511/762-3731
E-Mail: info@iww.uni-hannover.de

2015

Alle Rechte beim Autor

Vorwort

Das Wachstum der Weltbevölkerung, der ökonomische Druck durch die Globalisierung der Märkte und der zunehmende Konkurrenzkampf um die limitierten Wasserressourcen fordern vom landwirtschaftlichen Sektor in den Schwellen- und Entwicklungsländern geeignete Maßnahmen zu ergreifen, die trotz reduziertem Wasserdargebot eine Produktionssteigerung ermöglichen. Diese notwendige Effizienzsteigerung in der landwirtschaftlichen Produktion wird verstärkt durch den Einsatz von Dünger und Pflanzenschutzmitteln (PSM) angestrebt. Dabei werden die Auswirkungen auf die Umwelt selten berücksichtigt. Während z.B. in Europa die schädlichen Wirkungen erkannt und daher der Einsatz von PSM reguliert wird, fehlen in den Schwellen- und Entwicklungsländern entsprechende Kontrollen und Regelungen. Im Gegenteil, leider findet man dort häufig die Wirkstoffe und Abbauprodukte von PSM, die in Europa nicht mehr zugelassen sind.

Diese problematische Entwicklung ist insbesondere bei der Bewässerungslandwirtschaft zu sehen, ermöglicht sie doch eine effiziente Wasser- und Nährstoffsteuerung für eine potentielle Ertragssteigerung. Klassische Standorte sind die semi-ariden Gebiete in den Schwellenländern und einigen Entwicklungsländern. In den dortigen Fachkreisen ist die Problematik der PSM-Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt bekannt, allein es fehlen Monitoring Systeme zur Überwachung oder zumindest punktueller Datenerhebung.

Vor diesem Hintergrund hat sich die Doktorandin, Frau Karin Bardowicks, die Aufgabe gestellt, eine Methodik zu entwickeln, die es ermöglicht für aride und semi-aride Bewässerungsstandorte die Risiken einer Kontamination der ober- und unterirdischen Wasserressourcen durch Pflanzenschutzmittel abzuschätzen. Dabei sollte aber die üblicherweise begrenzte Datenlage in den Schwellen- und Entwicklungsländern berücksichtigt werden, um auf einem wissenschaftlich plausiblen Ansatz eine praktische Anwendung unter den aktuellen Bedingungen zu ermöglichen.

Zur Lösung dieser Aufgabe hat Frau Bardowicks ein Modell entwickelt, dass mit empirischen Ansätzen und wenigen Eingangsdaten das Risiko einer Kontamination der Wasserressourcen durch PSM und deren Abbauprodukte abschätzen kann. Als Ergebnis werden potentielle Risikogebiete identifiziert, in denen weitergehende Untersuchungen empfohlen werden, um die tatsächliche Gefährdung mit einer detaillierteren Datenerfassung zu bestimmen.

Die durchgeführten Studien und Felduntersuchungen wurden durch ein Stipendium des Deutschen Akademischen Austauschdienstes DAAD, Forschungsmittel der Europäischen Gemeinschaft (INCO-DEV), des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF-IB) sowie der Leibniz Universität Hannover ermöglicht.

Hannover, im Oktober 2011

M. Billib

**PESTRISK – ein GIS-basiertes Modell zur Risikoabschätzung
der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die
Wasserressourcen in ariden und semi-ariden Gebieten
unter Berücksichtigung limitierter Datengrundlagen**

Von der Fakultät für Bauingenieurwesen und Geodäsie
der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

zur Erlangung des Grades einer
Doktorin der Ingenieurwissenschaften
-Dr.-Ing.-

genehmigte Dissertation

von

Karin Bardowicks, M.Sc.

geboren am 16.05.1974, in Hannover

2011

Referent: Prof. Dr.-Ing. habil. Max Billib

Korreferent: Prof. Dr. sc. agr. Jürgen Böttcher

Tag der Promotion: 02.09.2011

PESTRISK – ein GIS-basiertes Modell zur Risikoabschätzung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Wasserressourcen in ariden und semi-ariden Gebieten unter Berücksichtigung limitierter Datengrundlagen

Karin Bardowicks

Zusammenfassung

In Entwicklungs- und insbesondere in Schwellenländern werden heute zahlreiche Pflanzenschutzmittel verwendet, die eine schädliche Wirkung auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt besitzen. Von staatlicher Seite existieren häufig keine Überwachungsmechanismen und das Wissen und Bewusstsein der Landwirte reichen nicht aus, um Pflanzenschutzmittel umweltgerecht einzusetzen. Für eine fachlich fundierte Beratung der Landwirte sind die herkömmlichen Simulationsmodelle nicht geeignet, da die notwendigen Eingangsdaten in der Regel fehlen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde ein neues Simulationsmodell mit dem Namen PESTRISK entwickelt, das auf der Grundlage von einer limitierten Datenbasis das Risikopotential einer Kontamination der Wasserressourcen durch Pflanzenschutzmittel abschätzt. Es simuliert auf der Basis von vorhandenen Grundinformationen über das Untersuchungsgebiet, empirischen Ansätzen und einer analytischen Lösung einer Transportgleichung die Perkolation von Pflanzenschutzmittel durch mehrere Bodenschichten bis zum Eintrag in das Grundwasser. Die Anbindung des Modells an Geographische Informationssysteme (GIS) ermöglicht die Nutzung von Karten für die Präparation der Eingangswerte und die räumliche Visualisierung der Simulationsergebnisse als Risikokarten. Mit Szenarien und einer Sensitivitätsanalyse wurden die Inhalte des Modells auf Plausibilität hin überprüft. Der Vergleich von Simulationsergebnissen mit Messdaten hat eine für das Ziel dieser Arbeit zufriedenstellende Genauigkeit gezeigt. Eine beispielhafte Anwendung in einem Untersuchungsgebiet in Zentral-Chile, in dem eigene Feldversuche durchgeführt wurden, zeigt für unterschiedliche PSM-Applikationen die potentiellen Risiken auf Grund- und Oberflächengewässer.

Die resultierenden Risikokarten haben wegen der limitierten Datenbasis nicht den Anspruch, exakte Ergebniswerte zu zeigen, sondern sollen dazu dienen, potentiell gefährdete Gebiete zu identifizieren, die z.B. in Form von systematischen Messkampagnen oder Monitorings sensibler zu analysieren sind, so dass durch dann kalibrierte Risikokarten eine umweltgerechte Beratung der Landwirte möglich wird. Weiterhin ist die Einbindung in agrartechnische Entscheidungshilfesysteme möglich.

Schlagwörter: Simulationsmodell, Pflanzenschutzmittel, Wasserressourcen

PESTRISK- a GIS-based Model for Risk Estimation of the Impact of Pesticides on the Water Resources in Arid and Semi-arid Regions Considering Limited Available Data

Karin Bardowicks

Abstract

Due to the lack of the awareness and knowledge of farmers and the usual absence of state's control in developing and threshold countries numerous pesticides affect the health and environment dramatically. Caused by limited available data common pesticide simulation models are not useful for the technical advice of farmers.

In the scope of this dissertation a new simulation model named PESTRISK was developed that estimates the contamination risk potential of pesticides on water resources by using limited data. The model is simulating the leaching of pesticides through soil layers up to the entry into groundwater by using existing basic information of the study area, empirical approaches and an analytical solution of a transport equation. The connection to Geographical Information Systems (GIS) enables to use maps for the preparation of input data and for the visualization of the results as contamination risk maps. Scenarios and a sensitivity analysis were used to check the plausibility of the model content. The comparison of simulation results with measured data showed a satisfactory precision for the aim of this dissertation. First applications of PESTRISK at a study area in central Chile, where numerous own field studies were carried out, show areas with high contamination risk for the surface and ground water resources.

Due to the limited available data the model does not calculate exact pesticide concentrations, but the maps serve to identify high risk areas at those detailed investigations can be carried out, for instance systematic data collections or monitoring. Calibrated risk maps can be used for an environmental advice to farmers or as a tool in decision support systems.

Keywords: Simulation Model, Pesticides, Water Resources

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	1
2. Stand von Forschung und Praxis.....	3
2.1 Definitionen.....	3
2.2 Europäische Richtlinien.....	5
2.3 Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Schwellen- und Entwicklungsländern.....	10
2.4 Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln.....	13
2.4.1 Auswirkungen auf Menschen.....	13
2.4.2 Auswirkungen auf die Umwelt.....	16
2.5 Modelle für die Simulation von Pflanzenschutzmitteln.....	20
3. Lösungsansätze.....	33
4. Beschreibung des Modells PESTRISK.....	35
4.1 Struktur des Modells.....	36
4.2 Prozesse und mathematische Beschreibung.....	37
4.2.1 Oberirdisch.....	38
4.2.1.1 Infiltrationsrate.....	38
4.2.1.2 Infiltrierende PSM-Menge.....	45
4.2.2 Ungesättigte Bodenzone.....	52
4.2.2.1 Bodenwasser.....	54
4.2.2.2 Transport der Pflanzenschutzmittel und Metaboliten im Boden.....	56
4.3 Eingangsdaten.....	62
4.4 Simulationsergebnisse.....	68
4.5 Kalibrierung.....	69
4.6 Modellunsicherheiten.....	69
5. Plausibilitätsanalyse.....	71
5.1 Vergleich mit dem Modell PESTAN.....	71
5.2 Sensitivitätsanalyse.....	72
5.3 Plausibilitätsszenarien.....	81
6. Eignungsprüfungen anhand von Messdaten.....	95

7. Anwendungsbeispiel.....	99
7.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes.....	99
7.2 Szenarien.....	102
7.3 Datenaufbereitung.....	102
7.4 Ergebnisse.....	108
7.5 Kalibrierung.....	113
8. Schlussfolgerungen und Perspektiven.....	118
9. Zusammenfassung.....	120

Verzeichnisse

V.1 Quellen- und Literaturverzeichnis.....	122
V.2 Abbildungsverzeichnis.....	129
V.3 Tabellenverzeichnis.....	132
V.5 Symbolverzeichnis.....	133

Anlagen

Voreingestellte Eingangsdaten	
A.1 Pflanzen.....	135
A.2 Boden.....	136
A.3 Pflanzenschutzmittel.....	138

Abkürzungsverzeichnis

ARS-USDA	Agricultural Research Service – US Department of Agriculture
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
EU	Europäische Union
FAO	Food and Agriculture Organization der Vereinten Nationen
PSM	Pflanzenschutzmittel
SMUL	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
UBA	Umweltbundesamt
WHO	World Health Organization
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Einleitung

Durch das Wachstum der Weltbevölkerung und die Auswirkungen des prognostizierten Klimawandels, ist es vor allem in Schwellen- und Entwicklungsländern unabdingbar, die limitierten Wasserressourcen nachhaltig zu nutzen. Weltweit werden etwa 70 % der genutzten Wasserressourcen für Bewässerung eingesetzt. Es kommt häufig zu Konflikten mit anderen Wassernutzern, wie z.B. der Trinkwassergewinnung und der Industrie. Die Herausforderung der heutigen bewässerten Landwirtschaft ist es, einen Beitrag zu der weltweiten Nahrungsmittelproduktion zu leisten und gleichzeitig die Nahrungsmittelsicherheit durch eine effizientere, umweltschonende und integrierte Nutzung der Wasserressourcen zu gewährleisten (FAO, 2004). Dies gilt insbesondere für die Bewässerung in ariden und semi-ariden Gebieten in Schwellen- und Entwicklungsländern, als Beispiel kann Indien genannt werden, wo im Jahr 2010 91,41 % der genutzten Wasserressourcen für Bewässerung eingesetzt wurden (FAO, 2011a, AQUASTAT Datenbank, Stand: Juni 2011).

Durch die Globalisierung und das Bevölkerungswachstum wird der Druck auf die landwirtschaftliche Produktion in Schwellen- und Entwicklungsländern immer weiter erhöht. Ohne die Anwendung von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln (PSM) kann eine gesteigerte Produktion von Lebensmitteln nur schwer erreicht werden, die Auswirkungen auf die Umwelt werden dabei allerdings häufig vernachlässigt.

In den meisten Industrieländern ist der Einsatz von zahlreichen PSM seit Jahren aufgrund ihrer schädlichen Wirkung auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt gesetzlich eingeschränkt oder untersagt. Trotzdem werden die Wirkstoffe und Abbauprodukte (Metaboliten) einiger, nicht mehr zugelassener, PSM häufig beim regelmäßigen Monitoring der Oberflächen- und Grundwasserressourcen nachgewiesen, so auch in Deutschland. Während manche detektierten PSM durch sehr geringe Abbauraten und akkumulierende Eigenschaften auffallen, z.B. DDT und Lindan, steht der Verdacht nahe, dass es weiterhin zu illegalen Anwendungen nicht zugelassener PSM kommt, wie das Beispiel des Stoffes Atrazin zeigt (Sturm & Kiefer, 2007).

Viele Pflanzenschutzmittel, die in der Europäischen Union nicht mehr angewendet werden dürfen, werden weiterhin produziert und in Schwellen- und Entwicklungsländern exportiert oder direkt in diesen Ländern in Zweigstellen angefertigt.

Monitoring Systeme, wie sie in der europäischen Überwachung fest verankert sind, existieren in den meisten weniger entwickelten Ländern nicht. Manche aufstrebende Schwellenländer haben zwar mit Wasserqualitätsüberwachungen begonnen, aber PSM-Konzentrationen werden aus ökonomischen Gründen nicht analysiert, wie eigene Erfahrungen in Chile, Argentinien und Brasilien gezeigt haben.

Den meisten Anwendern von PSM in Schwellen- und Entwicklungsländern ist durchaus bekannt, dass viele Stoffe schädlich sind, sie sind aber meist nicht darüber aufgeklärt, welche Auswirkungen die PSM auf ihre Gesundheit und die Umwelt haben können.

Häufig spielt das ökonomische Denken von großen Landwirtschaftsbetrieben eine viel größere Rolle, als ein nachhaltiger Umgang mit der Umwelt und speziell den Wasserressourcen.

Eine umfassende Aufklärung von Landwirten über die notwendigen Sicherheitsmaßnahmen bei der Applizierung von PSM und die Vermeidung der Kontamination der Wasserressourcen wird nicht oder nur unzureichend durchgeführt (z.B. Zhang & Lu, 2007). Ein Wissen über das differente Verhalten von PSM in unterschiedlichen Böden existiert nur bei sehr gut ausgebildeten Landwirten.

Diskussionen mit südamerikanischen Wissenschaftlern haben immer wieder gezeigt, dass wenig Erfahrung mit dem Thema PSM vorliegt, aber ein großes Interesse darin besteht, die Nachhaltigkeit beim Umgang mit PSM zu erhöhen. Für die Planung von Feldstudien fehlt jedoch die Erfahrung, in welchen Gebieten das größte Risiko einer Kontamination der Wasserressourcen vorliegen kann.

In diesem Zusammenhang hat sich das Ziel dieser Dissertation entwickelt. Es soll eine Methodik entwickelt werden, die es ermöglicht für aride und semi-aride Gebiete die Risiken einer Kontamination der Wasserressourcen durch PSM abzuschätzen. Die Ergebnisse sollen einen Beitrag zur Verminderung der Gefahren liefern und beispielsweise für die Aufklärung von Landwirten genutzt werden. Um die örtlichen Gegebenheiten in Schwellen- und Entwicklungsländern zu berücksichtigen, wird ein großer Fokus auf die stark limitierte Datengrundlage gelegt.

Das übliche Vorgehen in der heutigen Forschung ist die Anwendung und ggf. Modifizierung eines existierenden Simulationsmodells. Aus diesem Grund wurde im Rahmen einer Recherche ein geeignetes Modell gesucht, das trotz limitiertem Datenmaterials realitätsnahe Einschätzungen von der Gefährdung der Wasserressourcen durch PSM ermitteln kann. Die Ergebnisse dieser Studie sind im folgenden Kapitel zusammengestellt.

2 Stand von Forschung und Praxis

2.1 Definitionen

PSM sind Stoffe, die genutzt werden, um Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse vor Krankheiten und Schadorganismen zu schützen. In Deutschland ist der Gebrauch von PSM durch das Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz – PflSchG, 1998, letzte Änderung 2010) und entsprechende Verordnungen geregelt. Die Regelungen der Europäischen Gemeinschaft wurden im Gesetz eingearbeitet. Es sind u.a. folgende Begriffe definiert:

Pflanzenschutz (§2 Nr. 1.):

- „a) Der Schutz von Pflanzen vor Schadorganismen und nichtparasitären Beeinträchtigungen,
- b) Der Schutz der Pflanzenerzeugnisse vor Schadorganismen (Vorratsschutz) einschließlich der Verwendung und des Schutzes von Tieren, Pflanzen und Mikroorganismen, durch die Schadorganismen bekämpft werden können;“

Integrierter Pflanzenschutz (§2 Nr. 2.):

„Eine Kombination von Verfahren, bei denen unter vorrangiger Berücksichtigung biologischer, biotechnischer, pflanzenzüchterischer sowie anbau- und kulturtechnischer Maßnahmen die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel auf das notwendige Maß beschränkt wird;“

Schadorganismen (§2 Nr. 7.):

„Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen in allen Entwicklungsstadien, die Schäden an Pflanzen oder Pflanzenerzeugnissen verursachen können; Viren und ähnliche Krankheitserreger werden den Mikroorganismen, nicht durch Schadorganismen verursachte Krankheiten werden den Schadorganismen gleichgestellt;“

Pflanzenschutzmittel (§2 Nr. 9.):

„Stoffe, die dazu bestimmt sind,

- a) Pflanzen oder lebende Teile von Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse vor Schadorganismen zu schützen,
- b) Pflanzen oder lebende Teile von Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse vor Tieren, Pflanzen oder Mikroorganismen zu schützen, die nicht Schadorganismen sind,
- c) die Lebensvorgänge von Pflanzen zu beeinflussen, ohne ihrer Ernährung zu dienen (Wachstumsregler),
- d) das Keimen von lebende Teile von Pflanzen und Pflanzenerzeugnissen zu hemmen,

ausgenommen sind Wasser, Düngemittel im Sinne des Düngemittelgesetzes und Pflanzenstärkungsmittel; als Pflanzenschutzmittel gelten auch Stoffe, die dazu bestimmt sind, Pflanzen abzutöten oder das Wachstum von Pflanzen zu hemmen oder zu verhindern, ohne dass diese Stoffe unter Buchstabe a oder c fallen;“

Wirkstoffe (§2 Nr. 9a.):

„Chemische Elemente oder deren Verbindungen, wie sie natürlich vorkommen oder zu gewerblichen Zwecken hergestellt werden, einschließlich der Verunreinigungen, mit Wirkung auf

- a) Schadorganismen oder
- b) Pflanzen oder Pflanzenerzeugnisse;

Mikroorganismen einschließlich Viren und ähnliche Organismen sowie ihre Bestandteile sind den chemischen Elementen gleichgestellt;“

Rückstände (§2 Nr. 9b.):

„Stoffe in oder auf Pflanzen, Pflanzenerzeugnissen, essbaren Erzeugnissen tierischer Herkunft oder anderweitig vorhandene Stoffe, deren Vorhandensein von der Anwendung der Pflanzenschutzmittel herrührt, einschließlich ihrer Metabolite, Abbau- oder Reaktionsprodukte;“

Durchführung des Pflanzenschutzes (§2a)

„(1) Pflanzenschutz darf nur nach guter fachlicher Praxis durchgeführt werden. Die gute fachliche Praxis dient insbesondere

1. der Gesunderhaltung und Qualitätssicherung von Pflanzen und Pflanzenerzeugnissen durch
 - a) vorbeugende Maßnahmen,
 - b) Verhütung der Einschleppung oder Verschleppung von Schadorganismen,
 - c) Abwehr oder Bekämpfung von Schadorganismen und
2. der Abwehr von Gefahren, die durch die Anwendung, das Lagern und den sonstigen Umgang mit Pflanzenschutzmitteln oder durch andere Maßnahmen des Pflanzenschutzes, insbesondere für die Gesundheit von Mensch und Tier und für den Naturhaushalt, entstehen können. Zur guten fachlichen Praxis gehört, daß die Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes und der Schutz des Grundwassers berücksichtigt werden.

(2) Das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz erstellt unter Beteiligung der Länder und unter Berücksichtigung des Standes der wissenschaftlichen Erkenntnisse sowie den Erfahrungen der Pflanzenschutzdienste und des Personenkreises, der Pflanzenschutzmaßnahmen durchführt, die Grundsätze für die Durchführung der guten fachlichen Praxis im Pflanzenschutz. Das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz gibt diese Grundsätze im Einvernehmen mit dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Bundesanzeiger bekannt.“

PSM, die auf landwirtschaftlichen Nutzflächen angewendet werden, können entsprechend ihrer Wirkung nach Tabelle 2.1 eingeteilt werden:

Tabelle 2.1: Gruppeneinteilung von PSM

Pflanzenschutzmittelgruppe	Wirkung gegen
Herbizide	Unkräuter
Insektizide	Insekten
Fungizide	Pilze
Molluskizide	Schnecken
Akarizide	Milben
Nematizid	Fadenwürmer (Nematoden), andere im Boden lebende Schädlinge
Wachstumsregler	Mittel zur Steuerung biologischer Prozesse

2.2 Europäische Richtlinien

Grenzwerte

In der Europäischen Union (EU) gelten die in der Richtlinie 98/83/EG (EU, 1998) für das Trinkwasser festgelegten Grenzwerte von 0,1 µg/l für einzelne PSM und 0,5 µg/l in der Summe aller PSM und ihrer Abbauprodukte. Für die Grenzwerte im Grundwasser gelten nach Richtlinie 2006/118/EG (EU, 2006) dieselben Grenzwerte, da es in ganz Europa als Trinkwasserressource zur Verfügung stehen soll. Die Grenzwerte für das Oberflächenwasser sind individuell für jedes PSM in der Richtlinie 2008/105/EG (EU, 2008) festgelegt. Je nach Risikopotential des PSM, u.a. für aquatische Lebensformen, sind die Grenzwerte für das Oberflächenwasser leicht höher als 0,1 µg/l, allerdings zum Teil auch mit einem deutlich geringeren Wert festgelegt. Als Beispiel kann Endosulfan mit einer Zielvorgabe von 0,005 µg/l genannt werden, um die hohe Sensibilität der aquatischen Lebensgemeinschaften auf diesen Stoff in Rechnung zu tragen.

In der Trinkwasserrichtlinie der WHO (WHO, 2008) sind nur für einzelne PSM-Grenzwerte genannt. Die Werte liegen für Atrazin, Simazin und Lindan mit 2 µg/l, für Aldicarb mit 10 µg/l und für Isoproturon mit 9 µg/l sehr viel höher als bei den europäischen Normen.

Mit der Richtlinie 2009/128/EG (EU, 2009) des Europäischen Parlaments und des Rates über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden wurden umfangreiche Maßnahmen im Bezug auf nachhaltige PSM-Anwendungen festgelegt. Neben den Anforderungen, die Risiken für die menschliche Gesundheit und die Umwelt zu senken, sowie die Verminderung der Abhängigkeit von der Verwendung von PSM voranzutreiben, befasst sich die Richtlinie mit speziellen Aspekten, wie z.B. die Sicherheit bei der Anwendung von PSM, die Einrichtung von Pufferzonen und Schutzgebieten, beispielsweise auf Schulgeländen und Kinderspielplätzen, die Lagerung von PSM und die Entsorgung von leeren PSM-Behältern.

Weiterhin legt die Richtlinie fest, dass sowohl die Anwender, als auch die Vertrieber und Berater geeignete Fort- und Weiterbildungsmaßnahmen erhalten sollen, um ausreichende Kenntnisse im Umgang mit PSM zu erlangen. Außerdem setzt sie Auflagen für den Verkauf fest und verpflichtet die Mitgliedsstaaten die allgemeine Öffentlichkeit zu informieren und zu sensibilisieren. Desweiteren werden die Anwendungsgeräte reglementiert und es wird dafür geworben, risikobehaftete Geräte durch innovative Entwicklungen auszutauschen.

Dieser Ansatz wird auch bei den PSM-Wirkstoffen umgesetzt, indem schadhafte Stoffe, sobald eine geeignete Alternative gefunden wird, aus dem Verkehr gezogen werden sollen.

Für die Anwendung der Richtlinie in den Mitgliedsstaaten wurde bestimmt, dass jedes Land einen nationalen Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von PSM entwickeln muss. Die Ergebnisse der Auswertungen der umgesetzten Maßnahmen werden im fünf Jahres Turnus an die Europäische Kommission übermittelt.

Umsetzung in Deutschland

In Deutschland wird zurzeit vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) eine Vorgängerversion eines nationalen Aktionsplans, die am 11. April 2008 von der Agrarministerkonferenz beschlossen wurde, überarbeitet, um sie an die Europäischen Vorgaben anzupassen. Der deutsche Nationale Aktionsplan - NAP (BMELV, 2008) beruhen auf den Ansätzen des integrierten Pflanzenschutzes im konventionellen Anbau. Der integrierte Pflanzenschutz muss ganzheitlich gesehen werden, so müssen neben ökologischen Aspekten auch ökonomische und soziale Komponenten berücksichtigt werden. Mit der Umsetzung dieses Ansatzes sollen langfristig nicht nur die Anwendungsmengen reduziert werden, sondern vor allem das Risiko für die Menschen und die Umwelt minimiert werden. Neben der Förderung von Innovationen zur Weiterentwicklung des integrierten Pflanzenschutzes, geht der NAP auch auf Aufklärung der Anwender und Verringerung der Rückstände in Lebensmitteln ein. Weiterhin beschreibt der NAP einzelne Indikatoren, wie z.B. die Risikoindikatoren, die u.a. die Risiken für aquatische und terrestrische Ökosysteme wiedergeben. Die Gesamtheit der Indikatoren wird zu dem Deutschen Pflanzenschutzindex (PIX) zusammengefasst und bewertet. In diesen Index gehen außerdem die Ergebnisse von Monitoring Studien der PSM und deren Metaboliten in Oberflächengewässern und Grundwasserressourcen ein.

Die LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) hat für Seen und Fließgewässer in Deutschland 38 PSM-Zielvorgaben aufgestellt, die zum Teil von der Richtlinie 2008/105/EG (EU, 2008) der Europäischen Union übernommen wurden.

Nach dem aktuellen Stand der deutschen Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001), welche 2011 novelliert werden soll, gelten die gleichen Grenzwerte wie in der Richtlinie 98/83/EG (EU, 1998).

Das BMELV propagiert die Reduzierung von chemischen PSM in Deutschland, trotzdem zeigen die Ergebnisse von Umweltdaten im Statistischen Jahrbuch (BMELV, 2010), dass der Verbrauch von PSM schwankt, aber im wesentlichen nicht reduziert ist (Abbildung 2.1). In den Jahren 2006, 2007 und 2008 ist der Gesamtverbrauch an PSM im Deutschland sogar gestiegen und erst 2009 ist wieder ein leichter Rückgang auf die Werte von 2006 zu beobachten.

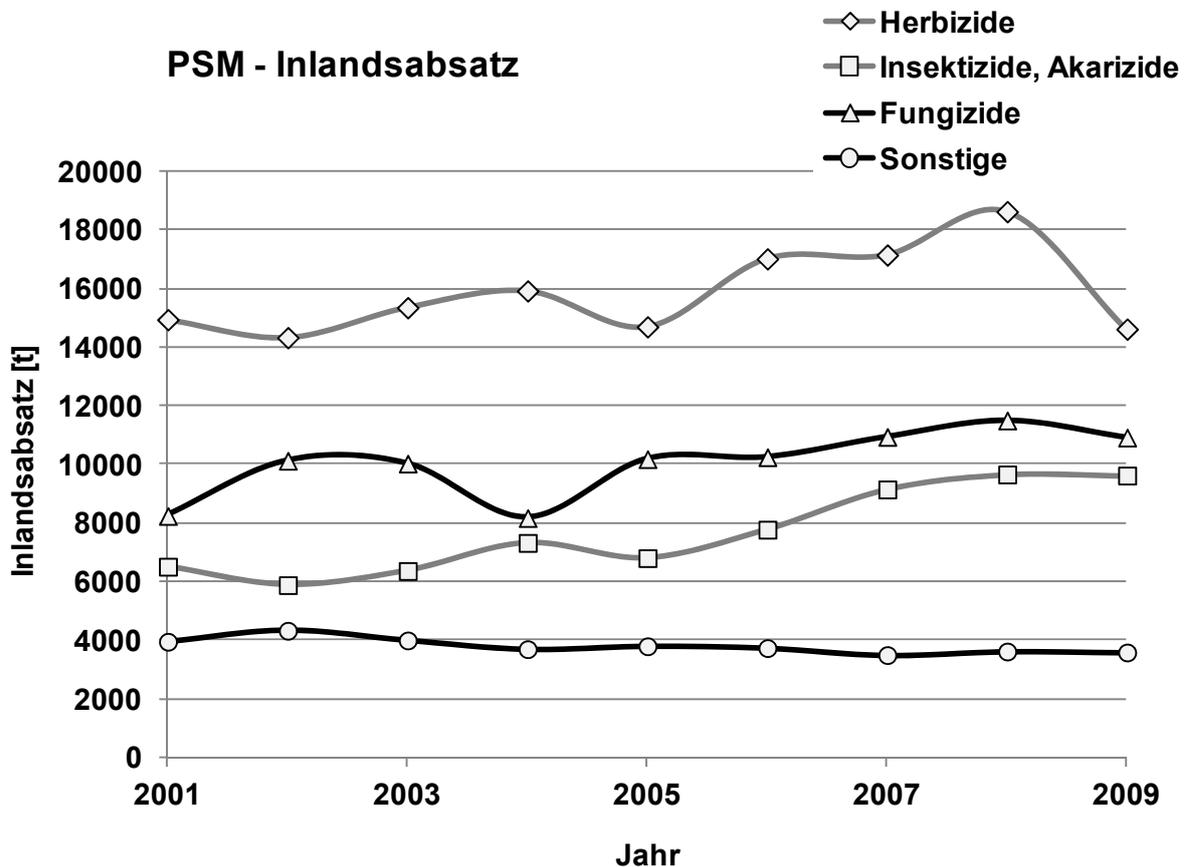


Abbildung 2.1: PSM-Inlandsabsätze (Datenquelle: BMELV, 2010, Statistisches Jahrbuch)

Jährlich wird ein Monitoring des Oberflächen, Grund- und Trinkwassers durchgeführt und die Ergebnisse an die Europäische Kommission übermittelt. In der Grundwasserdatenbank Wasserversorgung (Kiefer & Sturm, 2008) fällt auf, dass PSM und deren Metaboliten, die seit Jahren in Deutschland verboten sind, immer noch in allen drei Ressourcen erfasst werden können. Dieses gilt beispielsweise für Stoffe, wie Atrazin und deren Abbauprodukte Desethylatrazin und Desisopropylatrazin, desweiteren auch für Bestandteile von Lindan.

Sturm & Kiefer (2007) gehen zwar von Fehlverhalten der Anwender und illegalen PSM-Einsätzen aus, weisen aber auch auf die ungünstigen Stoffeigenschaften mancher Wirkstoffe hin.

Weiterhin fallen auch die häufigen Funde von PSM auf, die unter Beobachtung bzw. auf der Liste prioritärer Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie der EU (EU, 2011) stehen, aber bis heute zugelassen sind, wie Diuron, Isoproturon und Glyphosat. Für Glyphosat melden die Autoren Bedenken an, da sehr hohe Absatzmengen bekannt sind und viele Einsätze auf Nichtkurland stattfinden. Glyphosat ist ein Herbizid und wird häufig zur Unkrautbeseitigung auf Straßen, Plätzen und Gleisen eingesetzt.

Tabelle 2.2 zeigt als Ergebnis einer Befragung der deutschen Wasserversorger im Jahr 2006 eine Rangliste der am häufigsten im Oberflächen- und Grundwasser erfassten PSM und Metaboliten.

Tabelle 2.2: Pflanzenschutzmittelfunde von Wasserversorgern (Sturm & Kiefer, 2007)

Substanzname	Zulassungsstatus	Rang (nach Nennungen)		
		Gesamt	Grundwasser	Oberflächenwasser
Desethylatrazin	Metabolit Atrazin	1	1	7
Atrazin	nicht zugelassen	2	2	2
Diuron	zugelassen	3	5	1
Simazin	nicht zugelassen	4	4	4
Isoproturon	zugelassen	5	8	3
2,6-Dichlorbenzamid	Metabolit Benzene	6	3	18
Bentazon	zugelassen	7	7	9
Bromacil	nicht zugelassen	8	6	-
Mecoprop (MCP)	zugelassen	9	10	8
Desisopropylatrazin	Metabolit Atrazin	10	9	19
Terbuthylazin	zugelassen	11	13	6
Hexazinon	nicht zugelassen	12	11	19
Propazin	nicht zugelassen	13	12	19
MCPA	zugelassen	14	24	5
Chlortoluron	nicht zugelassen	15	15	19
Desethylterbuthylazin	Metabolit Terbuthylazin	16	14	17
Metazachlor	zugelassen	17	19	13
AMPA	Metabolit Glyphosat	18	21	12
Metolachlor	zugelassen	19	22	11
Dichlorprop (2,4-DP)	zugelassen	20	19	16
Glyphosat	zugelassen	20	24	10

Stieber et al. (2007) stellen dar, dass auch noch in den deutschen PSM-Regelungen Lücken zu finden sind, die Fehlanwendungen und eine große Gefährdung der Wasserressourcen zulassen. Da viele, heute noch in Deutschland zugelassene, PSM sehr schädigende Auswirkungen auf die Umwelt besitzen, als Beispiele können Isoproturon, Diuron und Glyphosat genannt werden, sind in den Anwendungshinweisen neben den Auswirkungen Hinweise wie „dem Grundwasserschutz besondere Aufmerksamkeit zu schenken, wenn der Wirkstoff in Regionen mit empfindlichen Böden und/oder Klimabedingungen ausgebracht wird“. Dazu wird allerdings nicht erläutert, welche Böden empfindlich sind und welche Klimabedingungen gemeint sind.

Als Schlussfolgerungen aus der Forschung dieser Veröffentlichung stellen die Verfasser fest, dass mit der zu diesem Zeitpunkt gängigen Praxis, die sich bis heute noch nicht verändern hat, eine Gefährdung der Grundwasserressourcen nicht ausgeschlossen werden kann. Sie fordern eine Reduktion des Einsatzes von PSM durch die Anwendung des integrierten Pflanzenschutzes und des ökologischen Landbaus, sowie erhöhte Anforderungen an die Abbaubarkeit der PSM im Zulassungsverfahren, Kontrolle und klare Definition der Anwendungsvorschriften und die Dokumentation der Applikationen durch die Anwender.

Zulassungen von Pflanzenschutzmitteln in Deutschland

Die Zulassung von PSM wird durch das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) vorgenommen. Teilbewertungen im Rahmen ihrer Zuständigkeit werden durch das Julius Kühn-Institut (JKI), das Umweltbundesamt (UBA) und das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) übernommen.

In den letzten Jahrzehnten hat die Überwachung von PSM europaweit stark zugenommen. Am 24. November 2009 wurde für das Inverkehrbringen von PSM in der EU eine neue Verordnung veröffentlicht, welche am 14. Juni 2011 in Kraft treten wird (www.bvl.bund.de, Stand 26.11.2009). Die Veränderungen betreffen vor allem die zusätzliche Kontrolle der Beistoffe, z.B. Lösungsmittel und Zusatzstoffe wie Schaumverminderer, und deren Auswirkungen auf die Gesundheit und die Umwelt. Für Zusatzstoffe soll ein eigenes Zulassungsverfahren festgelegt werden. Weiterhin sollen Wirkstoffe von PSM die krebserregend, erbgutverändernd, fortpflanzungsgefährdend oder das endokrine System schädigend sind, sowie Stoffe die Persistenz- und Akkumulationseigenschaften aufweisen, nicht mehr zugelassen werden. Die PSM, die bereits zugelassen sind, werden jedoch erst nach Ablauf der Zulassung, die für jedes PSM individuell und befristet besteht, neu beurteilt. Eine weitere positive Neuerung ist, dass PSM, die unerwünschte Eigenschaften aufweisen, nur so lange auf dem Markt bleiben dürfen, bis ausreichende Alternativen zur Verfügung stehen. Dazu wird bei der Zulassung eine Nutzen-Risiko-Abwägung vorgenommen. Weiterhin wird es auf der Positivliste (Liste der zugelassenen PSM) einen Abschnitt für „Pflanzenschutzmittel mit geringem Risiko“ geben, in den PSM ohne bedenkliche Inhaltsstoffe aufgenommen werden.

Diese PSM werden eine längere Gültigkeit der Zulassung erhalten. Weiterhin wird die gleichzeitige Zulassung in mehreren Ländern der EU erleichtert.

Es ist zu erkennen, dass in Deutschland sowie in der EU großer Wert auf die nachhaltige Anwendung von PSM gelegt wird, in Schwellen- und Entwicklungsländern sind solche Vorschriften aber meist nur sehr schwer umsetzbar. Trotzdem sind erste Ansätze für die Verbesserung der Situationen in weniger entwickelten Ländern zu beobachten.

2.3 Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Schwellen- und Entwicklungsländern

In den letzten Jahrzehnten hat sich immer wieder gezeigt, dass PSM-Produkte, die in Industrieländern nicht mehr zugelassen waren, zahlreich in Schwellen- und Entwicklungsländer exportiert wurden. Durch das fortschreitende Herstellungsverbot einiger Wirkstoffe, beispielsweise in der EU, haben einige Großkonzerne Filialen in den Ländern mit Absatzmärkten gegründet und verkaufen dort weiterhin Produkte, die ein hohes Risiko für die Menschen und die Umwelt bedeuten.

In einigen Entwicklungs- und Schwellenländern sind bereits Ansätze zu PSM-Vorschriften und Verbote für die Anwendung gefährlicher Stoffe zu finden, die Umsetzung wird allerdings nur sehr selten kontrolliert und besitzt damit nur eine äußerst geringe Wirksamkeit.

Wie Montes et al. (2011) zeigen, können in Mexiko im Sediment von landwirtschaftlichen Entwässerungssystemen und in sich anschließenden Küstenlagunen sehr hohe Konzentrationen an verbotenen PSM und deren Metaboliten, wie z.B. Lindan, DDT, Heptachlor und Endosulfan erfasst werden. Während die Konzentrationen von DDT und dessen Metaboliten rückläufig sind und durch deren sehr große Persistenz begründet werden können, werden die anderen Schadstoffe anscheinend fortwährend angewendet. Die Autoren schlagen vor, einen Management Plan zu entwickeln, die Bevölkerung zu schulen und spezifische Regularien einzuführen. Diese Veröffentlichung zeigt ein typisches Beispiel für Schwellen- und Entwicklungsländer. Obwohl bereits Gesetzgebungen existieren, kommen die Umsetzung und die Aufklärung nicht bei der Bevölkerung an.

In China besteht seit 1983 das Verbot der Anwendung von DDT und Lindan. Hu et al. (2009) haben untersucht, ob in den Böden der Einzugsgebiete der Staudämme in der Provinz Beijing (Peking) Rückstände dieser beiden Wirkstoffe zu finden sind. Bei DDT hat sich gezeigt, dass hohe Konzentrationen von dem Ausgangsstoff und geringere Konzentrationen von den Metaboliten DDE und DDD erfasst wurden. Dieser Fund deutet auf eine vor kurzer Zeit stattgefundene Applikation hin. Die Autoren verweisen auf frühere Untersuchungen in derselben Region (2003 & 2004), bei denen die Konzentrationen von DDT und dessen Metaboliten bis zu 2910 ng/g Boden gemessen wurden.

Die Ergebnisse für Lindan (HCH) haben gezeigt, dass zwar keine Anwendungen kurz vor der Messung nachzuweisen waren, dass aber mit Sicherheit in den vergangenen Jahren illegale Applikationen stattgefunden haben. Durch die Studie weiterer Publikationen zeigt die Veröffentlichung die Akkumulation von Lindan und DDT in Fischen, so dass die Stoffe schnell auf den Lebensmittelmarkt gelangen und Folgeschäden auslösen können.

Eine Veröffentlichung von Sánchez-Camazano et al. (2005) zeigt die Auswirkungen auf die Oberflächen- und Grundwasserressourcen durch Atrazin und Alachlor, angewendet auf bewässertem Mais. Bei den Messungen in den Jahren 1997 und 1998 lagen bei Atrazin im Oberflächenwasser im Mittel etwa 80 % der Proben über 1 µg/l. Im Grundwasser wurden im Herbst 80 % und im Frühling sogar 100 % Überschreitungen des europäischen Grenzwertes von 0,1 µg/l beobachtet. Der maximale Messwert von Alachlor im Oberflächenwasser lag bei 31,9 µg/l und von Atrazin bei 25,3 µg/l. Im Grundwasser wurden für Alachlor Werte bis 4,85 µg/l und für Atrazin 3,45 µg/l gemessen.

Das Verbot für die Anwendung von Atrazin in der EU von 2004 hat in Europa Verbesserungen der Monitoring-Messwerte gezeigt, in Schwellen- und Entwicklungsländern wird dieser Wirkstoff aber noch bis heute angewendet.

In Entwicklungsländern entstehen immer wieder große Probleme durch die mangelnde Aufklärung der Landwirte sowie der gesamten Bevölkerung und ein fehlendes Wissen und dadurch Bewusstsein über die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt.

In Südamerika sind zwar immer wieder Meldungen über Umweltkatastrophen mit PSM zu finden, allerdings führt die Art der Veröffentlichungen zu Angst und Hysterie in der Bevölkerung. Eine gut konzipierte und nachhaltige Aufklärung der Landwirte und auf weiteren Ebenen der Bevölkerung wird benötigt, um gesundheitliche Folgen und massive Umweltverschmutzungen zu vermindern.

Ein Ansatz zur nachhaltigen landwirtschaftlichen Produktion bilden Vorschriften, wie z.B. **GLOBAL G.A.P.**, die Zertifikate für den Export in Industrieländer vergeben. Diese sind zwar nur für exportierende landwirtschaftliche Betriebe bindend, da aber vor allem Großbetriebe die größten Mengen von PSM anwenden, ist es durchaus vorstellbar, dass diese einen Vorbildcharakter für kleinere Betriebe darstellen.

GLOBAL G.A.P.

GLOBAL G.A.P. (www.globalgap.org) ist eine private Wirtschaftsgesellschaft, die Standards für weltweit gleiche „Gute Landwirtschaftliche Praxis“ (Good Agricultural Practice - G.A.P.) entwirft und implementiert. Dabei findet eine enge Anlehnung an die europäische Gesetzgebung statt, so dass die zertifizierten Produkte in die Europäische Union sowie auch in die USA und andere Industrieländer exportiert werden dürfen.

Das Zertifikat bindet nicht nur die landwirtschaftlichen Produkte ein, sondern kontrolliert auch die Produktion vom Eingang auf den landwirtschaftlichen Betrieb, z.B. des Saatguts, bis hin zum Ausgang der fertigen Produkte aus dem Betrieb.

Immer mehr Supermarktketten in Europa, in Deutschland beispielsweise REWE, Edeka, Tengelmann, Lidl und Aldi, nutzen das GLOBAL G.A.P. Zertifikat, um die Herkunft ihrer Produkte zu überprüfen. Die Zertifizierung wird von mehr als 100 unabhängig akkreditierten Zertifizierungsorganen in über 100 Ländern durchgeführt. Die Beteiligung steht jedem Landwirt weltweit offen. Die landwirtschaftlichen Betriebe werden jährlich inspiziert und zusätzlich werden weitere unangemeldete Kontrollen durchgeführt.

Zulassungen von Pflanzenschutzmitteln

Als Beispiele für die Zulassung von PSM sollen die Vorschriften in Chile als Schwellenland sowie in Bolivien als Entwicklungsland dienen.

In Chile existieren Gesetze und Zulassungsverfahren für PSM. Es besteht, wie in der EU, eine Positivliste der autorisierten Präparate, in der die Anwendungsfälle, die Toxizität und weitere wichtige Informationen festgelegt sind. Diese Liste kann aus dem Internet von der Seite des chilenischen Landwirtschaftsministeriums (www.sag.cl) jederzeit in der aktuellen Version heruntergeladen werden.

Trotzdem ist noch die Anwendung einiger PSM gestattet, die in der EU seit Jahren verboten sind, als Beispiel kann Atrazin für den Einsatz im Maisanbau genannt werden.

Während in Chile schon sehr positive Entwicklungen beobachtet werden können, ist die Situation in Bolivien besorgniserregend. So existiert beispielsweise kein Gesetz, dass es unterbindet DDT zu importieren und anzuwenden. Es gibt eine Organisation namens PLAGBOL (<http://plagbol.org.bo>, Stand Mai 2011), die regelmäßig auf ihrer Internetseite über neue Sterbefälle von Menschen und schwere Unfälle durch PSM berichtet. Durch die Armut in Bolivien ist es dem Großteil der Bevölkerung allerdings nicht möglich das Internet zu nutzen. Wie eigene Erfahrungen zeigen, werden die Auswirkungen auf die Umwelt bei dem Entwicklungsstand Boliviens bisher völlig vernachlässigt. Die Aufklärung und das Bewusstsein der Bevölkerung müsste nicht nur im Bereich von PSM, sondern auch für die gesamten Auswirkungen von gesundheits- und umweltgefährlichen Stoffen verbessert werden.

Dieses Problem gilt weltweit für Entwicklungsländer, aber auch für aufstrebende Schwellenländer, deren landwirtschaftliche und industrielle Produktion häufig auf Kosten der Natur geht, wie Erfahrungen in Brasilien, Argentinien und Chile gezeigt haben.

2.4 Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln

2.4.1 Auswirkungen auf Menschen

Bereits geringe PSM-Konzentrationen können beim Menschen zu gesundheitlichen Schäden führen. Es wird zwischen direktem und indirektem Kontakt unterschieden. Direkter Kontakt kann bei der Herstellung in Industriebetrieben oder bei der Anwendung, besonders bei Landwirten, entstehen. Indirekter Kontakt kann bei Anrainern und Nutzern von behandelten Flächen vorkommen. Häufige Anwendungsgebiete sind nicht nur landwirtschaftliche Nutzflächen, sondern u.a. auch Sportplätze, öffentliche Gelände (Instandhaltung), Straßen, Schienen und Rasenflächen. Bei Industriearbeitern und Anwendern zeigen sich pflanzenschutzmittelabhängige Auswirkungen häufig als Kopfschmerzen, Erbrechen, Magenkrämpfe oder Durchfall, die in Folge von der Anwendung, Vorbereitung oder Mischung von PSM und beim Umgang mit Pflanzenschutzmittelbehältern entstehen. Konstante geringe Expositionen können zu langfristigen und chronischen Gesundheitsschäden wie Krebs, Geburtsdefekten oder Reproduktionsstörungen führen. Umstehende und Anrainer können durch eine indirekte Vergiftung betroffen werden, indem sie beispielsweise mit der Abdrift von mit Sprühern aufgetragenen PSM in Berührung kommen oder aber auch als Konsumenten von mit PSM kontaminierten Lebensmitteln. Ein besonders hohes Risiko besteht nicht nur für Kinder und ältere Menschen, sondern auch für chronisch Kranke und Menschen mit geschwächtem Immunsystem. (EU, 2007)

Eine Literaturstudie von Nasterlack (2006) zeigt die Auswirkungen von PSM-Anwendungen der Eltern auf Krebsfunde bei ihren Kindern. Der Autor konnte zwar keinen direkten Zusammenhang herausstellen, dennoch häufen sich die Fälle von Leukämie, Gehirntumoren, Leberkrebs, Non-Hodgkin-Lymphomen (Vielzahl bösartiger Erkrankungen des lymphatischen Systems, Deutsche Krebsgesellschaft (DKG), www.krebsgesellschaft.de, Stand Mai 2011) und Neuroblastoma (Krebserkrankung des Nervensystems bei Kleinkindern, DKG, Stand Mai 2011).

Ein weiteres schwerwiegendes Problem stellt die Verunreinigung der Wasserressourcen da, die zur Trinkwassererzeugung genutzt werden. PSM, die sehr persistent sind und akkumulierende Eigenschaften besitzen, können sich im Körper anreichern und zu schweren gesundheitlichen Problemen führen.

Thacker et al. (2008) haben in Indien untersucht, ob mit PSM kontaminiertes Oberflächenwasser durch konventionelle Wasseraufbereitungsverfahren mit Koagulation, Ausflockung, Schnellsandfiltern und Chlorung gereinigt werden kann. Es hat sich gezeigt, dass die Rückstände von Lindan, Endosulfan und DDT im aufbereiteten Wasser von den Jahren 2000 bis 2005 rückläufig waren. Lindan wurde in 72 % der untersuchten Proben gefunden, während DDT in 64 % und Endosulfan in 36 % der Wasserproben erfasst wurde.

Laut den Autoren sind im Jahr 2000 sehr hohe Werte beobachtet worden, da es 1999 und 2000 sehr wenig Niederschlag gegeben hat und die Landwirte unachtsam mit den PSM-Aufbringungen umgegangen sind. Weiterhin wird erläutert, dass die Konzentrationen in der Monsunzeit im Winter sehr viel geringer sind, als in der Trockenzeit im Sommer. Dieser Sachverhalt kann zum einen durch die größere Verdünnung während des Monsuns erklärt werden sowie dadurch, dass die größten Anteile von PSM im Frühjahr und Sommer aufgebracht werden. Die Grenzwerte der WHO Richtlinien wurden nur im Jahr 2000 bei Lindan überschritten, nach der europäischen Trinkwasserrichtlinie wären zahlreiche Überschreitungen beobachtet worden.

Diese drei in Indien untersuchten PSM sind schon seit Jahren in der EU und in großen Teilen der Welt verboten. Laut dem aktuellen Indischen Nationalen Implementierungsplan zur Stockholmer Konvention für Persistente Organische Schadstoffe (POPs) (Government of India, 2011) sind Lindan und Endosulfan weiterhin zugelassen und DDT darf ebenfalls unter Restriktionen angewendet werden. Weiterhin ist diesem Dokument zu entnehmen, dass aus Indien größere Mengen DDT nach Afrika exportiert wurden, wo es meist für die Bekämpfung von Malaria verwendet wird.

In der Region Beijing (Peking, China) haben Zhang & Lu (2007) eine Befragung von Landwirten über Sicherheitsaspekte von PSM durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass, wie in den meisten Entwicklungsländern, zwar grobes Wissen über die Gefahren der Anwendung von PSM bei den Landwirten besteht, sich aber nur wenige Anwender vor einer Vergiftung schützen. In dieser Erhebung haben nur 15,5 % der Befragten angegeben, dass sie bei der Anwendung der PSM Masken und Handschuhe tragen, obwohl nur 13,18 % nicht genug Geld für die Schutzmaßnahmen hätten. Weiterhin stellen nur 30,62 % die Arbeit ein, wenn sie sich unwohl fühlen und nur 53,49 % lagern ihre PSM entfernt von Lebensmitteln.

Ähnliche oder schlechtere Verhältnisse lassen die Erfahrungen und Diskussionen mit bolivianischen Wissenschaftlern während eines Forschungsaufenthaltes im Jahre 2008 in Bolivien vermuten. Die Abbildung 2.2. zeigt die typische Anwendung von PSM in der Region Cochabamba, Bolivien. Der Landwirt trägt keine Schutzkleidung und kann sich so durch direkten Kontakt mit dem PSM stark vergiften. Außerdem stellt das Vorgehen bei der Vorbereitung der Aufbringungsmischung ein großes Risiko für eine punktuelle Kontamination der Umwelt dar.



Abbildung 2.2: Landwirt bei der Mischung und Anwendung von einem PSM
(© Ivan del Callejo, UMSS, Cochabamba, Bolivien)

Weerasinghe et al. (2008) schätzen, dass in Asien im ländlichen Raum jährlich 300.000 Menschen durch die Vergiftung mit PSM sterben. Sie haben in Sri Lanka untersucht, ob eine sichere Lagerung von PSM die Auswirkungen vermindern kann. In zwei Untersuchungen wurden insgesamt an 356 Haushalte abschließbare Sicherheitsschränke aus verschiedenen Materialien (Holz, Metall, Beton) ausgehändigt. Nach 7 bis 24 Monaten wurde kontrolliert, ob die Geräte ordnungsgemäß genutzt wurden. Es hat sich gezeigt, dass die Akzeptanz der sicheren Verwahrung von PSM zu Beginn sehr groß war, bei späteren Kontrollen wurden aber zunehmende Nachlässigkeiten beobachtet. Weiterhin stellte sich die Sicherung des Schlüssels vor Kindern als schwierig heraus. Die Vorzüge der Kontrolle der Sicherung im Haus anstelle auf den Feldern wurde allerdings verstanden. Dadurch, dass die Schränke aus Holz von Termiten zerfressen wurden, haben die Probanden erfasst, dass die Sicherheitsschränke besser aus Materialien wie Metall oder Beton bestehen sollten.

Diese Untersuchung zeigt, dass bei den Anwendern von PSM zwar ein Bewusstsein für die Gefährlichkeit von PSM besteht, welches aber in der dauerhaften Praxis häufig verdrängt wird. In Entwicklungsländern stellt sich der Schutz, vor allem von Kindern, als sehr schwer heraus. Eine umfassende Aufklärung der Bevölkerungen in Schwellen- und Entwicklungsländern ist eine wichtige Aufgabe der Gegenwart und der Zukunft.

2.4.2 Auswirkungen auf die Umwelt

Verlust der Biodiversität

Weltweit ist ein dramatischer Rückgang der Biodiversität zu beobachten. Dies trifft nicht nur für weniger entwickelte Länder zu, sondern auch für Industrieländer in gemäßigten Klimazonen. Von der EU (EU, 2001a) veröffentlichte Daten beziffern, dass bereits 64 der spezifisch in Europa vorkommenden Pflanzenarten ausgestorben sind und mehr als zwei Drittel der in Europa vorkommenden Lebensraum-Typen von Pflanzen und Tieren als akut gefährdet gelten. So werden 45 % aller Schmetterlingsarten, 38 % der Vogelarten, etwa 5 % aller Weichtiere und 24 % der Arten und Unterarten spezifischer Pflanzen als vom Aussterben bedroht eingeschätzt.

Wingender et al. (2002) hat im Auftrag des BMELV eine Literaturstudie über „die Bedeutung der landwirtschaftlichen Nutzung für die Vielfalt wildlebender Tiere und Pflanzen in Deutschland“ durchgeführt. Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass extensiv genutztes Grünland die Biodiversität erhöht, während auf intensiv genutztem Ackerland nur eine geringe Artenvielfalt zu finden ist. Dieses Resultat lässt den Schluss zu, dass die immer größer werdenden Ackerschläge und die Anwendung von Düngemitteln und PSM sich minimierend auf die Biodiversität auswirken, dennoch bildet die deutsche Kulturlandschaft eine eigene Artenvielfalt aus, die schützenswert ist. Besorgniserregend ist jedoch der zunehmende Anbau von Monokulturen für Bioenergie oder Biokraftstoff, der häufig auch intensiv auf sonst brach liegenden Feldern betrieben wird.

Die persistenten negativen Effekte von PSM auf die Biodiversität in Europa wurden von Geiger et al. (2010) untersucht. Die 28 europäischen Autoren stellen fest, dass, obwohl über Jahrzehnte europäische Politik gegen schädliche PSM betrieben wurde, fortwährend negative Auswirkungen auf die Tier- und Pflanzenvielfalt zu beobachten sind. Weiterhin haben sie bemerkt, dass landwirtschaftliche Intensivierung und speziell Insektizide die biologische Schädlingsbekämpfung stark beeinträchtigen.

Gefährdung der Pflanzenvielfalt

Pflanzen bilden die Grundlage für eine Vielzahl von tierischen Lebensformen. Wenn Pflanzen aussterben, verringert sich gleichzeitig die Diversität der auf diese Pflanze spezialisierten Tiere. Durch die Anwendung von Herbiziden werden auch bedrohte „Unkräuter“ vernichtet, was zu ihrem Aussterben führen kann (Marshall et al., 2001). Beim Aufsprühen von Herbiziden besteht häufig Abdrift auf Grenzstreifen, die auf natürliche Weise häufig eine hohe Biodiversität aufweisen. Auch die Artenvielfalt in an Felder angrenzenden Wäldern kann stark geschädigt werden, daher sollten Schutzstreifen zu Wäldern eingehalten werden.

Surböck et al. (2006) haben die Auswirkungen auf die Artenvielfalt durch die Umstellung auf ökologischen Landbau in Österreich untersucht. Als Resultat heben die Autoren neben der Umstellung zum ökologischen Landbau den Nutzen der Einrichtung von Ökowertstreifen hervor. In diesen Randstreifen können sich Wildpflanzen entwickeln, die die Nahrungsquelle für natürliche Schädlingsfeinde sind. Als Beispiel können die Blattläuse fressenden Larven von Schwebefliegen genannt werden. Ökowertstreifen bilden weiterhin ein attraktives Winterquartier für viele Tierarten.

Gefährdung der Bodenorganismen

Die natürlich im Boden vorkommende Biozönose (Gemeinschaft von Organismen verschiedener Arten in einem abgrenzbaren Lebensraum) ist aus einer Vielzahl von kleineren und größeren Lebewesen wie Bakterien, Würmern, Pilzen, Hefen und Algen zusammengesetzt. Durch das Zusammenspiel dieser Arten können die organischen Stoffe in Pflanzenresten, Exkrementen und toten Tieren in ihre Grundsubstanzen zersetzt werden. Diese können den Pflanzen als Nährstoffe dienen, so dass ein Kreislauf entsteht.

Weiterhin ist der Boden Lebensraum für Ameisen, Wühlmäusen, Insektenlarven und Käfern. Pfiffner & Luka (2007) haben in ihrer Forschung große Unterschiede von Regenwurm Populationen auf konventionellen zu ökologischen Anbauflächen gefunden. Beim ökologischen Landbau führt die große Anzahl von Regenwürmern zu einer Auflockerung des Bodens, wodurch der Boden besser durchlüftet wird und so den biologischen Abbau von Schadstoffen begünstigt.

Bei natürlichen, gesunden Böden sind die biologischen Arten passgenau aufeinander abgestimmt und die Prozesse greifen reibungslos ineinander. Die toxische Wirkung vieler PSM auf einzelne Arten der Biozönose bringt das ineinandergreifende System des Bodens durcheinander und der Abbau in pflanzenverfügbare Nährstoffe kann nicht mehr problemlos ablaufen.

Pankhurst (2006) hat eine Literaturstudie über die Auswirkungen von neun PSM, die in Australien bei Zuckerrohr angewendet wurden, auf die Bodenorganismen, sowie die biologischen Funktionen des Bodens durchgeführt. Er hat Veröffentlichungen über die Herbizide, 2,4D, Atrazin, Diuron, Glyphosat, Paraquat und Trifluralin, sowie das Insektizid Chlorpyrifos, das Nemazid Aldicarb und das Fungizid Mancozeb analysiert. Der Autor stellt fest, dass Herbizide weniger Auswirkungen auf die Bodenorganismen besitzen als Insektizide, Nemazide und Fungizide. Allerdings haben alle selektierten PSM negative Auswirkungen auf spezifische Teile der Bodenbiologie. Bei wiederholten Anwendungen der gleichen PSM konnten Veränderungen in der Struktur der Biozönose beobachtet werden und in manchen Fällen auch eine vermehrte Kapazität um die speziellen PSM abzubauen. Eine indirekte negative Auswirkung der Anwendung von Herbiziden ist durch das Entfernen der Unkräuter und die damit verbundene Reduzierung von abzubauender Biomasse im Boden zu sehen. Der Wirkstoff Chlorpyrifos zeigt negative Auswirkungen auf Regenwürmer.

Während die Kohlenstoff- und Stickstoffmineralisierung recht ungestört verläuft, wird die Stickstofffixierung durch fast alle PSM negativ beeinflusst, d.h. es werden weniger reduzierte Verbindungen bioverfügbar gemacht. Fruchtwechsel ohne Pausen führen dazu, dass die PSM-Rückstände nicht vollständig abgebaut werden können und so z.B. bei Gemüsepflanzen als Zwischenfrucht zu Wurzelkrankheiten führen können.

Gefährdung der Wasserorganismen

Es ist weltweit zahlreich durch Messungen nachgewiesen worden, dass PSM nach ihrer Anwendung durch Oberflächenabfluss oder ein installiertes Entwässerungssystem in nahegelegene Oberflächengewässer gelangen und sich dort nachteilig auf die Biozönose auswirken. Einige PSM, wie z.B. Atrazin und Glyphosat haben eine toxische Wirkung auf Wasserorganismen.

Im Rahmen eines Forschungsprojektes des Umweltbundesamtes (UBA) haben Liess et al. (2001) einen biologischen Index für die PSM-Belastung von Fließgewässern entwickelt (SR-Index). Neben der Häufigkeit der Arten wurden in diesen Index die Empfindlichkeit der Spezies und die Eigenschaften ihres Reproduktions- bzw. Lebenszyklus einbezogen. Als Ergebnis von Feldstudien in Fließgewässern hat sich ein sehr hoher statistischer Zusammenhang zwischen den Veränderungen in den Wasserorganismen-Populationen und der Belastung der Gewässer durch PSM gezeigt. Probenahmen an landwirtschaftlichen Nutzungsflächen mit integrierter Umlandnutzung zeigten deutlich schlechtere SR-Index Werte als Untersuchungen an Stellen mit ökologischer Umlandnutzung oder Weidewirtschaft.

In Argentinien haben Pérez et al. (2007) untersucht, wie sich Glyphosat auf die Biozönose in Fließgewässern auswirkt. Sie haben festgestellt, dass während das Phytoplankton und das Periphyton, einer Mischung aus Algen, Cyanobakterien, heterotrophen Mikroorganismen und organischem Material, mit der Zeit abnehmen, die im Periphyton enthaltenen Cyanobakterien hingegen zunehmen. Die Autoren stellen fest, dass die Änderung der Struktur der mikrobiotischen Zusammenstellung eher von der toxischen Wirkung von Glyphosat bewirkt wird, als von dem indirekten Effekt der Zunahme von Phosphor durch abgestorbene Mikroorganismen.

Glyphosat ist weltweit uneingeschränkt zugelassen. Da immer mehr Auswirkungen auf die Menschen und die Umwelt bekannt werden, wird von Umweltaktivisten in vielen Ländern auf ein baldiges Verbot gehofft, dies schließt Deutschland bzw. die EU nicht aus, z.B. vom Pestizid Aktions-Netzwerk e.V. (www.pan-germany.org, Stand Mai 2011).

Gefährdung von Vögeln

Die intensive Landwirtschaft hat die Lebensräume von zahlreichen Vögeln stark beeinflusst. Einigen Arten wurde durch intensive Landwirtschaft die Lebensgrundlage genommen, d.h. meist ihre Nahrung in Form von Mäusen und anderen Kleintieren, so dass sie stark bedroht oder in vielen Regionen bereits ausgestorben sind.

Gefährdung von Insekten

PSM wirken häufig nicht nur toxisch auf die Zielorganismen, die z.B. mit Insektiziden entfernt werden sollen, sondern auch auf nützliche Arten, die bei der biologischen Schädlingsbekämpfung behilflich sein könnten oder Arten die keinerlei Risiko für die landwirtschaftliche Produktion darstellen. Schwebfliegen, Marienkäfer und Ohrwürmer sind Beispiele für natürliche Blattlausfeinde, die durch Insektizide vergiftet werden können. Bienen sammeln die Blütenpollen von mit PSM kontaminierten Feldern, so dass sehr häufig in Honig PSM-Rückstände nachweisbar sind, aber auch ganze Bienenvölker können durch PSM-Einfluss absterben.

Gefährdung von Amphibien

Bei der Erforschung von Atrazin wurde entdeckt, dass selbst geringste Mengen im Wasser ausreichen, um männliche Frösche zu Zwittern umzuwandeln, da dieser Schadstoff extreme Auswirkungen auf den Hormonhaushalt besitzt. (Hayes et al., 2003).

Im Jahr 2005 veröffentlichte Relyea die Ergebnisse einer Feldstudie über die Auswirkungen von Glyphosat auf amerikanische Froscharten. Drei Wochen nach der direkt auf Kaulquappen aufgesprühten Glyphosat Applikation sind 96 % bis 100 % der Individuen verstorben. Bei jungen Fröschen hat der Autor bei Laborversuchen nach einem Tag eine Mortalität von 68 – 86 % beobachtet. Diese Ergebnisse weisen auf eine Dezimierung von Froschpopulationen in der Nähe von mit Glyphosat behandelten Feldern weltweit hin.

Zusammenfassend kann auf Grundlage der aufgeführten Forschungsergebnisse festgehalten werden, dass PSM massive Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die natürliche Flora und Fauna besitzen können, die sogar zum Tod von Menschen und dem Aussterben einzelner Arten führen können.

2.5 Modelle für die Simulation von Pflanzenschutzmitteln

Seit den 80er Jahren wurden zahlreiche Simulationsmodelle für PSM entwickelt. Dieses Unterkapitel stellt nur die in den letzten Jahren häufig publizierten Modelle vor.

Vanclouster et al. (2000) haben im Rahmen des EU-Projektes FOCUS 12 vertikal eindimensionale Simulationsmodelle für den Transport von Wasser, gelösten Stoffen, Wärme und vor allem PSM evaluiert, da in der EU zunehmend Modelle für die Zulassung von PSM eingesetzt wurden. Es wurden mit jedem Modell vier Datensätze aus Feld- und Lysimeterversuchen simuliert. Die Verfasser stellten fest, dass der EU-Trinkwassergrenzwert von 0,1 µg/l einem PSM-Leaching- (Versickerung) Eintrag von 1 g/ha entspricht. Weiterhin kommen sie zu dem Ergebnis, dass die meisten Modelle keine ausreichende Validierung aufweisen, um für sehr geringe Konzentrationen zufriedenstellende Ergebnisse zu erzielen. Um eine Kalibrierung und Validierung zu ermöglichen, wurden vier Datensätze aus unterschiedlichen Klimaregionen in den Niederlanden, Großbritannien, Italien und Deutschland in mehrere Datenreihen aufgeteilt. Weiterhin wurden spezielle Makroporen-Datensätze verwendet. Die Modelle und Datensätze wurden von verschiedenen Anwendern genutzt, um subjektive Entscheidungen bei der Anwendung der Modelle in die Untersuchung einfließen zu lassen. Die Autoren unterscheiden die getesteten Modelle in zwei Arten, mechanische Versickerungsmodelle (**PESTLA, PESTRAS, MACRO, LEACHP, WAVE, SIMULAT, CRACKP**) und funktionelle Modelle mit empirischen Ansätzen (**PRZM2, VARLEACH, PLM, PELMO, GLEAMS**). Neben den Ergebnissen wurde auch die Anwendbarkeit evaluiert. Zwischen einigen detaillierten Ergebnissen von einzelnen PSM-Prozessen fällt ein Abschnitt über Skalen und Unsicherheitsaspekten auf. Obwohl die getesteten Modelle vor dieser Studie vielfach mit Messdaten kalibriert und validiert wurden und für diese Untersuchung eine gute Datenmenge zugrunde lag, wurden zum Teil große Unsicherheiten festgestellt. Genaue Ergebnisse konnten nicht garantiert werden, dennoch räumen die Autoren ein, dass die Resultate als Abschätzungen für das PSM-Leaching genutzt werden können. Die Ergebnisse der Simulationen aus dieser Untersuchung wurden teilweise in weiteren Veröffentlichungen publiziert, die in den folgenden Abschnitten bei den Beschreibungen der entsprechenden Modelle zu finden sind.

PESTLA

Das Model PESTLA wurde von J.J.T.I. Boesten an der Universität Wageningen in den Niederlanden entwickelt und 1993 veröffentlicht (<http://ecobas.org/>, Stand Mai 2011). Es besteht aus zwei Submodulen. Während das erste Submodul den Wasser- und Wärmetransport berechnet, ermittelt das zweite mit einer Advektion-Dispersions-Gleichung den PSM-Transport in der flüssigen Phase, die gebundene und die gasförmige Phase werden ignoriert. Die Sorption ist proportional zum organischen Gehalt im Boden mit einem Freundlich-Isotherm angesetzt. Der Abbau wird abhängig von der Temperatur, der Bodenfeuchtigkeit und der Bodentiefe mit einer Gleichung erster Ordnung berechnet.

Das Model wurde in den Niederlanden bis in das Jahr 2000 für ein erstes Screening bei der Registrierung von neuen PSM verwendet. Danach wurde es von dem neu entwickelten Model PEARL abgelöst, dass bis heute für die Registrierung verwendet wird. Im EU-Projekt FOCUS wurde PESTLA validiert (Boesten & Gottesbüren, 2000). Die Resultate in Abbildung 2.3 zeigen, dass die Messergebnisse nach 103 Tagen noch recht gut nachgebildet werden konnten, während in den beiden anderen Zeitschritten Ungenauigkeiten aufgetreten sind.

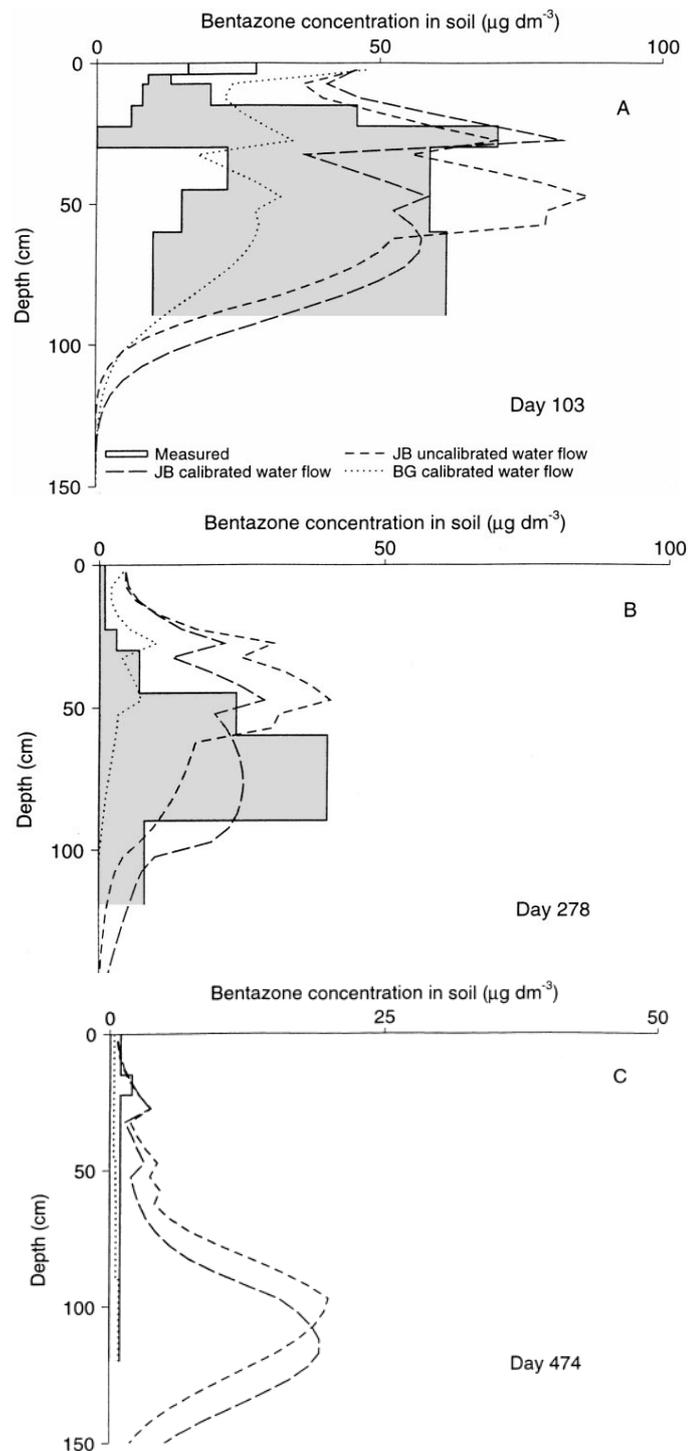


Abbildung 2.3: PESTLA Ergebnisse des EU-Projekts FOCUS (Boesten & Gottesbüren, 2000)

PEARL

PEARL wurde entwickelt, um die Auswirkungen von PSM auf das Grundwasser abzuschätzen (www.pearl.pesticidemodels.eu, Stand Mai 2011). Weiterhin kann eine Dränung und die Persistenz von PSM im Oberboden nachgebildet werden. Bis heute wird dieses Modell weiterentwickelt, so sind die Modelle Geo-PEARL, Meta-PEARL und in dem EU-Projekt FOCUS das Modell FOCUS-PEARL entstanden. Die Eingangsdaten werden mit Hilfe des Modells SWAP (Soil – Water – Atmosphere – Plant) aufbereitet. PEARL beschreibt die PSM-Prozesse sehr präzise, benötigt dazu aber eine große Anzahl von Eingangsdaten und kann deshalb nur in Gebieten mit sehr guter Datengrundlage zufriedenstellend angewendet werden. In Europa, den USA und zunehmend weltweit wird das Modell für die Risikoabschätzung bei der Zulassung neuer aktiver Substanzen von PSM genutzt. Das Modell wurde mit zahlreichen Feldstudien für verschiedene Böden validiert. Wie die Abbildung 2.4 als Ergebnis aus einem Forschungsprojekt zeigt (Bouraqui et al., 2003), kann PEARL auch bei guter Datengrundlage nicht alle Prozesse im Boden naturgetreu nachbilden.

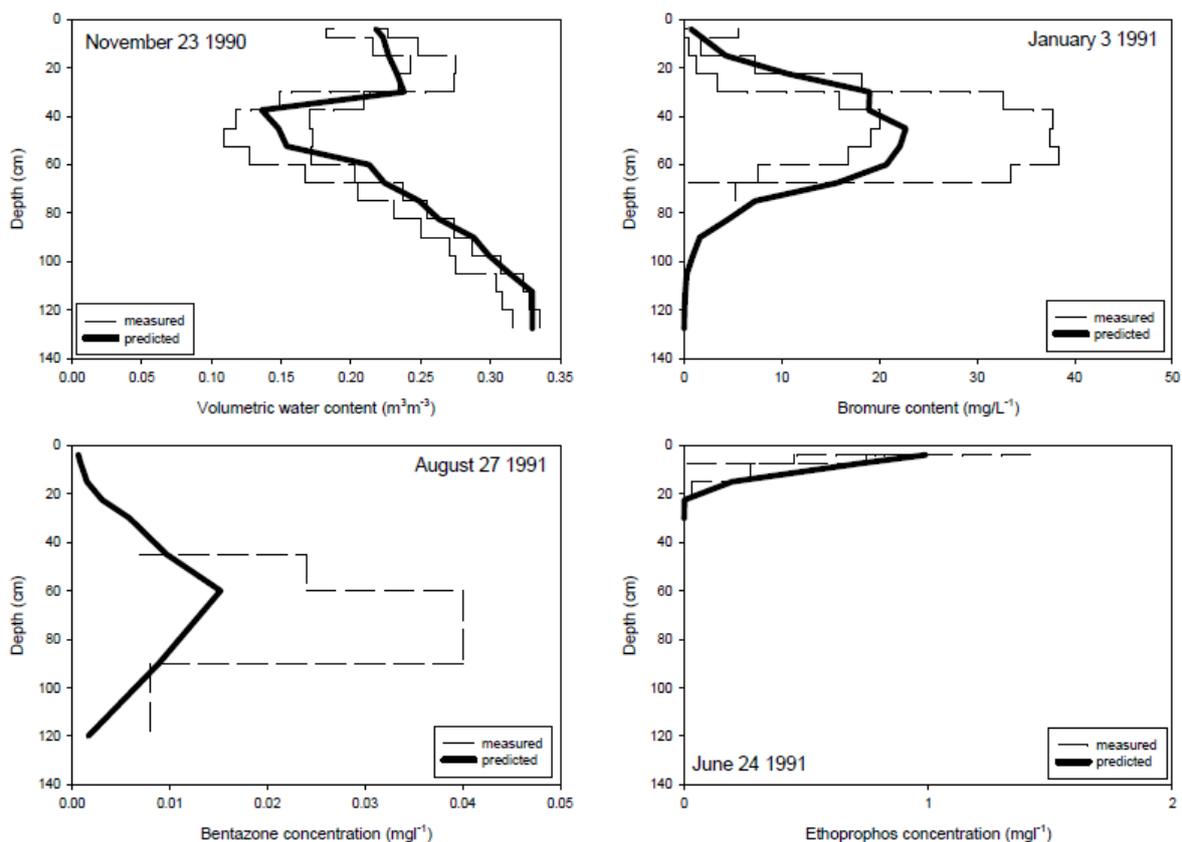


Abbildung 2.4: PEARL Ergebnisse eines Forschungsprojekts (Bouraqui et al., 2003)

Scorza Júnior & Boesten (2005) haben PEARL für rissbildenden Ton in den Niederlanden mit einem Tracer (Bromid), einem mobilen PSM (Bentazon) und einem moderat sorbierenden und persistenten PSM (Imidacloprid) getestet. Modelle für bevorzugte Fließwege (preferential flow) von PSM benötigen sehr viele, schwer zu messende Eingangsdaten.

Da sich in anderen Untersuchungen des Modells gezeigt hatte, dass schwierige Bodenverhältnisse über eine Kalibrierung mit großen Dispersionslängen möglich sind, wollten die Autoren erfassen, ob PEARL auch bei rissbildendem Ton einsetzbar ist. Für die Kalibrierung der Bromid-Simulation war die Dispersionslänge von Bedeutung, hingegen war bei Bentazon die Halbwertszeit ausschlaggebend. Während die Konzentrationen von Bromid und Bentazon gut vom Modell wiedergegeben wurden, konnte die Simulation von Imidacloprid nicht zufriedenstellend kalibriert werden. Scorza Júnior & Boesten kommen zu dem Schluss, dass die Konvektions-Dispersions-Gleichung in PEARL nicht für rissbildenden Tonboden mit bevorzugten Fließwegen geeignet ist. Die Untersuchung hat weiterhin gezeigt, dass die Sorption eine sehr wichtige Rolle bei der realistischen Abbildung von PSM-Leaching darstellt.

MACRO

Das Modell MACRO (Larsbo & Jarvis, 2003) wurde von N. Jarvis an der Schwedischen Universität für Agrarwissenschaften in Uppsala (Schweden) entwickelt. Der spezielle Fokus dieses Modells ist auf **bevorzugte Fließwege** gelegt, die in manchen Regionen zu einem sehr schnellen Eindringen von PSM in tiefe Bodenschichten führen können, so dass sie in kürzester Zeit in die Dränung oder das Grundwasser gelangen. Das Modell simuliert einen eindimensionalen instationären Wasser- und Schadstofftransport in strukturierten Böden oder Makroporen. Die Wasserbilanz wird über Niederschlag, Schnee, Bewässerung, Evapotranspiration und Dränung berechnet. Für den PSM-Transport gehen u.a. verschiedene Aufbringungsarten der PSM, Sorption und Abbau erster Ordnung, beeinflusst durch die Bodenfeuchtigkeit und die Temperatur, ein. Um die Makroporen abzubilden arbeitet das Modell mit zwei Domänen, eine mit hoher Durchlässigkeit und geringer Porosität und eine zweite mit geringer Durchlässigkeit und hoher Porosität, welche die Bodenmatrix widerspiegeln soll (<http://ecobas.org/>, Stand Mai 2011). Für die Ausführung dieses Modells werden ebenfalls sehr viele Eingangsdaten benötigt.

Das Modell wurde im EU-Projekt FOCUS von drei Anwendern validiert, woraus sich die Ergebnisse der Abbildung 2.5 ergaben (Jarvis et al., 2000).

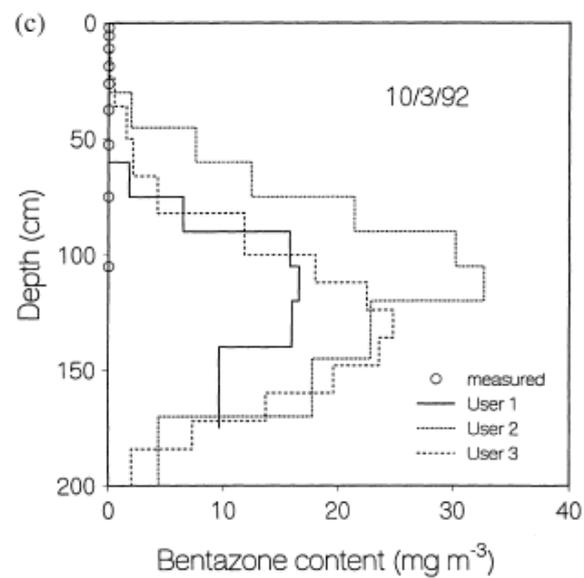
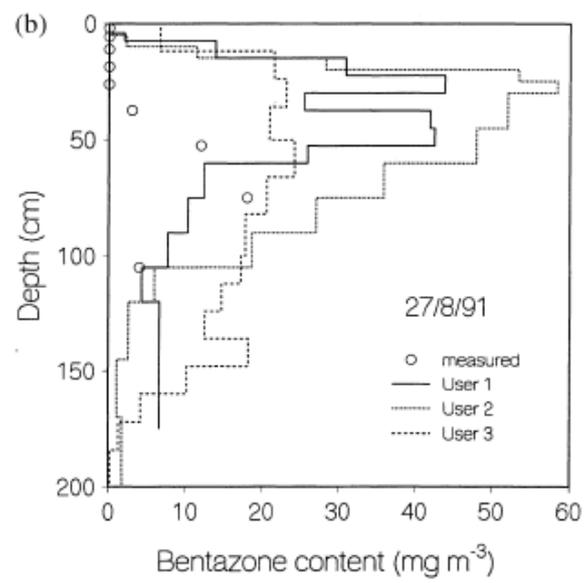
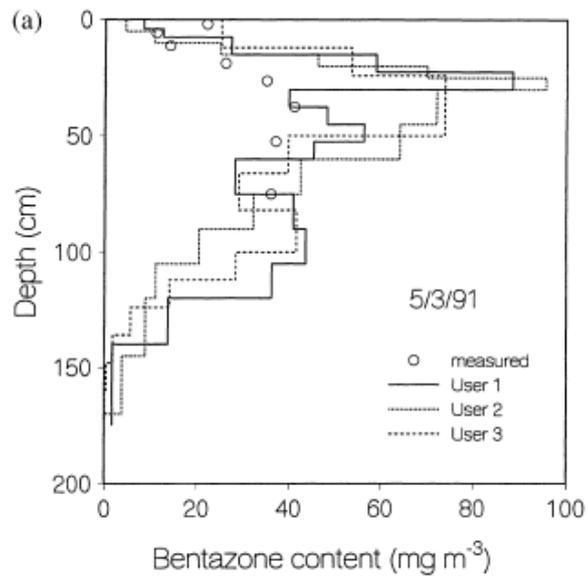


Abbildung 2.5: MACRO Ergebnisse des EU-Projekts FOCUS (Jarvis et al., 2000)

Es ist zu sehen, dass die erfahrenen Anwender nur den ersten Simulationszeitpunkt gut nachbilden konnten, die anderen Messwerte weichen stark von den Simulationsergebnissen ab. Die Anwender hatten große Probleme realistische Abbauraten zu finden, da sie sich nach Laborwerten gerichtet haben, die die natürlichen Gegebenheiten nicht wiedergeben konnten.

Scorza Júnior et al. (2004) haben die Signifikanz der bevorzugten Fließwege von PSM unter realistischen worst-case Konditionen für die niederländische Landwirtschaft untersucht und bewertet. Weiterhin haben sie hoch-qualitative Messdaten erhoben, die für das Austesten von PSM-Leaching-Modellen mit bevorzugten Fließwegen dienen sollen. Die realistischen worst-case Konditionen waren durch einen rissbildenden Boden mit 30-35 % Tongehalt gegeben. In dieser Untersuchung war in 80 cm bis 90 cm Tiefe eine Rohrdränung installiert und der Flurabstand zum Grundwasser betrug fluktuierend zwischen 0,5 m und 2 m. Zusätzlich zu den Rissen wurden Makroporen zwischen 30 cm und 100 cm Bodentiefe entdeckt, die durch abgestorbene Wurzeln und Regenwürmer verursacht wurden. Vor allem in den ersten Wochen nach der Applizierung der PSM Bentazon und Imidacloprid sowie des Tracers Bromid wurden hohe Konzentrationen in der Dränung durch sehr schnelle Versickerung beobachtet. Weiterhin überschreitet ein Großteil der Messwerte aus dem Grundwasser während des gesamten Untersuchungszeitraums die Grenzwerte der EU-Trinkwasserrichtlinie (EU, 1998). Mit der Zunahme der Tiefe im Grundwasser von 1 m auf 2,8 m ist eine Abnahme der Konzentrationen zu beobachten. Die Autoren haben festgestellt, dass sich die Risse an der Bodenoberfläche durch die Befeuchtung bei Niederschlag schließen und so keine großen Auswirkungen auf die Versickerung haben. Die permanenten Makroporen im unteren Boden hingegen begünstigen ein sehr schnelles Versickern und bewirken hohe Konzentrationen in der Dränung und im Grundwasser. Die Abnahme der Konzentrationen mit zunehmender Grundwassertiefe ist hauptsächlich durch die Verdünnung zu erklären.

Scorza Júnior et al. (2007) haben die Daten aus Scorza Júnior et al. (2004) genutzt, um das Modell MACRO zu testen. Die Autoren heben hervor, dass die bevorzugten Fließwege eine große Gefahr für das Oberflächenwasser und das Grundwasser darstellen, da die biologische und chemische Reaktivität sowie die Sorption mit der Bodentiefe abnehmen. MACRO gehört zu den Modellen, die von der EU genutzt werden, um neue PSM auf ihre Umweltverträglichkeit hin zu untersuchen. Die Autoren weisen darauf hin, dass für die Simulation von PSM-Transport in Makroporen zunächst eine Kalibrierung am Bodenwassergehalt und an einem Tracer durchgeführt werden sollte. Mit Labordaten hat MACRO die Persistenz für Bentazon im Vergleich zu den Messwerten der Wasserressourcen überschritten, aber für Imidacloprid gut abgebildet. Die Konzentrationen in der Dränung hat das Modell für beide PSM zufriedenstellend simuliert. Die Autoren bewerten MACRO als gut geeignet, um die Gefährdung des Oberflächenwassers durch PSM in Dränungsabflüsse wiederzugeben. Die Simulationen für das Grundwasser werden allerdings nur für den Tracer Bromid recht zufriedenstellend wiedergegeben.

PESTAN

Das Modell PESTAN (Pesticide Analytical model) wurde von Enfield et al. (1982) für die US-EPA (United States Environmental Protection Agency) entwickelt und von Ravi & Johnson (1987) modifiziert. Das Modell schätzt den PSM-Transport durch die Bodenpassage zum Grundwasser ab. Dazu nutzt es eine geschlossene Form der analytischen Lösung einer Advektions-Dispersions-Reaktions-Differentialgleichung. PESTAN wurde für ein erstes Screening bei der Registrierung von PSM in den USA verwendet, aber in den letzten Jahren immer mehr von dem Modell PRZM abgelöst. Das Modell zeichnet sich durch wenige Eingangsdaten, aber trotzdem zufriedenstellenden Simulationsergebnisse für eine erste Abschätzung von PSM-Einträgen in das Grundwasser aus.

PRZM /-2/-3

Die erste Version des PRZM Modells (Pesticide Root Zone Model) wurde Mitte der 80er Jahre von Carsel et al. (1984) am Center for Exposure Assessment Modeling (CEAM) der US-EPA veröffentlicht. PRZM simuliert mit Finiten Differenzen den vertikalen eindimensionalen Transport von PSM durch die ungesättigte Bodenzone. Die Berechnungen beinhalten Oberflächenabfluss, Erosion, Aufnahme der Pflanzen, Leaching, Abbau, Abwaschen von den Pflanzenoberflächen und Verflüchtigung der PSM. Temperatureffekte werden ebenso berücksichtigt, wie der Transport in der Gasphase im Boden, sowie Bewässerungsgaben. Die Berechnung kann mittels Impulsen oder in mehrschichtigen Böden mit Konzentrationsprofilen erfolgen.

Für die Version PRZM-2 wurde PRZM mit dem Modell VADOFT verknüpft, das mit Hilfe von eindimensionalen Finite Elementen die Richards-Gleichung für den Wasserfluss in der ungesättigten Bodenzone simuliert. Mit PRZM-2 können außerdem bis zu zwei relevante Metaboliten nachgebildet werden. Ein Monte Carlo-Ansatz wird für die Auf- und Nachbereitung der Simulationen genutzt.

Die neuste Version des Modells heißt PRZM-3. Neben PSM wird in dieser Weiterentwicklung der gesamte Stickstoffkreislauf simuliert. Weiterhin werden physiochemische Prozesse nachgebildet und erweiterte agrartechnische Praktiken können in die Berechnung implementiert werden. Die Datenausgabe wurde verbessert und eine Interpretationshilfe der Resultate wurde eingebaut. (<http://ecobas.org/>, Stand Mai 2011)

Abbildung 2.6 zeigt die Simulationsergebnisse von PRZM-2 von mehreren erfahrenen Anwendern im EU-Projekt FOCUS (Trevisan et al., 2000).

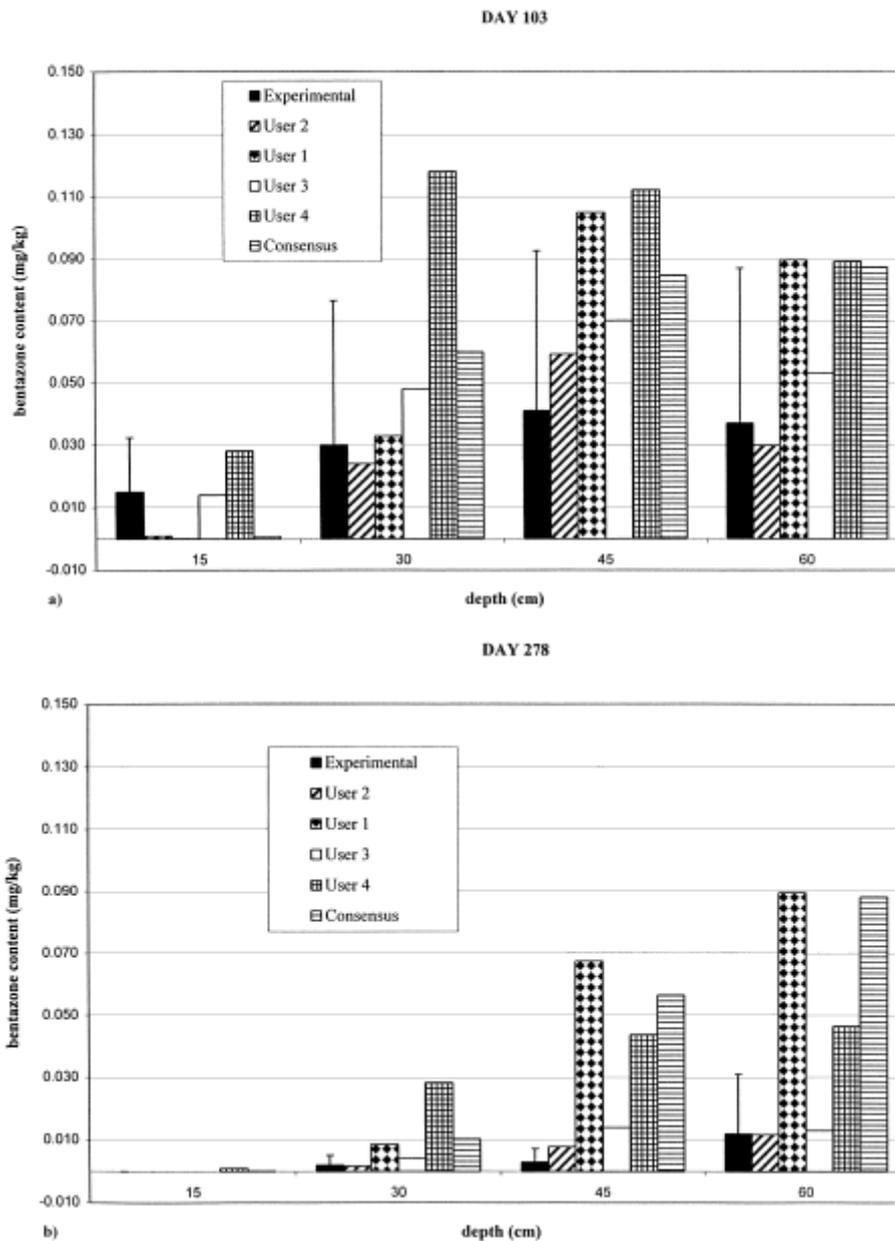


Abbildung 2.6: PRZM-2 Ergebnisse des EU-Projekts FOCUS (Trevisan et al., 2000)

Es ist deutlich zu sehen, dass die Anwender sehr unterschiedliche Annahmen bei den Eingangswerten getroffen haben. Des Weiteren fällt auf, dass die erhobenen Messdaten vor allem im zweiten Zeitschritt sehr stark von den Simulationsergebnissen überschätzt wurden.

Dieses Beispiel zeigt, wie ausschlaggebend das Vermögen des Anwenders ist, die natürlichen Gegebenheiten einzuschätzen und sinnvoll nachzubilden. Die zahlreichen Eingangsparameter lassen bei guter Datengrundlage viele Möglichkeiten für subjektive Entscheidungen offen. Eine Anwendung von PRZM, PRZM-2 oder PRZM-3 in einem Untersuchungsgebiet mit limitiertem Datenmaterial würde zu extremen Unsicherheiten führen.

PELMO

Das Modell PELMO wurde von M. Klein am Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie in Schmallenberg entwickelt. Das Modell basiert auf der ersten Version des PRZM Modells und dient dazu, das Leaching-Potential von PSM durch unterschiedliche Bodenhorizonte zu ermitteln. Es sind Prozesse wie die Abschätzung der Bodentemperatur, Abbau, Sorption und Verflüchtigung der PSM sowie der potentiellen Verdunstung mit der Haude-Formel eingebaut (<http://ecobas.org/>, Stand Mai 2011). Wie die anderen heute häufig verwendeten Modelle benötigt PELMO viele Eingangsdaten, die in ariden und semi-ariden Gebieten nur sehr selten verfügbar sind, so dass die Anwendungen ungenau bzw. unsicher werden würden. PELMO wird in Deutschland zur PSM-Registrierung genutzt.

Die Ergebnisse der Validierung im EU-Projekt FOCUS (Klein et al., 2000) zeigen in Abbildung 2.7, dass ebenfalls bei dem Modell PELMO bei guter Datengrundlage und erfahrenen Anwendern Schwierigkeiten bestehen, die in der Natur gemessenen Werte für Bentazon nachzubilden.

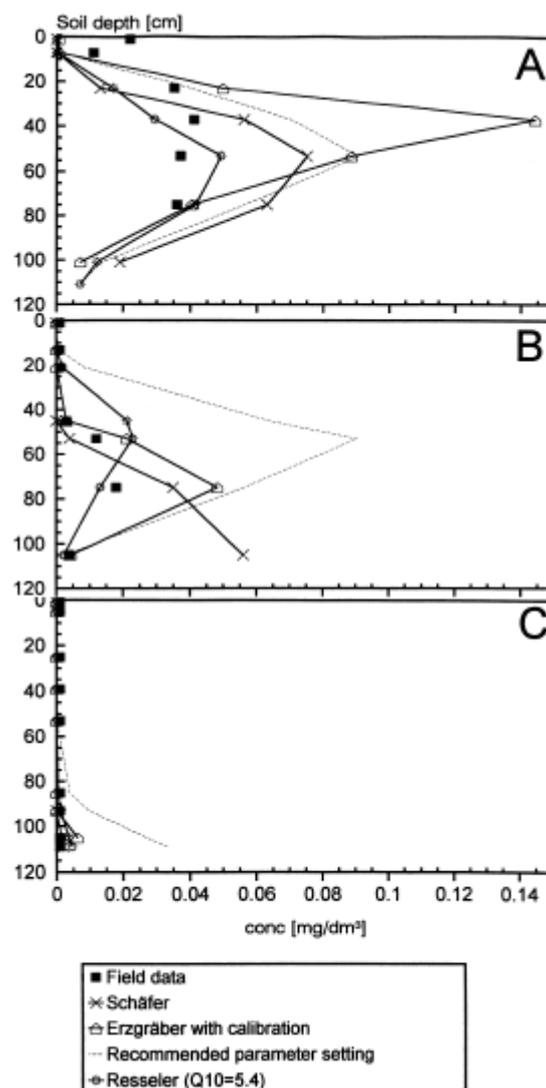


Abbildung 2.7: PELMO Ergebnisse des EU-Projekts FOCUS (Klein et al., 2000)

Chang et al. (2008) haben die PSM-Modelle **PRZM-3**, **PESTAN** und **IPTM** mit Eingangsdaten aus Texas, USA, verglichen. Im Gegensatz zu PESTAN benötigen die Modelle PRZM-3 und IPTM zahlreiche Eingangsdaten und simulieren einige detaillierte Prozesse. PRZM-3 hat aus einer Fuzzy-Analyse dieser Untersuchung die besten Ergebnisse für die Simulation von Simazin geliefert und wurde von den Autoren als am besten geeignetes Modell bezeichnet. Dennoch verdeutlicht diese Studie, dass die simple analytische Lösung der Advektions-Dispersions-Reaktions-Gleichung in PESTAN im Vergleich zu den komplexen Simulationsmodellen durchaus vergleichbare Resultate in den maximalen Konzentrationen und der erreichten Tiefe der Perkolation des PSM liefern kann (Abbildungen 2.8 bis 2.10). Für eine Abschätzung des Risikos von PSM in Gebieten mit ungenügendem Datenmaterial könnte PESTAN, nach dieser Untersuchung zu schließen, hilfreich sein.

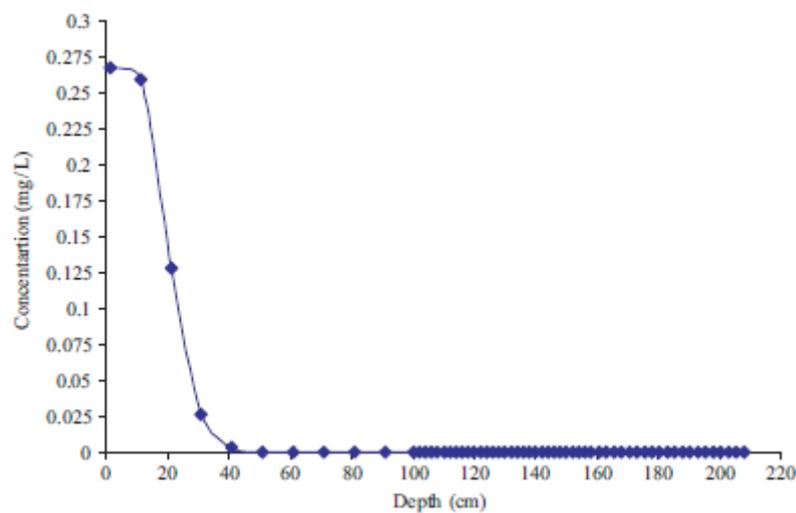


Abbildung 2.8: Ergebnis der Simazin-Konzentration von PRZM-3 (Chang et al., 2008)

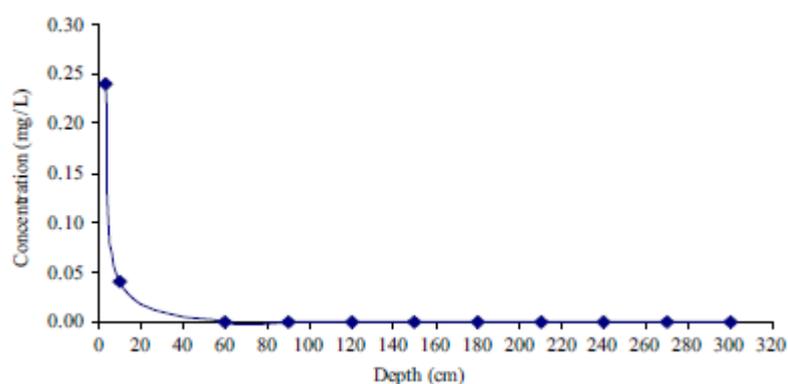


Abbildung 2.9: Ergebnis der Simazin-Konzentration von PESTAN (Chang et al., 2008)

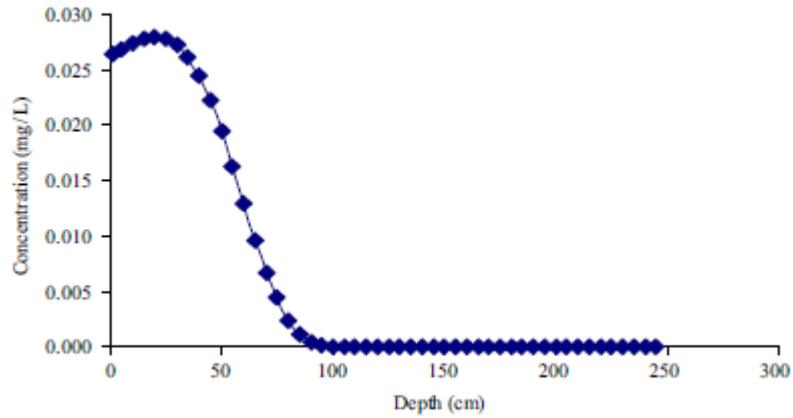


Abbildung 2.10: Ergebnis der Simazin-Konzentration von IPTM (Chang et al., 2008)

In eigenen Simulationen mit PESTAN haben sich die qualitativen Verläufe der Ergebnisse ähnlich wie die des Modells PRZM-3 ergeben, so dass infrage gestellt wird, ob einzelne Eingangswerte in dieser Anwendung nicht korrekt gewählt wurden.

IPTM-CS

Das eindimensionale Modell **IPTM-CS** (Integrated Pesticide Transport Modeling System) wurde an der Universität von Kalifornien in Davis, USA, entwickelt. Es simuliert den Transport von PSM in der gelösten, gebundenen und der Dampf-Phase an der Bodenoberfläche und im Boden. Die Anbindung an Datenbanken und ein Modul für die Datenabschätzung erleichtern die Auswahl der Eingangsparameter. In Chu & Mariño (2007) wurde das Modell mit Messdaten verglichen und die Ergebnisse von den Autoren als „ziemlich gut“ beschrieben. Die Veröffentlichung (Abbildung 2.11) zeigt allerdings recht viele Unsicherheiten des Modells, obwohl zahlreiche Prozesse sehr spezifisch behandelt werden.

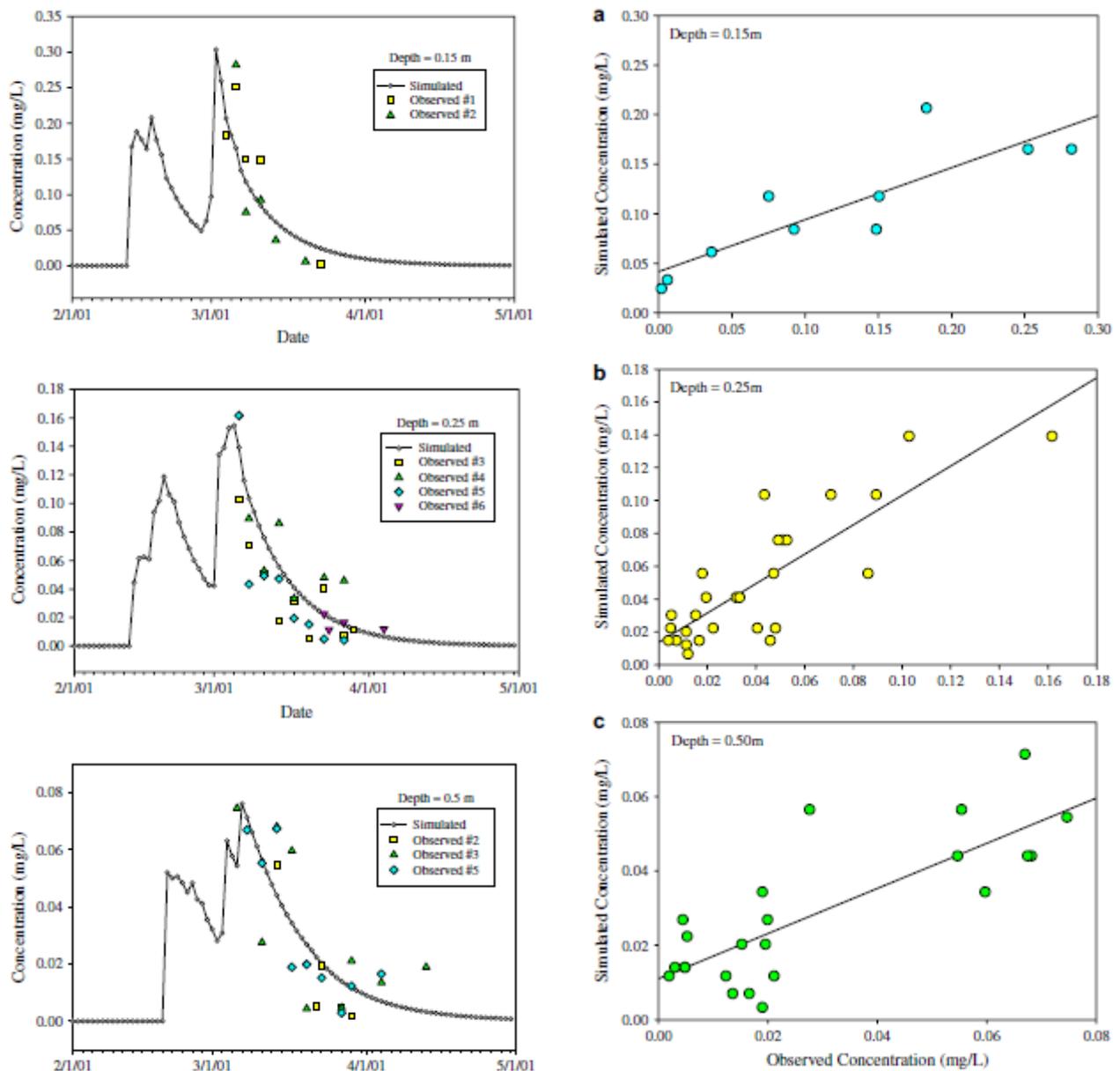


Fig. 14. Linear regression between the observed and simulated diazinon concentrations for the three selected depths (0.15, 0.25, and 0.5 m).

Abbildung 2.11: IPTM-CS Ergebnisse für Diazinon (Chu & Mariño, 2007)

GLEAMS

Das Modell GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems) wurde von F. M. Davis im Southeast Watershed Research Laboratory (SEWRL) in Tifton, USA, entwickelt (<http://ecobas.org/>, Stand Mai 2011). Das Modell nimmt auf der Feldskala an, dass homogene Landnutzung, Bodenarten und Niederschlag vorliegen. Es ist aus vier Hauptkomponenten zusammengesetzt: Hydrologie, Erosion/Sediment Transport, PSM- und Nährstofftransport. GLEAMS wurde entwickelt, um die Auswirkungen von Managementpraktiken auf den PSM- und Nährstofftransport in, durch und unterhalb der Wurzelzone zu simulieren. Es wurde nicht für genaue Vorhersagen erstellt, sondern, um die Effekte von Managemententscheidungen eines landwirtschaftlichen Betriebes auf die Wasserqualität zu bewerten. Bewässerung kann, neben weiteren landwirtschaftlichen Praktiken, in Tabellenform eingegeben werden oder anhand der Bodenfeuchtigkeit automatisch berechnet werden. Weiterhin werden Metaboliten, die eine potentielle Toxizität aufweisen, berücksichtigt. Die Prozesse in GLEAMS sind sehr umfangreich, als Beispiel kann ein detailliertes Erosions-/Sedimentationsmodul genannt werden, das zahlreiche Eingangsdaten benötigt.

Mehrdimensionale Modelle

Als in vielen Bereichen einsetzbar gilt das Modell **HYDRUS** (PC-Progress, Šimůnek, 1994), bisher meist ein- oder zweidimensional verwendet. Vor kurzem wurde auch eine dreidimensionale Version entwickelt. Es handelt sich um ein Softwarepaket für die Simulation von Wasser, Wärme und Schadstoffen im variabel gesättigtem Boden. Bei guter Datengrundlage kann dieses Modell sehr gute Ergebnisse erzielen, für eine unzureichende Datenmenge stellt sich die Anwendung hingegen als schwer und unsicher heraus.

Weiterhin existieren einige dreidimensionale Modelle für die Simulation von diffusen Schadstoffquellen auf der Einzugsgebietsskala. Als Beispiele können **SWAT** (Soil and Water Assessment Tool, USDA-ARS - United States Department of Agriculture-Agricultural Research Service) und **HSPF** (Hydrological Simulation Program-Fortran, USGS - United States Geological Survey) genannt werden. Diese Modelle haben zwar Module für die Simulation von PSM-Prozessen implementiert, allerdings sind diese mit zahlreichen anderen Modulen verknüpft, wodurch selbst für einfache Szenarien zahlreiche Eingangsdaten benötigt werden.

Desweiteren wurden im EU-Projekt **FOOTPRINT** (www.eu-footprint.org, Stand Mai 2011) die Modelle **PRZM** und **MACRO** weiterentwickelt und an europäische Datenbanken angeschlossen, um sie von der Feldskala über die Einzugsgebietsskala bis hin zur Skala ganz Europas anzuwenden.

Um mit dieser Art von Modellen zu simulieren, müssen umfangreiche Daten aufbereitet werden, die in ariden und semi-ariden Gebieten nur äußerst selten zur Verfügung stehen. Dadurch, dass zahlreiche Eingangsdaten abgeschätzt werden müssen, sind die Unsicherheiten der Simulationsergebnisse sehr hoch.

3 Lösungsansätze

Das Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung einer Methode, die es ermöglicht, für aride und semi-aride Gebiete die Risiken einer Kontamination der Wasserressourcen durch PSM abzuschätzen. Dabei soll die stark limitierte Datengrundlage in Schwellen- und Entwicklungsländern berücksichtigt werden.

Um dieses Ziel zu erreichen, ist es zunächst notwendig, zu erörtern, welche Gegebenheiten in ariden und semi-ariden Regionen in Schwellen- und Entwicklungsländern vorliegen. Die zu entwickelnde Methode soll mit den limitiert vorliegenden Daten die natürlichen Prozesse und anthropogenen Einflüsse so realitätsnah, wie unter diesen Randbedingungen möglich, wiedergeben. Als Resultat soll in Untersuchungsgebieten das Risikopotential für eine Kontamination der Wasserressourcen mit PSM abgeschätzt und dargestellt werden, damit eine Möglichkeit geschaffen wird, vor den Gefahren zu warnen und Entscheidungsprozesse zu beeinflussen.

Eigene Forschungsreisen nach Südamerika haben die Notwendigkeit dieser Forschung mit Nachdruck bestätigt, wobei Erfahrungen mit den Gegebenheiten inklusive Feldstudien in ländlichen Gebieten in Chile, Argentinien, Brasilien und speziell Bolivien gezeigt haben, welche Daten in der Regel verfügbar sind und welche abgeschätzt werden müssen.

Diese limitierte Datengrundlage stellt die wesentliche Herausforderung an die benötigte Methode dar. Um die ökonomischen Probleme in weniger entwickelten Ländern zu berücksichtigen, muss darauf geachtet werden, nur Eingangsdaten zu verwenden, die in der Regel vorhanden sind, kostengünstig ermittelt oder mit Hilfe von Literaturwerten abgeschätzt werden können. Außerdem sollte die Anzahl der Parameter möglichst gering gehalten werden, jedoch sollten sie gleichzeitig die PSM-Prozesse realitätsnah abbilden.

In den ländlichen Gebieten der Schwellen- und Entwicklungsländer sind in der Regel keine Wetterstationen vorhanden, sondern gegebenenfalls nur einfache Regenmesser und Verdunstungskessel installiert, die für die Bemessung der Bewässerungsgaben genutzt werden. Die Bewässerungsarten haben einen großen Einfluss auf die Wasserbilanzen, so dass Informationen über die Bewässerungsverfahren notwendig sind.

Sofern keine Bodendaten vorliegen, können nationale oder internationale Datenbanken, beispielsweise die SOTER-Datenbank der FAO (FAO, 1998b), genutzt werden. In der Regel liegen aber keine detaillierten Bodendaten vor, sondern es sind nur die Bodenarten der obersten Bodenschicht bekannt. Die zu entwickelnde Methode muss daher über die bekannten Bodenarten die wesentlichen Bodenparameter der PSM-Prozesse abschätzen, wobei nur die Daten, die unbedingt für die realitätsnahe Betrachtung der Prozesse essentiell sind, verwendet werden sollen.

Die Landwirte machen in der Regel keine freiwilligen Angaben zu ihren verwendeten PSM-Produkten und -anwendungen, so dass Informationen aus PSM-Zulassungsbestimmungen der entsprechenden Länder und Empfehlungen der PSM-Hersteller verwendet werden müssen. Da für PSM-Anwendungen bekannt sein muss, welche landwirtschaftlichen Produkte angebaut werden und außerdem die Bewässerungsverfahren erfasst werden müssen, ist eine Besichtigung des Untersuchungsgebietes und die enge Zusammenarbeit mit Fachleuten und Landwirten vor Ort wichtig.

Da die Prozesse des Transport- und Abbauverhaltens von PSM in der Natur sehr komplex sind, muss die neu entwickelte Methode diese Vorgänge mit sinnvollen Abschätzungen wiedergeben. Nach dem heutigen Stand der Forschung werden für solche Zwecke Simulationsmodelle eingesetzt.

Die Literaturstudie im vorangegangenen Kapitel hat gezeigt, dass bei guter Datengrundlage mehrere Modelle die PSM-Prozesse recht zufriedenstellend wiedergeben können. Dennoch wurden Unsicherheiten und Fehleinschätzungen der Modelle sichtbar. Zusammenfassend kann keines der aktuell in der Praxis genutzten PSM-Modelle auf Einzugsgebiete mit limitierter Datengrundlage übertragen werden, ohne sehr große Unsicherheiten in Kauf zu nehmen, da der Großteil der Eingangsparameter abgeschätzt werden muss. In Gebieten mit limitiertem Datenmaterial stehen nur äußerst selten Daten für eine Kalibrierung zur Verfügung, daher werden die Unsicherheiten der Simulationsergebnisse dieser Modelle so groß, dass sie kein Vertrauenspotential mehr besitzen.

Das einzige Modell, das bei der Recherche für limitierte Datengrundlagen geeignet scheint, ist PESTAN, das aufgrund seines Einsatzes bei der Registrierung von PSM in den USA ausgewählt und für eine potentielle Anwendung geprüft wurde. Da die meisten der wenigen Eingangsdaten recht gut abgeschätzt werden konnten und Testläufe zufriedenstellende Ergebnisse gezeigt haben, stellt PESTAN eine gute Basis für die oben genannte Zielsetzung dar.

Da PESTAN jedoch einige wesentliche Einschränkungen aufweist, wie z.B. die über den gesamten Simulationszeitraum konstante Infiltrationsrate, welche die Abbildung von natürlichen PSM-Prozessen erschweren, muss das Modell für das Ziel dieser Arbeit modifiziert und weiterentwickelt werden. Dazu sollte ein neues Modell entwickelt werden, das eine Verknüpfung mit GIS (Geographische Informationssysteme) beinhaltet, um eine räumliche Anwendung und eine Visualisierung der Ergebnisse zu ermöglichen.

Im nachfolgenden Kapitel wird das neu entwickelte Modell mit dem Namen PESTRISK vorgestellt.

4. Beschreibung des Modells PESTRISK

Das Modell PESTRISK soll in ariden und semi-ariden Gebieten mit limitiertem Datenmaterial angewendet werden. Es ist darauf ausgelegt, mit möglichst wenigen Eingangsdaten plausible Aussagen über die Gefährdung der Wasserressourcen durch PSM zu erzeugen. Das Hauptaugenmerk liegt auf der Ermittlung der PSM-Einträge in das Grundwasser. Die Einflüsse auf die Oberflächenwasserressourcen durch Abdrift, Oberflächen- und Dränungsabfluss werden ebenfalls ermittelt. Abbildung 4.1 gibt einen Überblick über die in PESTRISK berücksichtigten natürlichen und anthropogen beeinflussten Transportprozesse.

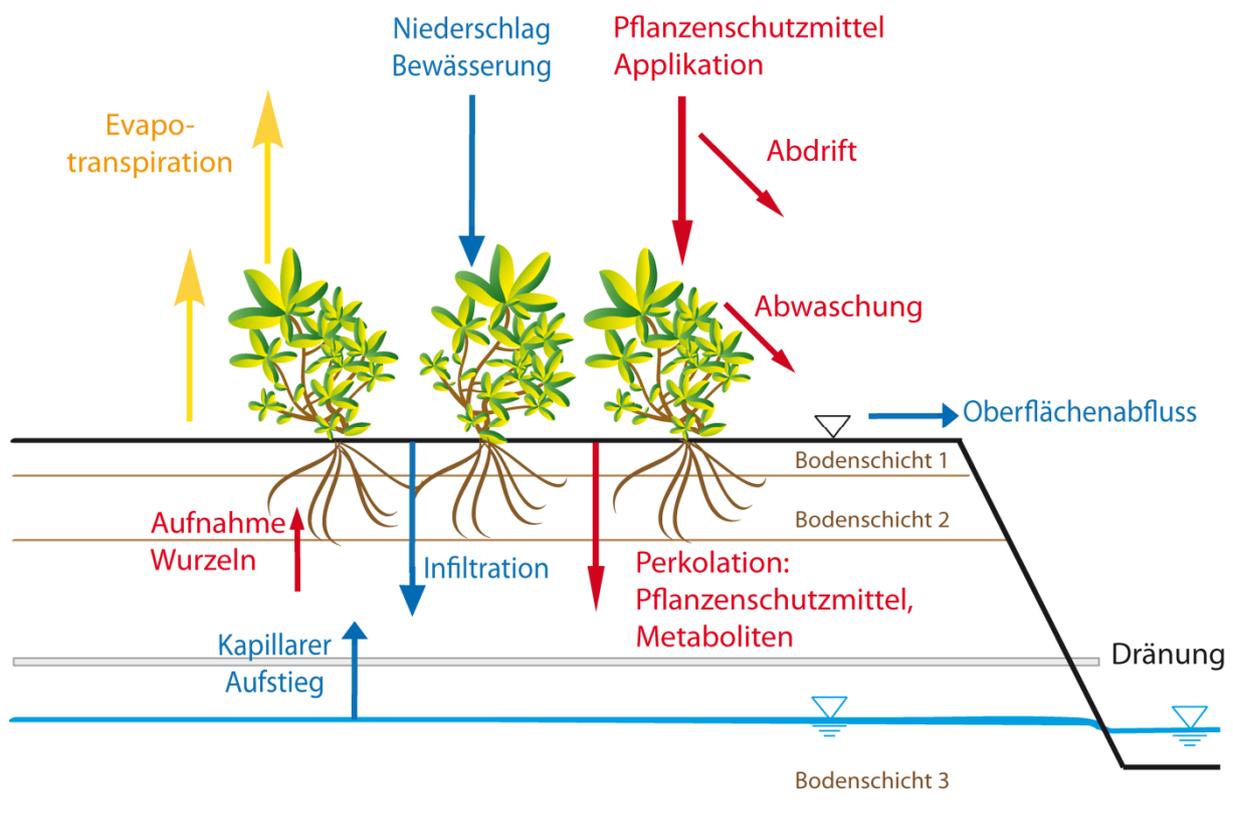


Abbildung 4.1: Transportprozesse in PESTRISK

In den weiteren Teilen dieses Kapitels werden die Struktur des Modells, die Prozesse, die mathematische Beschreibung und die Eingangsdaten erläutert. Weiterhin werden die Simulationsergebnisse und die Möglichkeiten zur Kalibrierung beschrieben. Am Ende des Kapitels sind Hinweise zu Modellunsicherheiten zu finden. In Kapitel 7 ist ein Anwendungsbeispiel dargestellt, das die Aufbereitung der Eingangsdaten und die Ausgabe der Simulationsergebnisse verdeutlicht.

4.1 Struktur des Modells

Abbildung 4.2 zeigt einen groben Überblick über die Abfolge der Simulationen des PESTRISK Modells. Das Modell ist ein eindimensionales Kolonnenmodell, laterale Flüsse werden vernachlässigt.

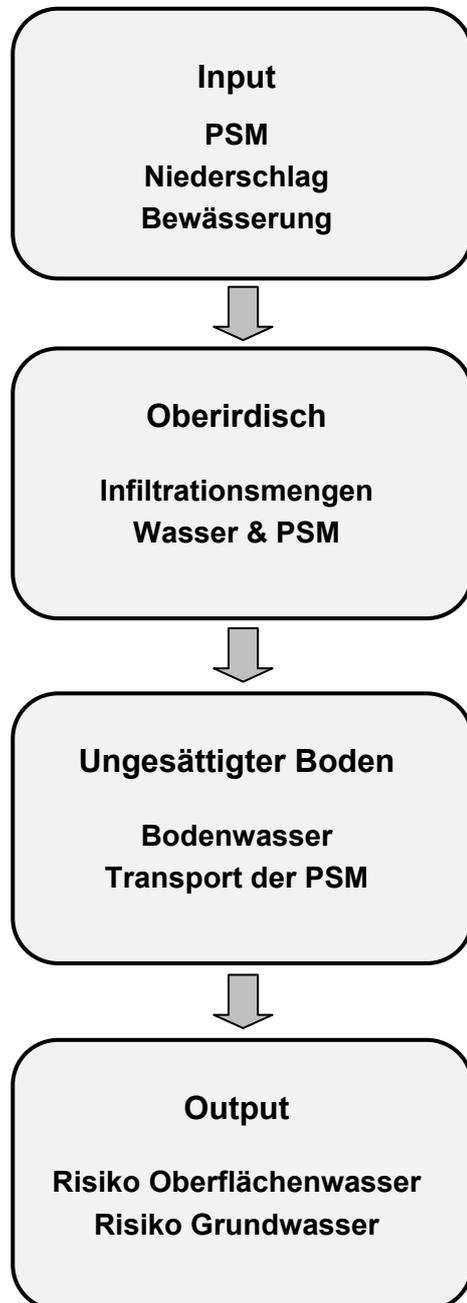


Abbildung 4.2: Übersicht des Simulationsablaufs im PESTRISK Modell

Im ersten Abschnitt des Modells wird berechnet, welche Mengen an Wasser und PSM zur Infiltration kommen, während im zweiten Teil das Durchströmen der einzelnen Bodenschichten mit Wasser und den darin gelösten Schadstoffen simuliert wird. Die Ausgabe der Endergebnisse für das PSM und zwei relevante Metaboliten erfolgt in Form von Risiko-Karten der Gefährdung der Oberflächen- und Grundwasserressourcen.

4.2 Prozesse und mathematische Beschreibung

Die Berechnung in PESTRISK ist entsprechend Abbildung 4.3 in vier Blöcke aufgeteilt.

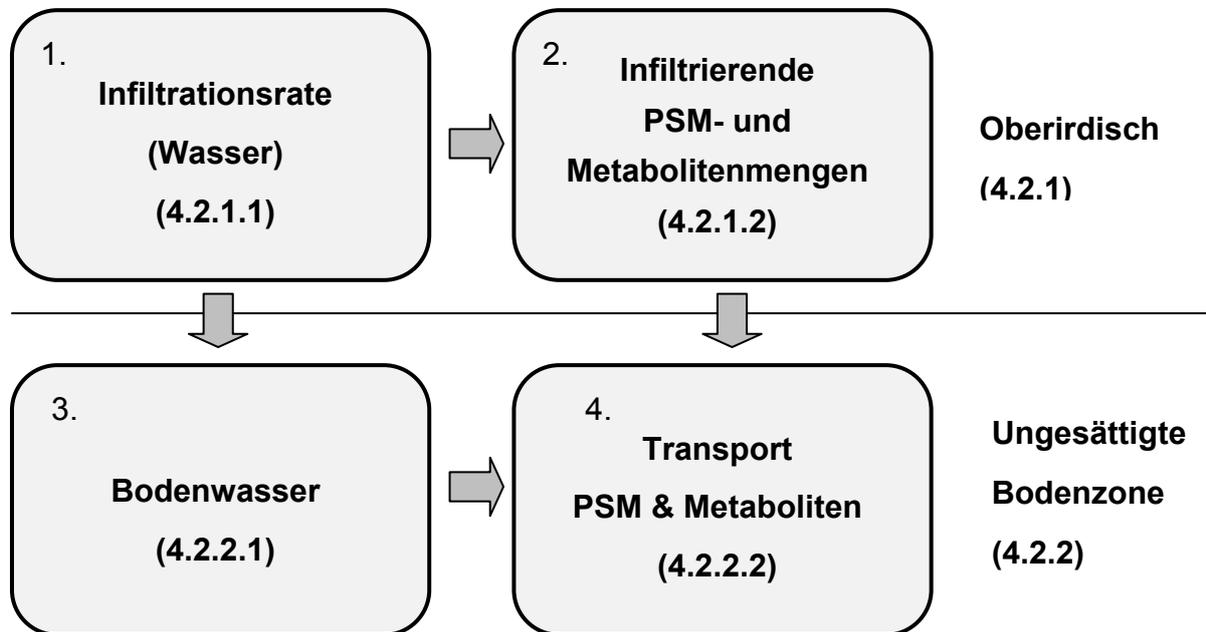


Abbildung 4.3: Aufbau der Berechnung

Zunächst wird die Infiltrationsrate des Wassers aus den Randbedingungen an der Bodenoberfläche ermittelt. Im zweiten Schritt wird für jeden Zeitschritt (Tag) die sich oberirdisch befindenden PSM- und Metabolitenmengen berechnet. Bis zu dem Zeitschritt, an dem Niederschlag oder Bewässerung eintritt, werden die Stoffe abgebaut. Dann wird der Anteil der verbleibenden Menge ermittelt, der sich in der infiltrierenden Wassermenge lösen kann. Im dritten Schritt wird das Bodenwasser aus den zu- und abfließenden Wassermengen bilanziert. Im letzten Schritt wird der Transport der PSM und Metaboliten durch die Bodenschichten simuliert.

Da in Schwellen- und Entwicklungsländern häufig nur die Art der obersten Bodenschicht bekannt ist und über die tieferen Schichten nur eingeschränkte Details bekannt sind, wurden in PESTRISK drei in sich homogene Bodenschichten angesetzt.

4.2.1 Oberirdisch

Zunächst ermittelt PESTRISK die Wassermengen, die aus Niederschlag oder Bewässerung zur Infiltration kommen.

4.2.1.1 Infiltrationsrate

Da in der Praxis darauf geachtet wird, keine Bewässerung an Tagen mit Niederschlag aufzubringen, berechnet PESTRISK die Infiltrationsvorgänge und den Oberflächenabfluss voneinander getrennt.

$$R = P_{\text{inf}} + I_{\text{RR, inf}} \quad (4.1)$$

mit:

R = Infiltrationsrate [L/T]

P_{inf} = infiltrierende Niederschlagsmenge [L/T]

$I_{\text{RR, inf}}$ = infiltrierende Bewässerungsmenge [L/T]

$$Q = Q_P + Q_{\text{IRR}} \quad (4.2)$$

mit:

Q = Oberflächenabfluss [L/T]

Q_P = Oberflächenabfluss aus Niederschlag [L/T]

Q_{IRR} = Oberflächenabfluss aus Bewässerung [L/T]

Infiltrierender Niederschlag

Für den infiltrierenden Niederschlag ergibt sich folgender Ansatz:

Wenn $(P - L_{\text{surf}}) < \max R$, dann gilt:

mit:

P = Niederschlagsmenge [L/T]

L_{surf} = Oberflächenverluste [L/T]

$\max R$ = maximale Infiltrationsrate [L/T]

$$P_{\text{inf}} = P - L_{\text{surf}} \quad (4.3)$$

Die Oberflächenverluste, die durch Interzeption, Muldenverluste und anderen Rückhalt an der Oberfläche entstehen, sind vornehmlich vom Pflanzenbestand und der Geländemorphologie abhängig.

Die maximale Infiltrationsrate ist mit der Höhe der gesättigten hydraulischen Durchlässigkeit K_S [L/T] angesetzt.

Die Prozesse des Oberflächenabflusses aus Niederschlag verlaufen in kurzen Zeitintervallen. Da PESTRISK mit Tageswerten simuliert, ist der Oberflächenabfluss aus Starkregenereignissen nicht ohne Weiteres erfassbar. Das Modell ist für ländliche Einzugsgebiete konzipiert, so dass nur sehr vereinzelt versiegelte Flächen anzunehmen sind. Oberflächenabfluss ist bei großen maximalen Infiltrationsraten eher durch starkes Gefälle, kompaktierte Böden oder Böden mit geringen Infiltrationsraten zu erwarten. Es wird die Annahme getroffen, dass Tagesniederschlag größer als die maximale Infiltrationsrate der obersten Bodenschicht zum oberirdischen Abfluss kommt.

Wenn $(P - L_{\text{surf}}) \geq \max R$, dann gilt:

$$P_{\text{inf}} = \max R \quad (4.4)$$

$$Q_p = P - L_{\text{surf}} - \max R \quad (4.5)$$

Es wird die Annahme getroffen, dass die maximale Infiltrationsrate um 20 Prozent verringert wird, sofern in den letzten drei Tagen vor dem Niederschlag eine geringere Summe als 1 mm als infiltrierende Wassermenge aus Niederschlag und Bewässerung entstanden ist, um die verminderte Infiltrationsrate von trockenem Boden zu berücksichtigen.

Infiltrierende Bewässerungsmenge

Für die Bewässerung ergibt sich analog:

Wenn $(I_{\text{RR}} - L_{\text{surf}}) < \max R$, dann gilt:

mit:

$$I_{\text{RR}} = \text{Bewässerungsmenge [L/T]}$$

$$I_{\text{RR,inf}} = I_{\text{RR}} - L_{\text{surf}} \quad (4.6)$$

Wobei die Oberflächenverluste nur bei Beregnung zum Tragen kommen, bei den anderen in PESTRISK angesetzten Bewässerungsverfahren werden sie vernachlässigt.

Wenn $(I_{\text{RR}} - L_{\text{surf}}) \geq \max R$, dann gilt:

$$I_{\text{RR,inf}} = \max R \quad (4.7)$$

$$Q_{\text{IRR}} = I_{\text{RR}} - L_{\text{surf}} - \max R \quad (4.8)$$

Da es zeitweise vorkommt, dass ein Landwirt die Wettersituation falsch einschätzt und morgens bewässert, aber abends Niederschlag eintritt, wird angenommen, dass die Oberflächenverluste doppelt auftreten und über den Tag evaporieren.

Treten die Zuflüsse aus Niederschlag und Bewässerung jedoch am gleichen Tag mit großen Mengen auf, begrenzt das Modell die aufsummierte Infiltrationsrate auf die maximale Infiltrationsrate der obersten Bodenschicht. Die überschüssige Menge wird zusammen mit den doppelt subtrahierten Mengen aus den Formeln 4.5 und 4.8 (L_{surf} und $\max R$) dem Oberflächenabfluss (Formel 4.2) zugeschlagen.

Für diesen speziellen Fall ergibt sich:

$$R = \max R \quad (4.9)$$

$$Q = P + I_{\text{RR}} - L_{\text{surf}} - \max R \quad (4.10)$$

Bewässerungsverfahren

Für PESTRISK wurden Bewässerungsverfahren ausgewählt, die am häufigsten in ariden und semi-ariden Gebieten angewendet werden. Die einzelnen Verfahren werden im Hinblick auf die hier relevanten Prozesse beschrieben. Die Art des Bewässerungsverfahrens und deren Effizienz wird über GIS-Karten ausgewählt. Die Eingabe der Effizienz ermöglicht es dem Nutzer ein gutes bzw. schlechtes Bewässerungsmanagement zu berücksichtigen.

Tropfbewässerung

Bei der Tropfbewässerung wird das Wasser durch ein Zuleitungssystem unter Druck in ein Tropfrohr geleitet, aus dem es meist mittels Emittern in einzelnen Tropfen auf den Boden aufgebracht wird. Die Effizienz dieses Bewässerungsverfahrens beträgt in der Regel zwischen 80 % und 90 % (FAO, 2007). Da die Installation sehr kostspielig ist, werden diese Systeme hauptsächlich für Dauerkulturen eingesetzt. Um Verstopfungen im Leitungssystem zu vermeiden, sollte das Wasser möglichst keine Sedimente mit sich führen. In der Regel wird Grundwasser als Wasserquelle bevorzugt.

Microjet-Bewässerung

Bei der Microjet-Bewässerung handelt es sich ebenfalls um ein Drucksystem. Anstelle von Emittern wird bei diesem System durch sehr kleine Regner ein feiner Sprühnebel mit einem geringen Radius erzeugt. Die Applikation sollte im Schatten erfolgen, um die Verdunstungsverluste möglichst gering zu halten. Die Effizienz beträgt zwischen 75 % und 85 % (FAO, 2007). Auch diese Bewässerungsart ist sehr kostenintensiv und wird deshalb ebenso hauptsächlich für Dauerkulturen eingesetzt.

Beregnung

In Deutschland wird die Beregnung häufig als mobiles System entsprechend dem Bewässerungsbedarf eingesetzt. Bei diesem System wird mittels einer Pumpe ein Druck erzeugt, um das Wasser beispielsweise mit Regnern zu verteilen. Die Effizienz der Feldberegnung beträgt zwischen 70 % und 80 % (FAO, 2007).

In ariden und semi-ariden Gebieten werden häufig Centre-Pivots genutzt. Dabei ist in der Mitte des Feldes ein Brunnen mit Pumpe installiert.

Das Wasser wird in feinen Tropfen mittels einer meist im Kreis laufenden Druckleitung aufgebracht. Centre-Pivots Anlagen können eine Effizienz von 85 % erreichen (FAO, 2007).

Die Anwendung sollte möglichst nachts oder in den frühen Morgenstunden erfolgen, um die Verdunstungsverluste zu minimieren.

Furchenbewässerung

Für die Furchenbewässerung werden parallele Furchen angelegt, in die das Wasser zur Infiltration eingeleitet wird. Anstelle von Druck wird hier das natürliche oder gegebenenfalls künstlich installierte Gefälle des Feldes für den Wassertransport in den offenen Furchen genutzt. Bei gutem Management wird der Zufluss zu den Furchen so bemessen, dass die eingebrachte Wassermenge gerade noch für die letzten Pflanzen in den Furchen genügt. Die Effizienz liegt meist weit unter den bisher beschriebenen Bewässerungsarten, bei 40 % bis 60 % (FAO, 2007).

Beckeneinstau

Das Beckeneinstau-Verfahren wird häufig zum Reisanbau verwendet. Dazu werden auf gering durchlässigen Böden Becken eingerichtet, die kein Gefälle vorweisen dürfen. Es wird so viel Wasser zugefügt, dass eine gleichmäßige Wasserfläche entsteht. Damit die Wasserfläche konstant erhalten bleibt, muss immer wieder eine Wassermenge entsprechend der Verluste nachgefüllt werden. Ein Anbau in Terrassen ist möglich. Die Effizienz liegt mit Abstand unter den anderen Verfahren und kann bei gutem Management mit 40 % bis 50 % (FAO, 2007) angesetzt werden, in Entwicklungsländern liegt sie jedoch häufig noch darunter.

Berechnung der Bewässerungsmenge

Das Bewässerungsverfahren beeinflusst sowohl den Oberflächenabfluss, als auch die Wassermenge, welche zur Infiltration kommt. Während bei der Tropfbewässerung bei gutem Management nur sehr geringe Verluste entstehen, kommt es beim Beckeneinstau zu großen Verlusten, vor allem durch Verdunstung. Bei übermäßigem Aufbringen von Bewässerungswasser kann es zu einem Grundwasseranstieg kommen. Dieser kann zu einer Vernässung des Wurzelraums führen, worauf einige Pflanzen sehr empfindlich reagieren. Weiterhin kann es zu kapillarem Aufstieg bis hin zur Oberfläche kommen, wodurch Versalzungsprobleme entstehen können.

Sofern keine Messdaten der Bewässerung vorliegen, berechnet PESTRISK die Bewässerungsgaben und die daraus resultierende Menge des infiltrierenden Wassers. Dazu nutzt das Modell die eingegebenen Bewässerungsverfahren und -effizienzen.

Pflanzenwasserbedarf

Mit Hilfe des Pflanzenwasserbedarfs wird ermittelt, wie viel Wasser die Pflanzen für ein optimiertes Wachstum benötigen. Um den Pflanzenwasserbedarf zu ermitteln wird zuerst die Evapotranspiration ermittelt, welche sich aus der Evaporation aus dem Boden und der Transpiration der Pflanzen zusammensetzt.

Mit der folgenden Formel gemäß FAO (1998a) berechnet PESTRISK die Evapotranspiration des Pflanzenbestandes ET_C bzw. den Pflanzenwasserbedarf:

$$ET_C = ET_0 \cdot K_C \quad (4.11)$$

mit:

ET_C = Evapotranspiration bezogen auf den Pflanzenbestand [L/T]

ET_0 = potentielle Referenz-Evapotranspiration [L/T]

K_C = Pflanzenkoeffizient [-]

Da in ariden und semi-ariden Bewässerungsgebieten in Schwellen- und Entwicklungsländern die Verdunstung in der Regel mittels Verdunstungskesseln gemessen wird, nutzt PESTRISK diese Werte zur Ermittlung der potentiellen Referenz-Evapotranspiration (ET_0). Um die Aufstellungsbedingungen des Verdunstungskessels zu berücksichtigen, z.B. als Class A (FAO, 1998a), werden die gemessenen Verdunstungswerte (E_{pan}) mit einem Koeffizienten des Verdunstungskessels (K_{pan}) multipliziert (FAO, 1998a).

$$ET_0 = E_{pan} \cdot K_{pan} \quad (4.12)$$

mit:

E_{pan} = im Verdunstungskessel gemessene Verdunstungsmenge [L/T]

K_{pan} = Koeffizient des Verdunstungskessels [-]

Die K_C -Werte geben den Jahrgang der Transpiration der Pflanzen im Vergleich zu ET_0 wieder. Da die K_C -Werte stark von den örtlichen Gegebenheiten, vor allem dem Klima, abhängig sind, ist es notwendig, entweder gemessene Werte einzusetzen oder aus der Literatur Werte aus vergleichbaren Klimaverhältnissen zu verwenden. In Abbildung 4.4 ist beispielhaft der Jahrgang der K_C -Werte verschiedener Anbauprodukte in einem Untersuchungsgebiet in Zentral-Chile dargestellt.

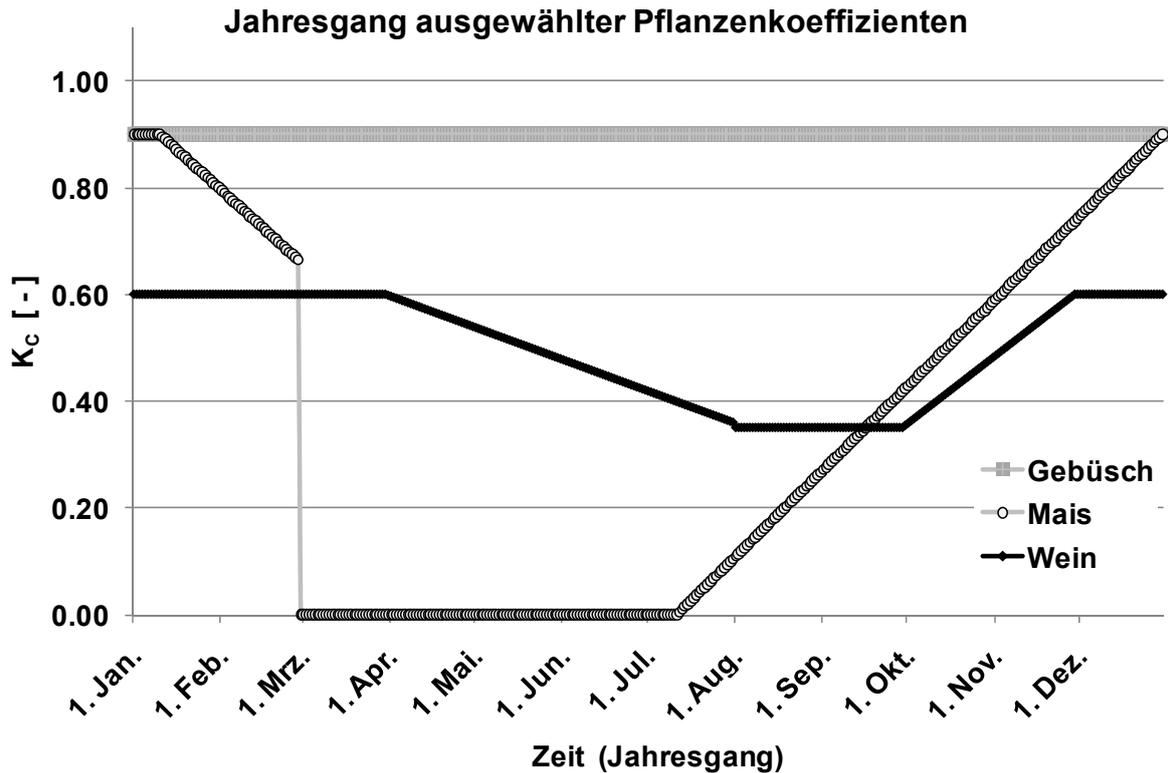


Abbildung 4.4: Jahresgang der Pflanzenkoeffizienten K_C in Zentral-Chile

Der K_C -Wert durchläuft im Jahresgang mehrere Phasen. Durch das milde Klima in dem Untersuchungsgebiet in Zentral-Chile bleiben die K_C -Werte des Gebüschs über das ganze Jahr in etwa gleich.

Bei Mais steigt der Pflanzenkoeffizient ab dem Süd-Frühjahr kontinuierlich an, da die Pflanzen stetig in die Höhe wachsen. Bei der Reife der Maiskolben wachsen die Pflanzen nicht weiter und der K_C -Wert wird abgemindert. Ist die volle Reife der Kolben erreicht, werden die kompletten Pflanzen geerntet, so dass schlagartig keine Transpiration mehr stattfindet. Es handelt sich also um einen saisonalen Anbau.

Wein ist hingegen eine mehrjährige Pflanze, die als Dauerkultur angebaut wird und auch im Süd-Winter, nach der Entlaubung, noch in verringertem Maß transpiriert. Im Frühjahr steigt der K_C -Wert mit dem Blattwachstum an, bis die Pflanzen voll ausgebildet sind und der K_C -Wert konstant bleibt. Bei der Reife der Trauben trocknen die Blätter nach und nach aus und der K_C -Wert fällt langsam wieder auf den Winterwert zurück.

Im Modell wird die Evapotranspiration aus dem Bodenwasser entnommen.

Die Evapotranspiration wird nach einer Bewässerungsgabe mit jedem weiteren Zeitschritt als Wasserdefizit aufsummiert, bis sie durch das Auffüllen des Bodenwassers mittels Bewässerung wieder auf null gesetzt wird. Bei eintretendem Niederschlag wird die Summe der Evapotranspiration mit der entsprechenden Wassermenge abgemindert.

In ariden und semi-ariden Gebieten sind in den Trockenzeiten normalerweise keine Niederschläge zu erwarten, deshalb kann das Bodenwasser bis zu 100 % der Feldkapazität aufgefüllt werden. Da die Bodenfeuchtigkeit nur äußerst selten in landwirtschaftlichen Gebieten in Schwellen- und Entwicklungsländern gemessen wird, wird die Annahme getroffen, dass die aufzufüllende Menge der Summe der ET_C entspricht. Die Bewässerung füllt demnach die Verluste, die seit der letzten Bewässerung durch Evapotranspiration entstanden sind, wieder auf. Die Bewässerungsmenge I_{RR} für den nächsten Zeitschritt wird aus dem Pflanzenwasserbedarf und einem Zuschlag für die Effizienz, der indirekt die Verluste berücksichtigt, ermittelt.

Falls eine größere Bewässerungsmenge aufgebracht wird, als der Boden mit der maximale Infiltrationsrate aufnehmen kann, verbleiben die im Wasser gelöste PSM an der Oberfläche. Das Wasser nimmt während dieser Zeit durch Evaporation ab, während die PSM mittels Photolyse abgebaut oder durch Verflüchtigung vermindert werden. Die verbleibenden Mengen infiltrieren am Folgetag.

Falls bei angewendeter Furchenbewässerung die maximale Infiltrationsrate des Bodens überschritten wird, berechnet das Model einen Oberflächenabfluss der überschüssigen Menge in die Entwässerungsgräben gemäß Gleichung 4.8 und die gegebenenfalls darin gelösten PSM werden als Risiko für die Kontamination des Oberflächenwassers ausgegeben.

Wird die Bewässerung mittels Beckeneinstau aufgebracht, wird die Evaporation an der Oberfläche in der Höhe der potentiellen Evaporation und die Versickerungsrate entsprechend der maximalen Infiltrationsrate berechnet.

Bevorzugte Fließwege

In PESTRISK werden bevorzugte Fließwege bisher nicht berücksichtigt, allerdings hat der Nutzer die Möglichkeit für betroffene Gebiete Bodenarten mit einer höheren maximalen Infiltrationsrate (K_S) zu wählen. Bei starken Ausprägungen ist die Auswahl von kiesigem Boden möglich.

4.2.1.2 Infiltrierende PSM-Menge

Für die Berechnung der infiltrierenden PSM-Menge ist es notwendig zu ermitteln, welche PSM in welcher Menge, zu welchem Zeitpunkt und mit welchem Verfahren aufgebracht werden. Diese Informationen werden über entsprechende GIS-Dateien eingegeben. Bei den PSM wird der Anteil des Wirkstoffes verwendet.

Es ist zu berücksichtigen, dass beim Abbau der PSM-Abbauprodukte (Metaboliten) entstehen können, die eine weitere Gefährdung der Wasserressourcen darstellen, da sie teilweise eine höhere Toxizität und Löslichkeit als die Ausgangsstoffe aufweisen. Die zwei relevantesten Metaboliten werden nur berücksichtigt, wenn sie negative Auswirkungen auf die Umwelt bzw. den Menschen besitzen, ansonsten berechnet das Modell nur einen oder gegebenenfalls keinen Metabolit. Eine kurze Beschreibung der möglichen Gefährdungen durch die bisher eingebundenen PSM und Metaboliten ist am Ende dieses Kapitels zu finden.

Die Art, wie ein PSM aufgebracht wird, sowie das Bewässerungsverfahren spielen eine entscheidende Rolle bei der Ermittlung der Menge an PSM, die in den Boden eindringt. Es bestehen gravierende Unterschiede darin, ob das PSM bei der Tropfbewässerung im Bewässerungswasser suspendiert wird und so direkt in den Boden gelangt, oder ob ein PSM auf die Pflanzenblätter aufgesprüht wird und nur durch Niederschlag zur Infiltration kommt. Andere PSM werden auf den Boden aufgebracht, wie bei dem Aufsprühen von Herbiziden auf Unkraut am Boden, oder auch in den Oberboden eingearbeitet.

Aufbringungsarten der Pflanzenschutzmittel

Während bei der Herstellung von PSM sehr hohe Sicherheitsstandards gelten, beginnt die Gefährdung von Wasserressourcen schon bei dem Transport der PSM zu den landwirtschaftlichen Betrieben. Immer wieder ist weltweit in den Medien von Unfällen mit PSM-Transporten zu hören, wobei es häufig zu Kontaminationen des Oberflächenwassers kommt. Große Einträge in Kanalisationen bzw. Oberflächengewässern entstehen vor allem durch Unachtsamkeit beim Einfüllen von PSM in die Aufbringungsgeräte, bei der Reinigung der Geräte nach der Applikation, bei der Entsorgung von PSM-Resten und durch die Unkrautbeseitigung auf befestigten Flächen.

In Schwellen- und Entwicklungsländern kommt es durch mangelnde Aufklärung der Landwirte immer wieder zu unsachgemäßem Umgang mit den PSM. Das Wasser von der Reinigung der Aufbringungsgeräte gelangt in ländlichen Gebieten fast ausschließlich auf sehr schnellem Wege in Oberflächengewässer. Zudem ist immer wieder zu beobachten, wie z.B. bei Forschungsaufenthalten in Chile, dass Dränungskanäle, die durch starke Eutrophierungsprozesse zuwuchern, mit Herbiziden behandelt werden, so dass die Pestizide direkt in das Oberflächengewässer gelangen. Wobei aus den Dränungen der behandelten landwirtschaftlichen Felder ohnehin PSM den Oberflächengewässern zugeführt werden (Reichenberger, 2005).

Diese Arbeit befasst sich aber in erster Linie mit den Auswirkungen von PSM in Böden von landwirtschaftlichen Flächen in ariden und semi-ariden Gebieten.

Die folgenden Aufbringungsarten finden häufig Verwendung und sind daher in PESTRISK implementiert.

Aufsprühen auf die Blätter (Sprayer)

Für das Aufsprühen werden die PSM zunächst in Wasser gelöst und dann in Kanistern oder Tanks zum Aufbringungsort transportiert. Die Aufbringung erfolgt mittels feiner Tropfen, die durch eine Spritzdüse erzeugt werden. Das Aufsprühen auf die Blätter muss mit großer Sorgfalt vorgenommen werden, da es vor allem bei Wind zu Abdriften auf benachbarte Wege, Felder, Wälder oder Oberflächengewässer kommen kann. Dieser Prozess wird im Modell mit einem Abschlag (Abdrift) von 5 % unter geringen Windverhältnissen berücksichtigt, angelehnt an sehr unterschiedliche Werte in Untersuchungen des Julius Kühn-Institut (2006).

Bei größeren Windgeschwindigkeiten sollte eine Aufbringung mittels Sprühgerät vermieden werden, da die Abdriftverluste sonst sehr groß werden können. In den meisten Industrieländern sind deshalb Schutzabstände einzuhalten, in Entwicklungsländern hingegen fehlt die Aufklärung der Landwirte. In diesen Ländern kann allerdings auch ein unsachgemäßer Umgang mit Sprühgeräten beobachtet werden, der zu einer direkten Vergiftung der Landwirte führen kann.

Falls die Aufbringung mit weniger als 5 m Abstand zu einem Oberflächengewässer, d.h. einem Fluss, See, Bewässerungskanal, Dränungskanal oder natürlichem Bach, stattfindet, gibt das Modell eine Gefährdung für das Oberflächenwasser aus.

Bei Tropfbewässerung, Microjet-Bewässerung und Furchenbewässerung gelangt ein PSM, das sachgemäß auf die Blätter der Pflanzen aufgebracht wird, nur bei Niederschlag auf den Boden. Da PSM in der Regel teuer sind, wird davon ausgegangen, dass eine sachgemäße Aufbringung erfolgt. Falls der Niederschlag erst nach einem längeren Zeitraum eintritt, nimmt PESTRISK an, dass die PSM zunächst abgebaut oder von der Pflanze aufgenommen werden (z.B. Insektizide), sowie, dass sie sich ggf. verflüchtigen. Diese drei Faktoren werden in einer oberirdischen Abbaurate berücksichtigt.

Wird die Bewässerung mittels Beregnung aufgebracht, nimmt PESTRISK an, dass die gesamten Mengen an verbleibenden PSM und bis dahin entstandenen Metaboliten abgespült werden und in den Boden infiltrieren.

Da das Beckeneinstau-Verfahren häufig in Entwicklungsländern angewendet wird, wird davon ausgegangen, dass die Aufbringung unsachgemäß stattfindet, somit wird die Annahme getroffen, dass 30 % der aufgebrauchten PSM direkt in das Bewässerungswasser gelangt und von dort aus infiltriert.

Wenn die PSM mit einem Flugzeug aufgebracht werden, sollte der Anteil für die Abdriftverluste deutlich erhöht werden. PESTRISK wurde vornehmlich für Schwellen- und Entwicklungsländer konzipiert, so dass die Aufbringung per Flugzeug auf Grund der hohen Kosten und des großen technischen Aufwandes bei den meist kleinen bis mittleren landwirtschaftlichen Betrieben unwirtschaftlich wäre.

In semi-ariden Winterregengebieten werden die meisten Herbizide zu Anfang der landwirtschaftlichen Saison, also zu Beginn der Trockenzeit aufgebracht. Dadurch werden PSM, die auf Blätter aufgebracht werden, abgebaut und gelangen nicht in den Boden. Somit stellen sie mit hoher Wahrscheinlichkeit keine Gefährdung für die Grundwasserressourcen da. Trotzdem muss die regionale Variabilität des Klimas berücksichtigt werden, wodurch unerwartete Niederschlagsereignisse eintreten können. An der Pazifikküste Südamerikas sind beispielsweise auch die Einflüsse von *El Niño* / *La Niña* Phänomenen zu berücksichtigen.

Aufbringung auf den Boden

Die Aufbringung der PSM auf den Boden kann in Form von Granulat oder suspendiert mit einem Sprühgerät erfolgen. Bei Tropfbewässerung in ariden und semi-ariden Gebieten entsteht Unkraut meist nur direkt an den bewässerten Stellen, daher werden geringere Mengen an PSM benötigt. Diese werden aber direkt an den bewässerten Stellen aufgebracht, so dass sie sowohl durch Bewässerung, als auch durch Niederschlag eingetragen werden können.

Da sich der Sachverhalt bei der Microjet-Bewässerung ähnlich verhält, wird in PESTRISK angenommen, dass bei beiden Verfahren 85 % des PSM und dessen Abbauprodukte in der folgenden Bewässerungsgabe gelöst werden und die restlichen Mengen gegebenenfalls erst mit dem nachfolgenden Niederschlag oder durch Bewässerung infiltrieren. Bei Beregnung ist angesetzt, dass die gesamten an der Oberfläche verbleibenden Schadstoffmassen im Bewässerungswasser gelöst und infiltriert werden.

Einarbeitung in den Boden

Bei jährlichem bzw. saisonalem Anbau können die PSM beim Pflügen während der Vorbereitung der Felder in den Boden eingearbeitet werden. Das Saatgut selbst ist beim konventionellen Anbau häufig schon mit saattgutschützenden PSM für die vorherige Lagerung behandelt worden.

Werden die PSM in den Oberboden eingearbeitet, findet ab dem Aufbringungszeitpunkt ein aerober Abbau im Boden statt. Zunächst wird eine Eindringtiefe des PSM in den Boden mit 5 cm angenommen. Der Transport in tiefere Bodenschichten erfolgt durch die Lösung in infiltrierendem Niederschlags- oder Bewässerungswasser.

Lösen in Bewässerungswasser

Immer häufiger ist auch in Schwellenländern zu beobachten, dass die PSM, vor allem bei der Tropfbewässerung, im Bewässerungswasser gelöst werden.

Im Bewässerungswasser gelöste Insektizide können leicht von der Pflanze aufgenommen und so schnell zu den Blättern transportiert werden. Während das Wasser für die Aufnahme von Kohlendioxid als Transpirationsmenge über die Stomata entweicht, verbleiben die PSM in den Blättern und machen sie so ungenießbar oder giftig für Schädlinge.

Gelöst im Bewässerungswasser gelangt das PSM direkt in den Boden. Bei schlechtem Bewässerungsmanagement mit überschüssig aufgebrauchten Wassermengen gelangen die Schadstoffe, die nicht von den Pflanzenwurzeln aufgenommen werden, schnell in tiefere Bodenschichten.

Bei Beregnung wird angenommen, dass 30 % auf den Blättern der angebauten Kultur zurückbleibt und dort abgebaut oder von der Pflanze aufgenommen werden, bis Niederschlag oder eine erneute Beregnung eintritt.

Punktquellen

Als Punktquellen für die Kontamination von Oberflächengewässern durch PSM sind weiterhin Kläranlagen zu nennen (Müller, 2000), da die PSM bei der üblichen Reinigung nur teilweise entfernt werden und giftig auf die Mikroorganismen in den biologischen Stufen der Kläranlage wirken können.

Über die Eingangsdateien kann eine hohe bzw. extreme PSM-Applikation auf einem einzelnen Feld eingegeben werden.

Abbau

Da in Schwellen- und Entwicklungsländern nur äußerst selten Messwerte für Abbauraten vorhanden sind, wird in PESTRISK die folgende Gleichung erster Ordnung mit Verwendung der Halbwertszeit aus einschlägiger Literatur, z.B. FOCUS (1997) angewendet, um den biologischen und chemischen Abbau nachzubilden.

$$k_y = e^{(-k \cdot t)} = e^{\left(-\frac{\ln 2}{DT_{50,y}} \cdot t\right)} \quad (4.13)$$

mit:

- k_y = Abbaurate des PSM [1/T]
- $DT_{50,y}$ = Halbwertszeit des PSM [T]
- y = Ort: Oberfläche, Bodenwasser, trockener Boden
- t = Zeitdifferenz [T]

Diese allgemeine Formel ist im gesamten Modell für den Abbau angesetzt. Die Halbwertszeiten werden entsprechend des Ortes geändert. So unterscheidet das Modell die oberirdische Abbaurate, die Abbaurate in der flüssigen Phase und im trocken fallenden Boden. Die oberirdische Abbaurate beinhaltet neben der Photolyse auch die Verflüchtigung. Die Abbaurate in der flüssigen Phase beschreibt die Hydrolyse.

Wenn die Niederschlags- oder Bewässerungsmenge die Oberflächenverluste übersteigt, kommt es zur Infiltration der zu diesem Zeitschritt an der Oberfläche verbliebenen PSM- und Metabolitenmengen.

Für die Berechnung werden von der im vorangegangenen Zeitschritt an der Oberfläche befindlichen PSM-Menge die im letzten Zeitschritt direkt oder durch Niederschlag und Bewässerung infiltrierten Mengen, sowie Abwaschungen durch Oberflächenabfluss abgezogen. Diese Menge wird durch Abbau während des Zeitschritts reduziert. Weiterhin werden neu applizierte PSM-Mengen als Quelle addiert.

Da die Metaboliten noch nicht bei der Aufbringung bestehen, können sie nicht direkt infiltrieren, sondern nur durch Niederschlag oder Bewässerung. Außerdem entstehen die Metaboliten mit einem bestimmten Neubildungsfaktor A_{Meta} aus den PSM.

An der Oberfläche verbleibende Pflanzenschutzmittelmenge:

$$\mathbf{Pest}_{surf}[j] = \left(\mathbf{Pest}_{surf}[j-1] - \mathbf{Pest}_{inf}[j-1] - \mathbf{Pest}_{irr}[j-1] - \mathbf{Pest}_{prec}[j-1] - \mathbf{Pest}_{runoff}[j-1] \right) \cdot e^{-\left(\frac{\ln 2}{DT_{50, surf}} * t\right)} + \mathbf{Pest}_{app}[j] \quad (4.14)$$

- mit: $\mathbf{Pest}_{surf}[j]$ = PSM-Menge, die am Aufbringungsort zum Zeitpunkt j verweilt [M]
 j = Zeitschritt [T]
 $\mathbf{Pest}_{app}[j]$ = Applizierte PSM-Menge [M]
 $\mathbf{Pest}_{inf}[j-1]$ = Direkt bei Aufbringung infiltrierte PSM-Menge im vorangegangenen Zeitschritt [M]
 $\mathbf{Pest}_{irr}[j-1]$ = Durch Bewässerung infiltrierte PSM-Menge im vorangegangenen Zeitschritt [M]
 $\mathbf{Pest}_{prec}[j-1]$ = Durch Niederschlag infiltrierte PSM-Menge im vorangegangenen Zeitschritt [M]
 $\mathbf{Pest}_{runoff}[j-1]$ = Durch Oberflächenabfluss abgespülte PSM-Menge im vorherigen Zeitschritt [M]
 $DT_{50, surf}$ = Oberirdische Halbwertszeit des PSM (Hydrolyse, Verflüchtigung) [T]
 t = Zeitdifferenz [T] (1 Zeitschritt)

Die Berechnung der verbleibenden Metaboliten erfolgt analog. In der folgenden Formel 4.15 wird nur die Berechnung für das erste Metabolit gezeigt, da die Kalkulation für ein weiteres identisch verläuft.

$$\mathbf{Meta1}_{surf}[j] = \left(\mathbf{Meta1}_{surf}[j-1] - \mathbf{Meta1}_{irr}[j-1] - \mathbf{Meta1}_{prec}[j-1] - \mathbf{Meta1}_{runoff}[j-1] \right) \cdot e^{-\left(\frac{\ln 2}{DT_{50, Meta1, surf}} * t\right)} + \mathbf{Pest}_{surf}[j-1] \cdot \mathbf{A}_{Meta1} \cdot \left(1 - e^{-\left(\frac{\ln 2}{DT_{50, surf}} * t\right)} \right) \quad (4.15)$$

- mit: $\mathbf{Meta1}_{surf}[j]$ = Metabolit 1-Menge, die am Aufbringungsort zum Zeitpunkt j verweilt [M]
 $\mathbf{Meta1}_{irr}[j-1]$ = Durch Bewässerung infiltrierte Metabolit 1-Menge im vorangegangenen Zeitschritt [M]
 $\mathbf{Meta1}_{prec}[j-1]$ = Durch Niederschlag infiltrierte Metabolit 1-Menge im vorangegangenen Zeitschritt [M]
 $\mathbf{Meta1}_{runoff}[j-1]$ = Durch Oberflächenabfluss abgespülte Metabolit 1-Menge im vorherigen Zeitschritt [M]
 \mathbf{A}_{Meta1} = Neubildungsfaktor durch Abbau des PSM [-]
 $DT_{50, Meta1, surf}$ = Oberirdische Halbwertszeit des Metabolit 1 (Hydrolyse, Verflüchtigung) [T]

Oberflächenabfluss

Sowohl im Oberflächenabfluss als auch im durch Erosion losgelösten Sediment können PSM transportiert werden. PESTRISK schätzt die Menge ab, die im Oberflächenabfluss gelöst werden kann und so in ein angrenzendes Gewässer (fließend oder stehend) gelangt. Die entsprechende Menge wird von der an der Oberfläche verbleibenden Masse abgezogen. Bei großen Abflussmengen können so die gesamte Masse an PSM und Metaboliten abgespült werden, was in der Natur bei Starkregenereignissen häufig auftritt.

Da PESTRISK keinen Sedimenttransport berechnet, wird angenommen, dass 5 % der mit dem Oberflächenabfluss transportierten PSM-Menge an das mitgeführte Sediment adsorbiert und so nicht gelöst in das nächstgelegene Oberflächenwasser gelangt. Wenn kurz nach der Aufbringung des PSM ein Starkregenereignis eintritt, kann dieser Wert durch Erosion sehr viel höher sein.

Die Menge an PSM im Oberflächenabfluss wird folgendermaßen berechnet:

$$\text{Pest}_{\text{runoff}} = \frac{\text{Pest}_{\text{prec}} \cdot Q}{L} \cdot 1,05 \quad (4.16)$$

mit:

$\text{Pest}_{\text{runoff}}$	=	Durch Oberflächenabfluss abgespülte PSM-Menge [M]
$\text{Pest}_{\text{prec}}$	=	Durch Niederschlag infiltrierte PSM-Menge [M]
Q	=	Oberflächenabfluss [L/T]
L	=	Löslichkeit [M/M]

Die Löslichkeit der PSM und der Metaboliten spielt eine entscheidende Rolle beim Infiltrationsprozess. Während gut lösliche PSM und Metaboliten schnell infiltrieren können, verbleiben schwer lösliche an der Oberfläche zurück.

Für PSM, die eine schlechte Löslichkeit aufweisen, ist in PESTRISK ein weiterer Zuschlag von 50 % der an der Oberfläche befindlichen PSM-Menge für das Abspülen mittels Sedimenttransport abgeschätzt.

4.2.2 Ungesättigte Bodenzone

Für die in PESTRISK angesetzten Formeln der Prozesse in der ungesättigten Bodenzone wurden die Ansätze des Modells PESTAN der EPA (United States Environmental Protection Agency, Ravi & Johnson, 1987) genutzt und mit Modifikationen ergänzt, um die Ansätze näher an die natürlichen Gegebenheiten auf landwirtschaftlichen Feldern anzupassen.

PESTAN wurde ausgewählt, weil das Modell seit den 80er Jahren in den USA genutzt wurde, um die Umweltauswirkungen von neu entwickelten PSM zu überprüfen, und außerdem, da es auf einfachen Ansätzen basiert. Bei dem Testen des Modells hat sich gezeigt, dass PESTAN einige PSM-Prozesse nicht realitätsnah nachbildet, so dass die in Tabelle 4.1 aufgeführten Modifikationen vorgenommen wurden.

Tabelle 4.1: Gegenüberstellung PESTAN - PESTRISK

PESTAN	PESTRISK
Eindimensionale Simulation	Aufteilung des Untersuchungsgebiet in GIS-Rasterzellen, in jeder GIS-Zelle eindimensionale Berechnung
Es wird nur ein PSM simuliert	Es können pro GIS-Zelle ein PSM und zwei Metaboliten simuliert werden
Das PSM wird als Granulat aufgebracht und entsprechend der Löslichkeit im infiltrierenden Wasser komplett gelöst, Restmengen an der Oberfläche werden ignoriert	Geht flexibel auf die verschiedenen Eintragspfade der PSM in den Boden ein. Die Infiltration der PSM ist abhängig von der Löslichkeit, verbleibende Mengen werden an der Oberfläche abgebaut und infiltrieren ggf. mit den nachfolgenden Wassergaben
Summe aller PSM-Aufbringungsmengen	Ermittelt, wie viel PSM und Metaboliten bei jedem Niederschlag bzw. Bewässerungsgabe infiltrieren
Ein Impuls für alle im Simulationszeitraum aufgebrachten PSM, dadurch nur eine Impulsantwort	Für jeden Eintrag wird ein neuer Impuls berechnet, gegebenenfalls werden die Impulsantworten (Durchbruchkurven) superpositioniert
Konstante Infiltrationsrate über den gesamten Simulationszeitraum	Für jeden Zeitschritt (Tag) wird die infiltrierende Wassermenge neu berechnet, während des Zeitschritts wird die Infiltrationsrate als konstant angesetzt
Keine Evapotranspiration	Tägliche Evapotranspiration über Messwerte aus Verdunstungskessel und Phase des Pflanzenwachstums abgeschätzt
Berechnung für nur eine Bodenschicht	3 Bodenschichten (erweiterbar)
Keine Veränderung der Abbauraten und der Sorption mit der Tiefe des Bodens	Die Abbauraten und die Sorption werden in der zweiten und dritten Bodenschicht vermindert, um die Abnahme der organischen Masse mit der Bodentiefe zu berücksichtigen

Weiterhin werden für die Simulationen folgende Randbedingungen angenommen:

1. Es wird angesetzt, dass innerhalb einer Bodenschicht homogene Bodenverhältnisse vorliegen.
2. Es wird angenommen, dass in jeder Bodenschicht innerhalb eines Zeitschritts eine konstante Strömungsgeschwindigkeit vorliegt.
3. Die PSM und Metaboliten dringen mit der berechneten Porenwassergeschwindigkeit (4.18) der obersten Bodenschicht in den Boden ein. Es wird angenommen, dass durch die Berechnung in Tagesschritten die anfängliche Infiltrationsrate vernachlässigt werden kann.
4. Die Sorption der PSM an den Bodenpartikeln wird durch eine lineare Adsorptions-Isotherme beschrieben. Es wird angenommen, dass der Anteil an PSM, der beim Durchfluss durch die Bodenschicht sorbiert wird, nicht wieder rückgelöst sondern dort abgebaut wird.
5. Falls der Boden trocken fällt, findet ein aerober Abbau der Schadstoffe statt, bevor die verbleibenden Stoffe in der nachfolgenden Wassergabe gelöst werden.

Bei den Prozessen in der ungesättigten Bodenzone wird zunächst der Transport des Wassers berechnet, um dann die Perkolation der darin gelösten Schadstoffe nachzubilden.

4.2.2.1 Bodenwasser

Bodenwassergehalt

Abbildung 4.5 zeigt die Einflussfaktoren auf den Bodenwassergehalt.

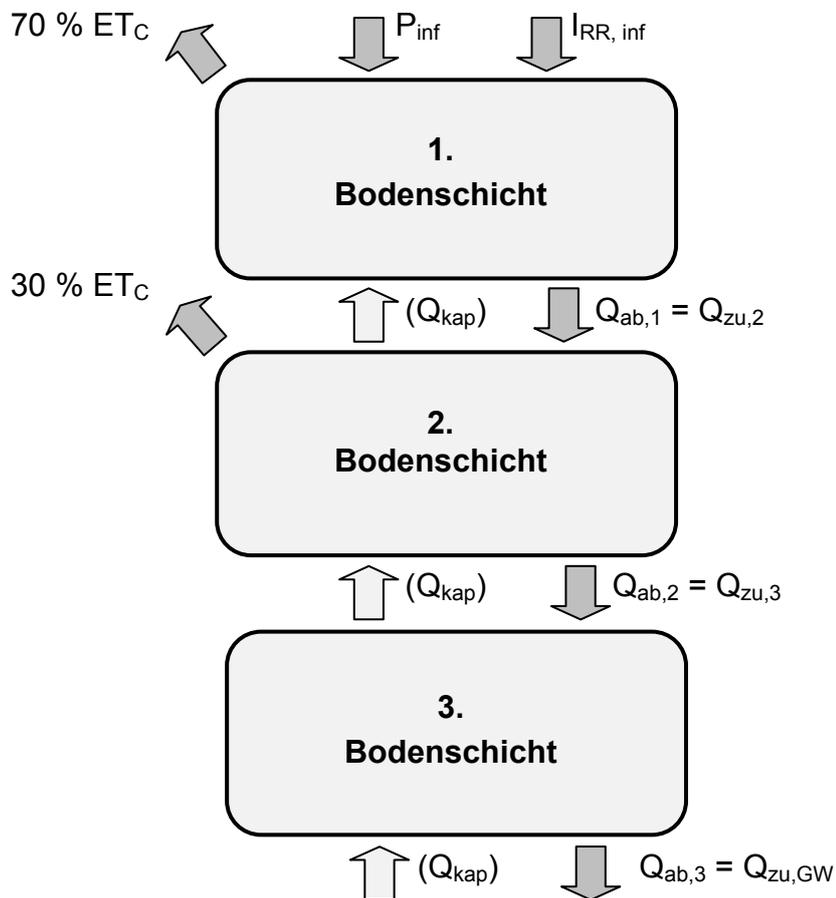


Abbildung 4.5: Zu- und Abflüsse der Bodenschichten

mit:

$Q_{ab, n}$ = Abfließende Wassermenge aus Bodenschicht n [L/T]

$Q_{zu, n}$ = Zufließende Wassermenge zu Bodenschicht n [L/T]

$Q_{zu, GW}$ = Zufließende Wassermenge zum Grundwasser [L/T]

Q_{kap} = Kapillare Aufstiegsrate [L/T]

Das versickernde Wasser wird mit Hilfe des Bodenwassergehaltes berechnet. Dazu wird eine modifizierte Form der Formel von Campbell (1974) verwendet.

$$\frac{R}{R_{\text{SAT}}} = \frac{K}{K_S} = \left(\frac{\theta}{\theta_{\text{SAT}}} \right)^{2b+3} \quad (4.17)$$

mit:

R = Infiltrationsrate [L/T]

R_{SAT} = Infiltrationsrate bei Sättigung [L/T]

K = Hydraulische Durchlässigkeit bei θ [L/T]

K_S = Gesättigte hydraulische Durchlässigkeit [L/T]

θ = Bodenwassergehalt [L^3/L^3]

θ_{SAT} = Bodenwassergehalt bei Sättigung [L^3/L^3]

b = Koeffizient [-]

Porenwassergeschwindigkeit

Sowie der Bodenwassergehalt die Feldkapazität überschreitet, wird die Porenwassergeschwindigkeit über die infiltrierende Wassermenge mit der folgenden Formel ermittelt:

$$v_p = \frac{R}{\theta} \quad (4.18)$$

mit:

v_p = Porenwassergeschwindigkeit [L/T]

Für den Zufluss zur nachfolgenden Bodenschicht $Q_{\text{zu},n}$ wird zunächst überprüft, ob die Wassermenge deren maximale Infiltrationsrate übersteigt. In diesem Fall wird ein Zufluss in Höhe der gesättigten hydraulischen Durchlässigkeit der darunterliegenden Bodenschicht übergeben. Die netto abfließende Wassermenge wird vom Bodenwassergehalt der aktuell berechneten Bodenschicht abgezogen.

Evapotranspiration

Im Modell wird die Evapotranspiration des Bodens und der Pflanzen aus dem Bodenwasser entnommen, gemäß Morris (2006) zu 70 % aus der obersten und zu 30 % aus der zweiten Bodenschicht. Mit diesem Ansatz wird die Verteilung der Pflanzenwurzeln im Boden berücksichtigt.

Kapillarer Aufstieg

Weiterhin berücksichtigt das Modell bei geringem Flurabstand des Grundwassers den kapillaren Aufstieg in Abhängigkeit von der Bodenart. Wird der Flurabstand zu gering, kann Wasser durch die Saugwirkung im Boden entgegen der Schwerkraft aufsteigen. Das zusätzliche Wasser steht für die Evapotranspiration zur Verfügung. Da viele Pflanzen sehr empfindlich auf Staunässe reagieren, ist bei geringen Flurabständen die Installation einer Dränung sinnvoll, um das überschüssige Wasser abzuführen und einen Schaden an den Pflanzen zu vermeiden.

Im Modell erhöht die kapillare Aufstiegsrate [L/T] den Bodenwassergehalt in der betroffenen Bodenschicht in Abhängigkeit vom Abstand zwischen der Grundwasseroberfläche und der Untergrenze des effektiven Wurzelraums. Die Vorgabewerte in PESTRISK gemäß Bodenbewertungsinstrument Sachsen (SMUL, 2010) können einer Tabelle im Anhang entnommen werden.

Dränung

Bei vorhandener Entwässerung wird, wenn die Dränungstiefe erreicht ist, ein der Dränungseffizienz entsprechender Anteil des Bodenwassers entzogen. Danach berechnet das Modell die verbleibende Wassermenge, die in tiefere Schichten sickert.

Grundwasser

Die zufließende Wassermenge zum Grundwasser wird analog zu dem Übertritt in eine nachfolgende Bodenschicht berechnet.

4.2.2.2 Transport der Pflanzenschutzmittel und Metaboliten im Boden

Es werden die Durchbruchkurven der PSM und Metaboliten am Ende der jeweiligen Bodenschicht berechnet. Die Ergebnisse dienen als Eingangswerte für die darunter liegende Bodenschicht.

Vom Modell wird abgeschätzt, wie groß die Menge an PSM ist, die im infiltrierenden Wasser gelöst werden kann und somit durch Advektion transportiert wird. Weiterhin wird ermittelt, wie viel in Abhängigkeit des Gehalts an organischem Kohlenstoff sorbiert wird, und wie groß der Anteil des Abbaus in der flüssigen Phase ist.

Falls der Boden trocken fällt, verweilen die Schadstoffe im Boden und werden aerob abgebaut. Kommt es erneut zur Infiltration, werden nicht nur die PSM gelöst, sondern gegebenenfalls auch ihre Metaboliten. Diese können eine höhere Löslichkeit besitzen als ihre Ausgangsstoffe.

Die Berechnung des Transportes der Metaboliten unterscheidet sich nur durch den Zugewinn der Masse an Metaboliten entsprechend dem Abbau des PSM.

Für die Berechnung des komplexen Transportverhaltens von PSM müssen vier Hauptprozesse erfasst werden, die Advektion, die Dispersion, die Sorption und der Abbau. Dafür ist in PESTRISK die folgende eindimensionale Differentialgleichung nach Enfield (1982) angesetzt:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_P \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} - k_{\text{hydro}} C \quad (4.19)$$

- mit: C = Konzentration des PSM in der flüssigen Phase [M/M]
t = Zeit [T]
x = Fließweg [L]
D = Dispersionskoeffizient [L²/T]
v_P = Porenwassergeschwindigkeit [L/T]
ρ_b = Rohdichte [M/L³]
θ = Bodenwassergehalt [L³/L³]
S = Konzentration des PSM in der sorbierten Phase [M/M]
k_{hydro} = Abbaurate erster Ordnung in der flüssigen Phase [1/T]

Dabei gelten folgende Anfangs- und Randbedingungen:

$$C(x = 0, t) = f(t) \quad (4.20)$$

mit: f(t) = Eingangsfunktion der Schadstoffe

$$C(x, t = 0) = 0$$

$$\lim_{x \rightarrow \infty} C(x, t) = 0$$

In den Forschungsergebnissen von Beltman et al. (2008) hat sich gezeigt, dass es genügt, die Schadstoffe in der flüssigen Phase zu berücksichtigen, um die Auswirkungen von PSM auf die Wasserressourcen zu erfassen. Aus diesem Grund wird in PESTRISK die Sorption als PSM-Entzug aus der flüssigen Phase angesetzt. Eine potentielle Rücklösung wird nicht berücksichtigt. Bei großen Sorptionsraten besteht bei diesem Ansatz allerdings der Nachteil, dass in der sorbierten Phase durch Abbau entstehende Metaboliten nicht berücksichtigt werden können.

Falls bei den Eingangsdaten kein Wert für den Dispersionskoeffizienten D [cm²/d] eingegeben wird, schätzt PESTRISK diesen Parameter mit dem folgenden Ansatz nach Biggar & Nielson (1976) über die Porenwassergeschwindigkeit v_P [cm/d] ab:

$$D = 0,6 + 2,93 \cdot v_P^{1,11} \quad (4.21)$$

Sorption

Die Sorption ist mit einer linearen Isotherme gemäß einschlägiger Literatur entsprechend der folgenden Formel angesetzt:

$$\frac{\partial S}{\partial t} = K_d \frac{\partial C}{\partial t} \quad (4.22)$$

mit:

K_d = linearer Sorptionskoeffizient [M/M]

Laut Enfield (1982) kann K_d mit folgender Formel erfasst werden:

$$K_d = K_{OC} \frac{\% \text{ org C}}{100 \%} \quad (4.23)$$

mit:

K_{OC} = vom organischen Kohlenstoffgehalt im Boden abhängiger Sorptionskoeffizient des PSM [M/M]

org C = organischer Kohlenstoffgehalt im Boden [%]

Es wird entsprechend den Untersuchungen von Joergensen (1996) die Annahme getroffen, dass etwa 50 % des organischen Materials im Boden aus Kohlenstoff besteht. Weiterhin wird eine Abnahme des organischen Materials in der zweiten Bodenschicht um 75 % und in der dritten Bodenschicht um 87,5 % angenommen, womit die Abnahme der Sorption mit zunehmender Bodentiefe berücksichtigt wird. Boesten & van der Pas (2000) zeigen sogar Abnahmen in den tieferen Bodenschichten auf 5 % des Gehaltes in der obersten Schicht.

Abbau

Auch die Abbauraten der PSM werden entsprechend dem Gehalt an organischem Material um 50 % in der zweiten und 75 % in der dritten Bodenschicht abgemindert.

Transportgeschwindigkeit der Pflanzenschutzmittel

Die Transportgeschwindigkeit der PSM v_{pest} [L/T] wird über die Advektion und Sorption mit der folgenden umgestellten Formel nach Enfield (1982) beschrieben:

$$v_{\text{pest}} = \frac{v_p}{1 + \frac{\rho_b K_d}{\theta}} \quad (4.24)$$

Analytische Lösung der Differentialgleichung

PESTRISK soll in ariden und semi-ariden Gebieten mit limitiertem Datenmaterial angewendet werden, daher müssen möglichst einfache Ansätze getroffen werden. Um die Simulationen trotzdem möglichst realitätsnah ablaufen zu lassen, wurde eine Lösung der Differentialgleichung gesucht, welche die natürlichen Gegebenheiten so gut wie unter den eingeschränkten Bedingungen möglich nachbildet. Ein numerisches Lösungsverfahren kann zusätzliche Probleme beispielsweise durch numerische Dispersion hervorrufen.

Die folgende analytische Lösung wurde von Enfield (1982) für ein sich mit der Porenwassergeschwindigkeit bewegendes Koordinatensystem und unter Berücksichtigung der Anfangs- und Randbedingungen aus 4.20 veröffentlicht. Dabei wird an jedem Zeitschritt, an dem ein PSM bzw. Metabolit infiltriert, ein Rechteckimpuls ange-
setzt.

$$\frac{C(t)}{C_0} = \frac{1}{2} \left(\operatorname{erf} \left(\frac{x+x_0 - v_{\text{Pest}} \cdot t}{2\sqrt{\frac{D \cdot t}{\text{Ret}}}} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{x - v_{\text{Pest}} \cdot t}{2\sqrt{\frac{D \cdot t}{\text{Ret}}}} \right) \right) \quad (4.25)$$

mit:

C_0 = Anfangskonzentration [M/M]

x = Fließweg des PSM [L]

x_0 = Anfangslänge des Impulses [L]

v_{pest} = Geschwindigkeit des PSM [L/T]

Ret = Retardation des PSM, $\text{Ret} = v_p / v_{\text{pest}}$ [-]

Diese analytische Lösung der eindimensionalen Differentialgleichung (4.19) wurde von PESTAN übernommen, da sie sowohl mathematisch als auch bei der Überprüfung der Plausibilität für die Anwendung in PESTRISK zufriedenstellende Resultate gezeigt hat.

Die Fehlerfunktion ist gemäß einschlägiger Literatur folgendermaßen definiert:

$$\operatorname{erf}(z) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^z e^{-y^2} dy \quad (4.26)$$

Diese Funktion entspricht in diesem Fall einer Impulsantwort. Im Programm wird das Integral mit einer Reihenentwicklung nach Abramowitz & Segun (1972) gelöst.

In PESTRISK wird für den Fließweg x die Dicke der Bodenschicht bzw. die Dränungs- oder Grundwassertiefe angesetzt. $C(t)$ ist somit der Verlauf der Konzentration der Durchbruchkurve des PSM am Ende der Schicht.

Die Anfangskonzentration C_0 wird mit folgender Formel nach Ravi & Johnson (1987) berechnet:

$$C_0 = L \cdot e^{\left(\frac{-\ln 2}{\frac{DT_{50,hydro}}{1 + \frac{\rho_b K_d}{\theta}} \cdot t} \right)} \quad (4.27)$$

mit:

L = Löslichkeit [M/M]

Für die Berechnung der Anfangslänge x_0 des Impulses wurde eine Formel nach Ravi & Johnson (1987) leicht modifiziert, um sie an die Berechnung von PESTRISK an der Oberfläche anzupassen.

$$x_0 = \frac{M_{in}}{L(\theta + \rho_b K_d)} \quad (4.28)$$

mit:

M_{in} = Konzentrationshöhe des Impulses [M/L²]

Die Konzentrationshöhe des Impulses entspricht der einströmenden Schadstoffmenge in die betrachtete Bodenschicht.

PESTRISK ermittelt die Konzentrationen der Durchbruchkurven am Ende der jeweiligen Bodenschicht, in der Dräntiefe, falls eine Dränung vorhanden ist, sowie in der Tiefe des Grundwasserspiegels. Für jeden einzelnen Rechteckimpuls von der Oberfläche bzw. von der darüber liegenden Bodenschicht wird eine Impulsantwort, wie in Abbildung 4.6 dargestellt, ermittelt.

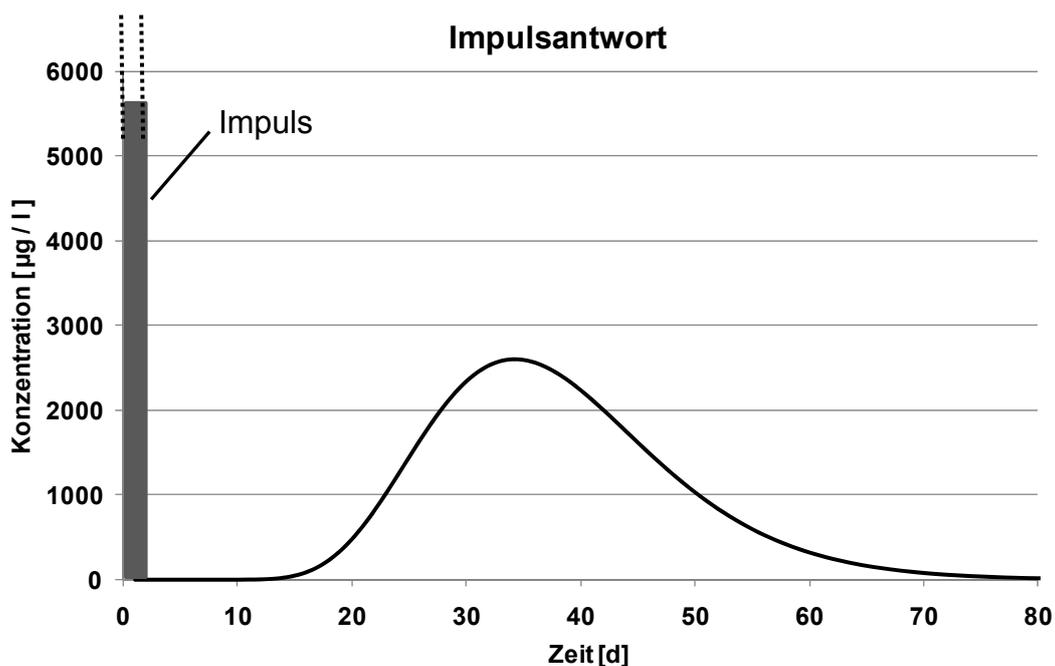


Abbildung 4.6: Impuls und Impulsantwort mit der verwendeten Fehlerfunktion

Falls die Impulse zeitlich sehr nah aufeinander folgen, kommt es zu Überlagerungen der Konzentrationskurven. Dies geschieht beispielsweise, wenn die PSM nicht komplett an einem Tag, sondern an mehreren Tagen mit Niederschlag oder Bewässerung infiltrieren.

PESTRISK berechnet zunächst die einzelnen Antworten auf jeden Impuls und nimmt dann eine Superposition vor, um die gesamten Mengen an PSM und Metaboliten zu erfassen, die zum jeweiligen Zeitschritt durchbrechen (Abbildung 4.7).

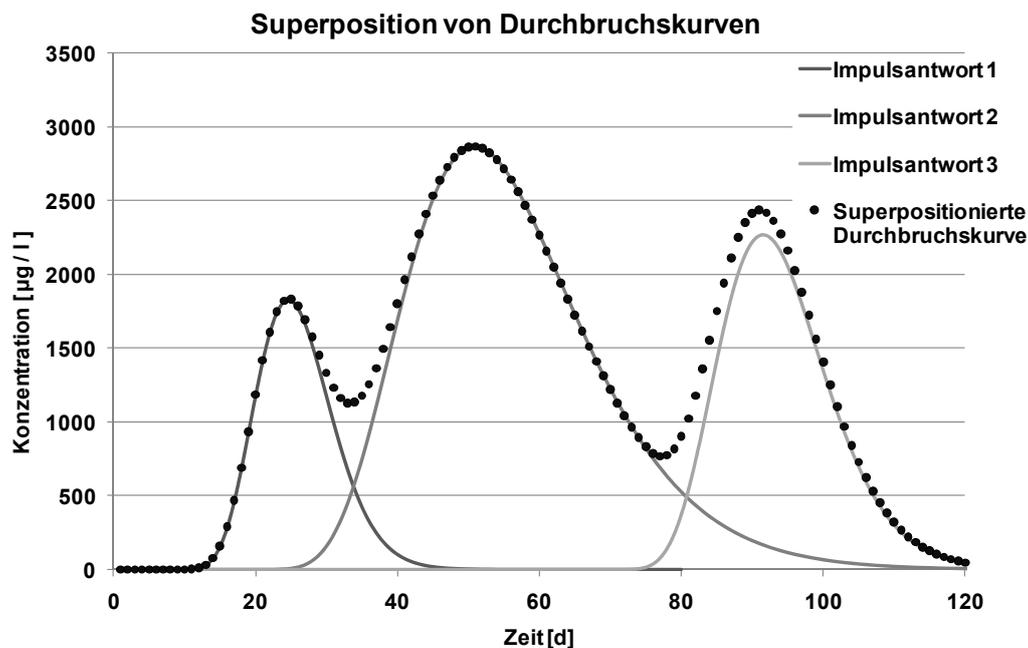


Abbildung 4.7: Superposition mehrerer zeitnaher Impulsantworten

Die Werte der superponierten Kurve werden als Eingangswerte für die folgende Bodenschicht bzw. als Endergebnis der Ausgaben genutzt, z.B. für den Eintrag in das Grundwasser.

Evapotranspiration

Es wird angenommen, dass die in der Wassermenge der Evapotranspiration ET_C gelösten PSM und Metaboliten vollständig von der Pflanze aufgenommen werden, bzw. an den Wurzeln zurückbleibende Mengen dort gebunden und abgebaut werden.

Dränung

Entsprechend der berechneten Wassermenge, die durch die Dränung entnommen wird, berechnet PESTRISK die darin gelösten PSM und Abbauprodukte. Dabei wird eine Summe der Menge über den gesamten Simulationszeitraum ermittelt und als Gefährdung des Oberflächenwassers ausgegeben. Die im Boden verbleibenden Mengen perkolieren weiter, bis sie in das Grundwasser eingetragen werden.

Grundwasser

Bei Erreichen des Grundwassers wird erneut eine Durchbruchskurve ermittelt. Die Ergebnisse werden als Datengrundlage für die Risikokarten des Grundwassers ausgegeben und können mit Hilfe von GIS visualisiert werden.

Als Endergebnis werden die summierten Frachten an PSM und Metaboliten über den gesamten Simulationszeitraum ermittelt. Weiterhin werden pro GIS-Zelle die maximalen Konzentrationen an PSM und Metaboliten ausgegeben, die in das Grundwasser eingetragen werden.

4.3 Eingangsdaten

Neben den limitiert vorhandenen Messdaten werden weitere verfügbare Informationen genutzt, um die Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet möglichst realitätsnah wiederzugeben. Flächige Eingangsdaten werden mit Hilfe von GIS aufbereitet.

GIS-Karten

Ein Teil der räumlich vorhandenen oder abgeschätzten Daten und Informationen des zu untersuchenden Gebietes kann beispielsweise mit ArcMap® aufbereitet werden.

Die GIS-Karten basieren auf einem quadratischen Raster, wobei mittels definierter Kennzahlen die Eigenschaften festgelegt werden. Tabelle 4.3 zeigt Beispiele für die Zuordnungen von Kennzahlen zu Eingangsdaten. Der Einlesevorgang der Daten von PESTRISK wurde entsprechend angepasst. Die Größe der GIS-Rasterzellen hängt von der zu untersuchenden Fragestellung und den Eigenschaften des Untersuchungsgebietes ab. Während Gebiete mit landwirtschaftlichen Großbetrieben und großen Feldern grobmaschige Rasterzellen zulassen, um alle Gegebenheiten realitätsnah wiederzugeben, müssen für Gebiete mit kleinen Feldern feinmaschige Rasterzellen angesetzt werden. Abbildung 4.6 zeigt das Beispiel einer GIS-Rasterkarte für PSM.

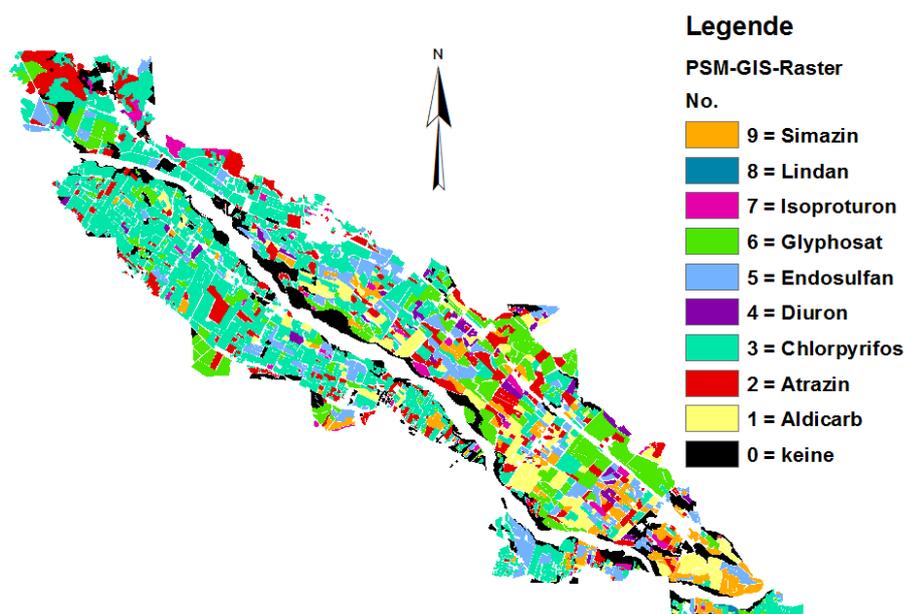


Abbildung 4.8: Mit ArcMap® aus den Originaldaten erzeugte Rasterkarte

PESTRISK kann für einzelne landwirtschaftliche Felder oder regional bis zu Untersuchungen auf Einzugsgebietsskala verwendet werden. Für große Einzugsgebiete ist eine Unterteilung in Teileinzugsgebiete sinnvoll. Bei Bedarf können die Ergebnisse der Teileinzugsgebiete mit Hilfe von GIS zu Risikokarten für das gesamte Einzugsgebiet zusammengesetzt werden.

Messreihen für Klimadaten und Bewässerung

Das Modell führt für jede GIS-Rasterzelle die Simulation über den Zeitraum der vorhandenen Klimamessdaten aus. Tabelle 4.2 gibt eine Übersicht über die Messreihen der Klimadaten, die für die Berechnung des Modells notwendig sind.

Tabelle 4.2: Messreihen für Klima und Bewässerung

Messreihe	Inhalt	Einheit	Notwendigkeit
precipitation	Tageswerte Niederschlag	mm/d	ja
epan	Tageswerte Verdunstungskessel	mm/d	ja
irrigation	Tageswerte Bewässerung	mm/d	möglich

In PESTRISK werden tägliche Zeitschritte verwendet, da in Schwellen- und Entwicklungsländern häufig keine Klimastationen mit großen zeitlichen Auflösungen sondern in der Regel nur einfache Regenmesser und Verdunstungskessel installiert sind.

Die Bodenarten sind entsprechend der international anerkannten Definition des USDA (United States Department of Agriculture) angesetzt.

Als Pflanzenarten sind bisher nur die im Anwendungsbeispiel (Kapitel 7) angebauten landwirtschaftlichen Produkte integriert. Eine Erweiterung für andere Kulturarten ist mit geringem Aufwand möglich, sofern entsprechende Daten für das Pflanzenwachstum (K_C -Werte) vorliegen.

Voreingestellte Daten

Das Modell stellt für einige Eingangsdaten Vorgabewerte zur Verfügung, die im Anhang gefunden werden können.

Die Eingangsdateien sind im Input Ordner zu finden und somit leicht änderbar, falls gemessene Werte aus dem Untersuchungsgebiet oder neue Erkenntnisse vorliegen. Für die Kalibrierung des Modells auf ein Untersuchungsgebiet sollten alle verfügbaren Informationen genutzt werden, um möglichst realitätsnahe Resultate zu erzielen.

Für die Auswahl der Vorgabewerte wurden plausible erscheinende Annahmen von Literaturwerten getroffen. Bei den Halbwertszeiten wurde vor allem auf die Bedingungen der Messungen, z.B. nicht im Labor sondern möglichst auf dem Feld, und auf die Temperaturen geachtet. So sollten an der Oberfläche Halbwertszeiten bei deutlich höheren Temperaturen ausgewählt werden als im Boden, da die meisten PSM in der Hauptwachstumsphase, d.h. im Frühjahr oder Sommer, aufgebracht werden.

Tabelle 4.3: Zuordnung der GIS-Rasterkarten in PESTRISK

GIS-Karte	Rasterkarte	Parameter	Definition
SOIL (Boden)	soil_layer_n n = 1, 2, 3	Bodenart	1 = coarse sand 2 = sand 3 = loamy sand 4 = sandy loam 5 = silty loam 6 = loam 7 = sandy clay loam 8 = silty clay loam 9 = clay loam 10 = sandy clay 11 = silty clay 12 = clay
	depth_soil_layer_n	Dicke Bodenschichten	[cm]
IRRIGATION (Bewässerung)	irrigation_type	Bewässerungsart	1 = drip 2 = microjet 3 = furrow 4 = sprinkler 5 = flood 6 = measured values
	irrigation_efficiency	Bewässerungseffizienz	[%]
PESTICIDE (PSM)	pesticide	Art des PSM-Wirkstoffs	1 = aldicarb 2 = atrazine 3 = chlorpyrifos 4 = diuron 5 = endosulfan 6 = glyphosate 7 = isoproturon 8 = lindane 9 = simazine
	Applied_pest_n	Aufgebrachte Menge	[kg / ha]
	Application_day_n	Tag der Aufbringung	[d]
CROP (Pflanzen)	crop	Art der Pflanzen	1 = avocado 2 = citrus 3 = grape 4 = kiwi 5 = maize 6 = nectarine 7 = peach 8 = scrub 9 = vine 10 = wheat
WATER (Wasser)	surface_losses	Oberflächenverluste	[mm]
	drainage	Dränungstiefe	[cm]
	drainage_efficiency	Effizienz der Dränung	[%]
	groundwater	Flurabstand	[cm]
	near_surface_water	Nähe zu Oberflächengewässer	0 = nicht vorhanden 1 = vorhanden

Pflanzenschutzmittel

Selektierte PSM-Wirkstoffe

Damit PESTRISK flexibel auf unterschiedliche PSM eingehen kann, wird die Simulation mit PSM-Wirkstoffen durchgeführt. In der Regel sind bei PSM-Produkten Prozentangaben zu den Mengen an Wirkstoffen angegeben. Die Auswahl der bisher voreingestellten Wirkstoffe erfolgte anhand von Indizien für ein hohes Risikopotential der Kontamination von Wasserressourcen, sowie der aktuellen Zulassung in Schwellen- und Entwicklungsländern. Alle ausgewählten Wirkstoffe stehen auf der Liste der prioritären Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie der EU (EU, 2001b). Jedoch ist die Anwendung einiger der ausgewählten Wirkstoffe noch heute in der EU zugelassen.

Aldicarb

Der Name Aldicarb ist gebräuchlich für den Stoff 2-Methyl-2-(Methylthio) Propanal-O-(N-Methylcarbamoyl)Oxim mit der chemischen Zusammensetzung $C_7H_{14}N_2O_2S$. Der relevanteste Metabolit ist Aldicarbsulfon. (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>, Stand: 02.06.2011).

In der EU ist Aldicarb nicht als Wirkstoff zugelassen, hingegen ist die Anwendung in zahlreichen Schwellen- und Entwicklungsländern weiterhin gestattet.

Aldicarb wird als Insektizid, Nematizid und Akarizid (vgl. Tabelle 2.1) genutzt. Es ist ein Carbamat, d.h. es erzeugt eine reversible Cholinesterasehemmung und ist ein Nervengift (www.pharmawiki.ch, Stand: 15.11.2010).

Aldicarb wird meist als Granulat in den Boden eingearbeitet und wird gelöst in Niederschlags- oder Bewässerungswasser von den Pflanzen aufgenommen und bis in die Blätter transportiert. Fressen Insekten, Schnecken oder Milben die Blätter, werden sie mit dem Wirkstoff vergiftet.

Atrazin

Der Name Atrazin ist gebräuchlich für den Stoff 2-Chlor-4-Ethylamin-6-Isopropylamin-1,3,5-Triazin und besitzt die chemische Zusammensetzung $C_8H_{14}ClN_5$ (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>, Stand: 02.06.2011). Die relevantesten Metaboliten sind 6-Deisopropyl-Atrazin und Desethylatrazin.

In der EU ist Atrazin nicht als Wirkstoff zugelassen, in zahlreichen Schwellen- und Entwicklungsländern ist die Anwendung hingegen gestattet.

Der Wirkstoff wird als Vor- und Nachlaufherbizid eingesetzt. Obwohl seit 1992 in Deutschland ein vollständiges Anwendungsverbot besteht, ist dieser Wirkstoff und seine Metaboliten immer noch in aktuellen Monitoring Ergebnissen der deutschen Oberflächen- und Grundwasserressourcen zu finden (vgl. Kapitel 2.2). Atrazin kann selektiv auf Unkraut aufgebracht oder bereits als Vorsorge verwendet werden. Die Hauptwirkungsweise ist die Störung der Photosynthese.

Atrazin besitzt eine potentielle endokrine Wirkung, das Bioakkumulationspotential ist hingegen gering. Die Abbaubarkeit wird im Wasser als schwer und im Boden als mäßig beschrieben (Hillenbrand et al., 2006).

Chlorpyrifos

Der Name Chlorpyrifos ist der gebräuchliche Name für den Stoff O,O-Diethyl O-(3,5,6-Trichlor-2-Pyridinyl) Phosphorothioat mit der chemischen Zusammensetzung $C_9H_{11}Cl_3NO_3PS$. Der relevanteste Metabolit ist 3,5,6-Trichlor-2-Pyridinol. (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>, Stand: 02.06.2011)

Chlorpyrifos ist in der EU als Wirkstoff zugelassen, außerdem ist die Anwendung in zahlreichen Schwellen- und Entwicklungsländern gestattet.

Chlorpyrifos wird als Insektizid mit Berührungs-, Fraß- und Atemwirkung eingesetzt. Es wird in die Blätter und Wurzeln aufgenommen und wirkt, wie Aldicarb, dort als Cholinesterasehemmer. Chlorpyrifos ist sehr toxisch für Kleinkrebse, Fische und Insekten. Im Wasser wird Chlorpyrifos nur langsam durch Hydrolyse abgebaut. Die Halbwertszeiten im Boden können bis zu 4 Monate betragen. Chlorpyrifos zeigt eine Tendenz zur Bioakkumulation (Hillenbrand et al., 2006).

Diuron

Der Name Diuron ist gebräuchlich für den Stoff N'-(3,4-Dichlorphenyl)-N,N-Dimethylurea und besitzt die chemische Zusammensetzung $C_9H_{10}Cl_2N_2O$. Die relevantesten Metaboliten sind 1-(3,4-Dichlorphenyl)-3-Methylurea und 3,4-Dichlorphenyl Urea. (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>, Stand: 02.06.2011)

Diuron ist in der EU mit Einschränkung als Wirkstoff zugelassen, in zahlreichen Schwellen- und Entwicklungsländern ist die Anwendung weiterhin ohne Einschränkung erlaubt.

„Diuron ist ein gesundheitsschädliches, ökotoxisches und persistentes Herbizid“ (Hillenbrand et al., 2006). Diuron hemmt die Photosynthese. Es zeigt gegenüber Algen und Wasserpflanzen eine hohe Toxizität. Der Wirkstoff weist in Wasser und Boden eine hohe Persistenz auf, zeigt aber keine Tendenz zur Bioakkumulation.

Endosulfan

Der Name Endosulfan steht für den Stoff 6,7,8,9,10,10-Hexachlor-1,5,5a,6,9,9a-Hexahydro-6,9-Methan-2,4,3-Benzodioxathiepin 3-Oxid mit der chemischen Zusammensetzung $C_9H_6Cl_6O_3S$. Das relevanteste Metabolit ist Endosulfansulfat. (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>, Stand: 02.06.2011)

In der EU ist Endosulfan nicht als Wirkstoff zugelassen. Im Frühjahr 2011 wurde ein weltweites Herstellungs- und Anwendungsverbot im Rahmen der Stockholmer Konventionen der Vereinten Nationen beschlossen (www.umweltbundesamt.de, Stand: 02.06.2011).

Endosulfan ist ein Kontakt- und Mageninsektizid und wirkt gegen zahlreiche Insekten und Milben. Es weist ein hohes Potential der Bioakkumulation auf und wirkt auf zahlreiche Organismen sehr toxisch. Weiterhin zeigt der Wirkstoff Tendenzen auf endokrine Auswirkungen. Endosulfan und Endosulfansulfat sind in Böden sehr persistent (Hillenbrand et al., 2006).

Glyphosat

Der Name Glyphosat steht für den Stoff N-(Phosphonomethyl)-Glycin und die chemische Zusammensetzung lautet $C_3H_7NO_5P$. Das relevanteste Metabolit ist die Aminomethylphosphononsäure. Es handelt sich um ein systematisches Kontakt-herbizid mit breitem Wirkungsspektrum.

(<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>, Stand: 02.06.2011)

Glyphosat ist in der EU als Wirkstoff zugelassen, weiterhin ist die Anwendung in zahlreichen Schwellen- und Entwicklungsländern gestattet.

Glyphosat ist in vielen Produkten, z.B. unter dem Namen Roundup der Firma Monsanto, frei verkäuflich im Handel zu erwerben. Es wird häufig in privaten Gärten und auf befestigten Flächen für die Befreiung von Unkraut genutzt. Bei Niederschlag gelangt es schnell in Regenwasserabläufe und so bei Trennsystemen direkt in den nächstgelegenen Vorfluter, wo es toxisch auf die Wasserorganismen wirkt (Richtlinie 2001/59/EG, EU, 2001a). Die Literaturrecherche in Kapitel 2 zeigt weitere Auswirkungen, beispielsweise auf Amphibien.

Bei einem Besuch einer Blaubeerkultur auf einer Dienstreise in Argentinien wurde berichtet, dass eine komplette Randreihe der Kultur durch die unvorsichtige Aufbringung von Glyphosat auf einem benachbarten Feld entlaubt wurde und damit einen großen finanziellen Schaden verursacht hat.

Isoproturon

Der Name Isoproturon steht für den Stoff N,N-Dimethyl-N'-[4-(1-Methylethyl)Phenyl] Urea und besitzt die chemische Formel $C_{12}H_{18}N_2O$. Das relevanteste Metabolit ist Desmethylisoproturon. Isoproturon hemmt die Photosynthese.

(<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>, Stand: 02.06.2011)

Isoproturon ist in der EU als Wirkstoff zugelassen, außerdem ist die Anwendung in zahlreichen Schwellen- und Entwicklungsländern erlaubt. In Deutschland ist die Anwendung allerdings mit zahlreichen strengen Auflagen verknüpft.

Es ist ein Herbizid, das die Photosynthese hemmt und toxisch auf Menschen und die Umwelt wirkt. Weiterhin ist es persistent und wird häufig bei Monitorings der Wasserressourcen in grenzwertüberschreitenden Konzentrationen gefunden (vgl. Kapitel 2.2).

In Deutschland ist Isoproturon als selektives Vor- und Nachlaufherbizid das am häufigsten verwendete Herbizid im Ackerbau. Der Stoff zeigt toxische Wirkung gegenüber Algen, Fischen und Kleinkrebsen. Im Boden hat er kurze Halbwertszeiten, im Wasser gilt er dagegen als persistent. Er hat keine Tendenzen zur Bioakkumulation (Hillenbrand et al., 2006).

Simazin

Simazin steht für den Namen 6-Chlor-N,N'-Diethyl-1,3,5-Triazine-2,4-Diamin und ist eng verwandt mit Atrazin. Der Wirkstoff hat die chemische Zusammensetzung $C_7H_{12}ClN_5$. Die relevantesten Metaboliten sind 6-Deisopropylatrazin und 2-Hydroxy-4,6-bis(Ethylamin)-S-Triazin. (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>, Stand: 02.06.2011)

In der EU ist Simazin nicht als Wirkstoff zugelassen, hingegen ist die Anwendung in zahlreichen Schwellen- und Entwicklungsländern zu beobachten.

Simazin wird als Vorlaufherbizid für selektive Anwendungen oder als Totalherbizid eingesetzt und hemmt die Photosynthese. Es wirkt toxisch auf Algen und besitzt eine potentielle endokrine Wirkung. In Wasser ist die Substanz schwer abbaubar und im Boden liegen die Halbwertszeiten bei einigen Monaten. Mit einer Bioakkumulation wird nicht gerechnet (Hillenbrand et al., 2006).

4.4 Simulationsergebnisse

Am Ende eines Berechnungszyklus von PESTRISK werden für die PSM und Metaboliten in jeder GIS-Rasterzelle die folgenden Simulationsergebnisse ausgegeben. Die Frachten werden über den gesamten Simulationszeitraum aufsummiert.

- Gesamtfracht, die durch Abdrift das Oberflächenwasser gefährdet
- Gesamtfracht im Oberflächenabfluss
- Gesamtfracht, die in den Boden infiltriert
- Gesamtfracht am Ende der ersten und der zweiten Bodenschicht
- Gesamtfracht, die in die Dränung gelangt
- Gesamtfracht in das Oberflächenwasser, d.h. die Summe von Abdrift, Oberflächenabfluss und Dränung
- Gesamtfracht, die in das Grundwasser eingetragen wird
- Maximale Konzentration des gesamten Simulationszeitraums, die in das Grundwasser eingetragen wird

Das Anwendungsbeispiel in Kapitel 7 gibt einen Überblick über die Visualisierung mit Hilfe von GIS und die potentielle Verwendungen der Ergebnisse.

4.5 Kalibrierung

Als weitere Option ist es möglich, eine Kalibrierung für eine einzelne GIS-Rasterzelle vorzunehmen.

Die Ergebnisse der Kalibrierung werden in eine Datei geschrieben und können in ein Tabellenkalkulationsprogramm, z.B. Excel[®], eingelesen und weiterverarbeitet werden. Folgende Daten werden ausgegeben:

- Infiltrierende Wassermenge
- Infiltrierende PSM- und Metabolitenmengen
- Wassergehalt in den ersten beiden Bodenschichten
- Durchbruchkurven am Ende der Bodenschichten, in der Dränung und im Grundwasser, je für das PSM und die Metaboliten

Mit geringem programmiertechnischem Aufwand ist die Aufnahme weiterer Parameter möglich.

Ein weiteres Modul der Kalibrierung ermittelt die PSM-Konzentrationsverläufe zu einem festgelegten Zeitpunkt über die Bodentiefe, welches in Kapitel 6 für den Vergleich der Simulationsergebnisse mit Messdaten genutzt wird.

4.7 Modellunsicherheiten

Unsicherheiten

PESTRISK nutzt vereinfachte Ansätze und Annahmen, trotzdem wurde darauf geachtet, alle Prozesse so realitätsnah wie möglich abzubilden.

Wie die Literaturstudie in Kapitel 2 gezeigt hat, hängen die Ergebnisse aller heutzutage häufig genutzten PSM-Modelle stark von den Eingangsdaten und den subjektiven Entscheidungen der Anwender ab. Das große Datenvolumen dieser Programme erhöht nicht die Sicherheit der Ergebnisse, sondern erhöht häufig die Unsicherheiten.

Die Simulationen von PESTRISK haben durch die limitierten Eingangsdaten nicht den Anspruch exakte Ergebnisse zu erbringen, sondern sollen die Gebiete mit dem größten Risikopotential für eine Kontamination der Wasserressourcen durch PSM und ihre Metaboliten zeigen. Die Unsicherheiten können minimiert werden, wenn Daten zur Kalibrierung vorliegen. Deshalb sollte unbedingt auf alle verfügbaren Daten und Informationen zurückgegriffen werden.

Die ersten Durchläufe von PESTRISK können Aufschluss darüber geben, wo das Risiko einer Kontamination mit PSM am höchsten ist und weshalb an diesen Stellen mit weiteren Datenaufnahmen begonnen werden sollte. Weiterhin kann der Kalibrierungsmodus bei der Überprüfung einzelner GIS-Rasterzellen behilflich sein. Mit jeder neuen Erkenntnis kann das Modell weiter kalibriert werden, bis zufriedenstellende Ergebnisse erzielt werden können.

Somit kann mit PESTRISK je nach Kenntnisstand eine ausreichende Genauigkeit der Ergebnisse erreicht werden. Die Steigerung der Genauigkeit sollte als iterativer Prozess entsprechend der Datenlage betrachtet werden.

Robustheit

Die Robustheit des Modells gegenüber Ausreißern, z.B. in den Niederschlags- oder Bewässerungsdaten, ist dadurch sehr hoch, dass zu hohe Wassermassen mit den getroffenen Ansätzen nicht infiltrieren können. Das Abspülen von der Oberfläche würde negativ beeinflusst werden, so dass weniger bis keine PSM und Metaboliten an der Oberfläche zurückbleiben. Falls dies der Fall ist, kann dieser Effekt durch die Auswertung der Simulationsergebnisse des Oberflächenabflusses erfasst werden. Nähere Untersuchungen mit dem Kalibrierungsmodus können Ausreißer, z.B. Fehlmessungen des Niederschlags, erfassen.

Zu Problemen mit Abstürzen des Modells ist es bei den bisherigen Anwendungen nicht gekommen. Bei großen Datenmengen ist eine Verzögerung der Berechnung zu beobachten.

Das folgende Kapitel zeigt die Überprüfung der Plausibilität der Prozesse, die in das PESTRISK Modell implementiert sind.

5. Plausibilitätsanalyse

In diesem Kapitel wird die Plausibilitätsanalyse des neu entwickelten Modells PESTRISK vorgestellt. Auf den Begriff "Verifizierung" wird bewusst verzichtet, da das Modell nicht darauf ausgelegt ist, exakte Ergebnisse zu erzeugen. Dabei sollen die natürlichen Prozesse aber so realitätsnah abgebildet werden, wie es unter den örtlichen Gegebenheiten möglich ist. Wie die Literaturrecherche in Kapitel 2 gezeigt hat, kann keines der heute häufig angewendeten PSM-Modelle den Anspruch erheben, gemessene Konzentrationen exakt wiederzugeben.

Um die Implementierung der Ansätze aus dem Modell PESTAN, die in Kapitel 4 beschrieben sind, zu überprüfen, wurden die Simulationsergebnisse beider Modelle für einen einfachen Anwendungsfall verglichen. Anschließend wurde eine Sensitivitätsanalyse der relevanten Eingangsdaten durchgeführt und die Modifikationen gegenüber PESTAN mit Hilfe von Szenarien überprüft. Als Abschluss der Plausibilitätsanalyse wurde PESTRISK an einem realitätsnahen fiktiven Untersuchungsgebiet im kleinen Maßstab getestet. Die Anwendung mit realen Messdaten erfolgt in den beiden nachfolgenden Kapiteln 6 und 7.

5.1 Vergleich mit dem Modell PESTAN

Im Kapitel 4 Abschnitt 4.2.2 wurden die Modifikationen vom ursprünglichen Modell PESTAN zum neu entwickelten Modell PESTRISK erläutert. Um die Implementierung der verwendeten Formeln aus PESTAN zu überprüfen, wurde mit beiden Modellen ein einfacher Anwendungsfall simuliert. Dazu wurde eine Applikation von 5 kg/ha Atrazin auf sandigem Boden angenommen. Da PESTAN nur eine Bodenschicht berechnet, wurden die Ergebnisse von PESTRISK am Ende der ersten Bodenschicht verwendet. Für die Vergleichbarkeit von PESTRISK und PESTAN wurde eine konstante Infiltrationsrate und keine Evapotranspiration vorgegeben.

Abbildung 5.1 zeigt die Ergebnisse der Vergleichsrechnung als Durchbruchkurven der beiden Modelle an einer 20 cm sowie an einer 100 cm dicken Bodenschicht.

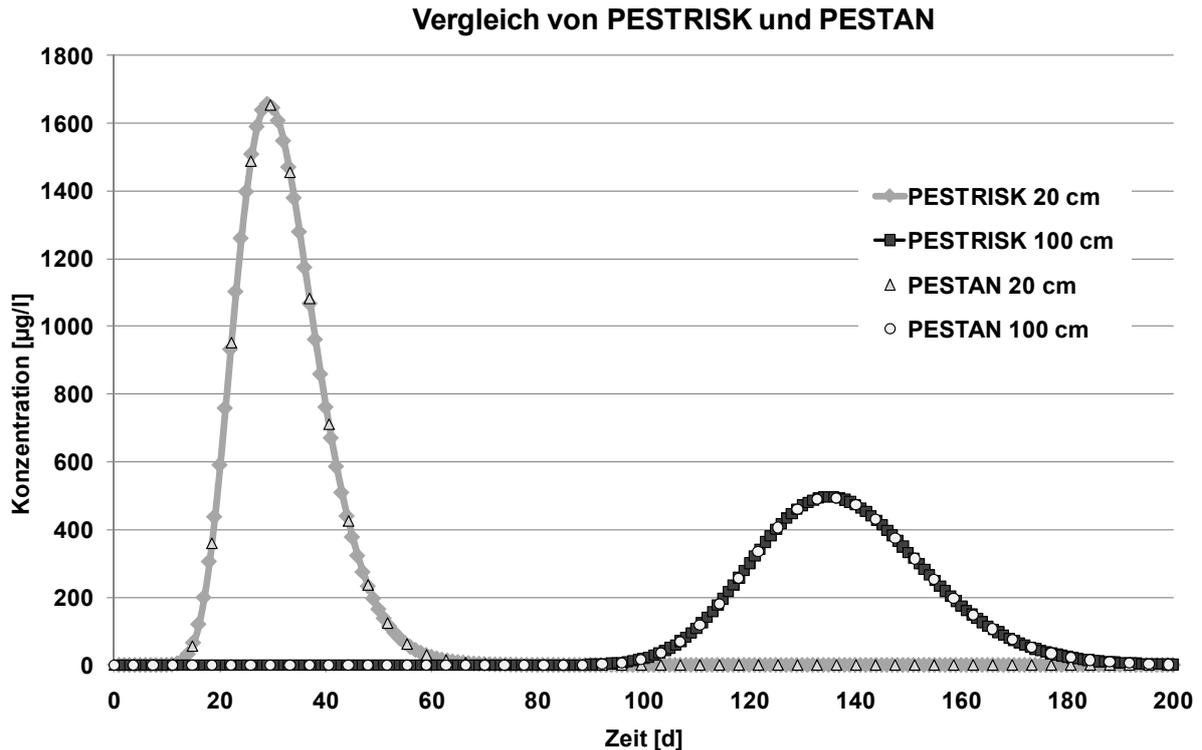


Abbildung 5.1: Vergleichende Simulationsergebnisse von PESTAN und PESTRISK

Abbildung 5.1 zeigt die Minimierung der PSM-Konzentrationen mit der Bodentiefe, welche hauptsächlich durch Sorption und Abbau bewirkt wird. Es ist ersichtlich, dass PESTRISK die Simulationsergebnisse des Modells PESTAN genauestens wiedergibt, somit ist die Implementierung der Ansätze aus PESTAN in einem ersten Schritt gezeigt. Für eine detaillierte Überprüfung von PESTRISK dienen die Sensitivitätsanalyse und die weiteren Plausibilitätsuntersuchungen in den folgenden Abschnitten.

5.2 Sensitivitätsanalyse

Durch eine Sensitivitätsanalyse der relevantesten Parameter wird untersucht, ob PESTRISK plausibel auf die Eingangswerte reagiert. Aus der Literaturstudie in Kapitel 2 und der Analyse der verwendeten Formeln wurde deutlich, welche Parameter die relevantesten für den PSM-Transport in der ungesättigten Bodenzone sind. Im Boden sind das die gesättigte Leitfähigkeit, die effektive Porosität, der Koeffizient b der Infiltration, die Rohdichte, die Feldkapazität, der Dispersionskoeffizient und der Anteil organischer Stoffe im Boden. Für das PSM kommen die Löslichkeit, die Halbwertszeit und der K_{OC} -Wert des PSM zum Tragen. Für die einzelnen Parameter werden Wertebereiche angesetzt, die in der einschlägigen Literatur bzw. in Datenbanken im Internet (Stand: Februar 2011) zu finden waren. Eine Übersicht über die Wertebereiche mit den dazugehörigen Quellen ist im Anhang zu finden.

Für diese Untersuchung wird wiederum ein einfacher Datensatz mit einer konstanten Infiltrationsrate angewendet. Die betrachtete Bodenschicht besitzt eine Dicke von 20 cm.

Ausgehend von Mittelwerten der Wertebereiche werden die einzelnen Parameter innerhalb ihrer Wertebereiche variiert und in den folgenden Graphiken dargestellt.

Die Sensitivitätsanalyse gilt ebenso für die Parameter der Metaboliten. Als Ergebnisse der Simulationen werden PSM-Mengen ausgegeben, da in den späteren Anwendungen die Frachten an PSM und Metaboliten, welche die Wasserressourcen über den gesamten Simulationszeitraum erreichen, berechnet werden.

Da im Kalibrierungsmodus die Ergebnisse des Bodenwassergehalts ausgegeben werden, ist eine Umrechnung in Konzentrationen für den Vergleich mit Messdaten problemlos möglich.

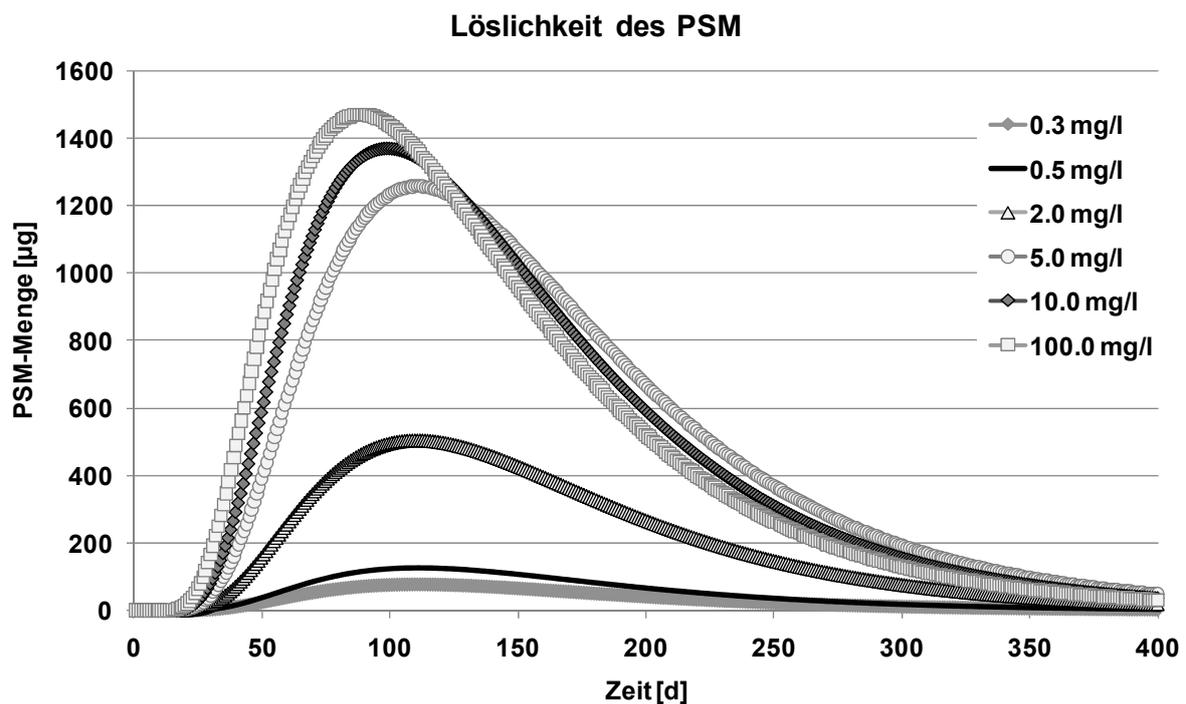


Abbildung 5.2: Sensitivitätsanalyse - Löslichkeit des PSM

Abbildung 5.2 zeigt, dass PESTRISK die zunehmenden Perkolationsmengen des PSM bei ansteigender Löslichkeit mit größer werdenden Maximalwerten und Flächen der Durchbruchkurven, d.h. der Gesamtmasse an PSM, gut wiedergibt. Ab Löslichkeiten über 5 mg/l verkleinern sich die Zunahmen, da das PSM bei den für diese Analyse ausgewählten Eingangswerten schon nahezu vollständig suspendiert werden kann. Löslichkeiten über 100 mg/l haben keine Veränderungen gegenüber der Durchbruchkurve für 100 mg/l gezeigt, daher kann bei diesem Werte eine vollständige Lösung des PSM unter den angesetzten Gegebenheiten angenommen werden.

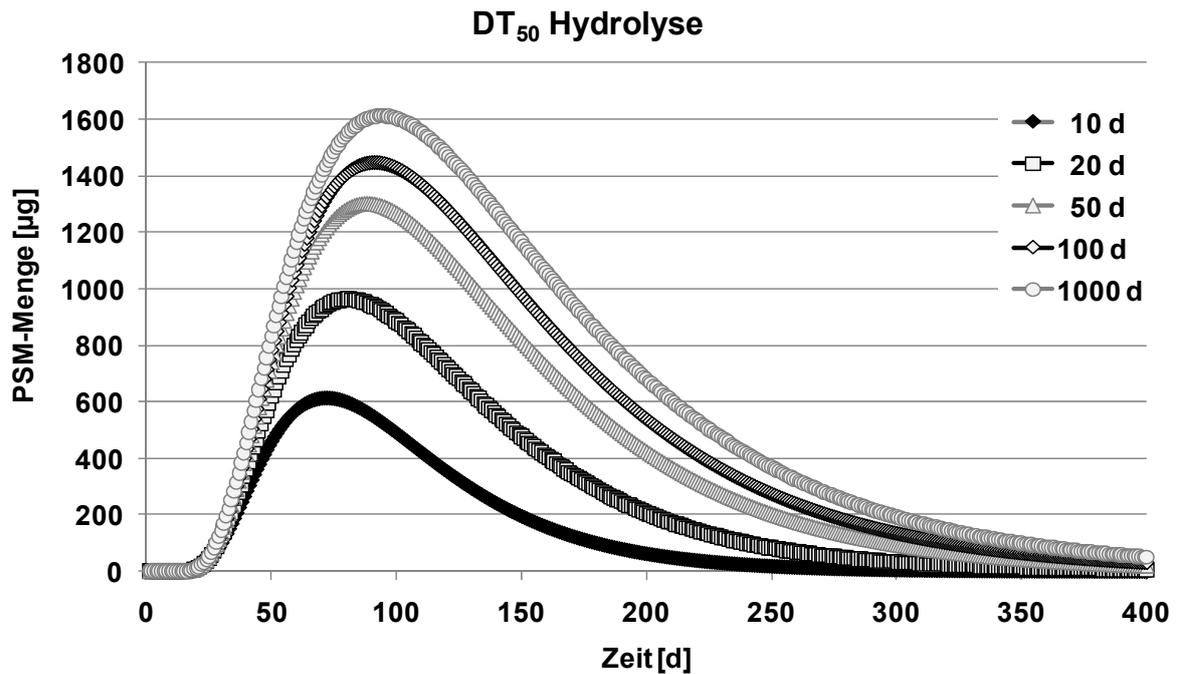


Abbildung 5.3: Sensitivitätsanalyse - Halbwertszeit der Hydrolyse des PSM

Da in Schwellen- und Entwicklungsländern nur äußerst selten Messwerte für Abbauraten zur Verfügung stehen, werden sie in PESTRISK durch Halbwertszeiten ersetzt, die in Form einer Gleichung erster Ordnung (4.13) aus einschlägiger Literatur angesetzt ist, um den biologischen und chemischen Abbau nachzubilden.

$$k_y = e^{(-k \cdot t)} = e^{\left(-\frac{\ln 2}{DT_{50,y}} \cdot t\right)} \quad (4.13)$$

mit:

- k_y = Abbaurate des PSM [1/T]
- $DT_{50,y}$ = Halbwertszeit des PSM [T]
- y = Ort: Oberfläche, Bodenwasser, trockener Boden
- t = Zeitdifferenz [T]

Die Halbwertszeiten DT_{50} spiegeln demnach den Abbau des PSM wieder, d.h. bei geringen Werten werden die PSM schnell abgebaut, hingegen ist bei sehr großen Halbwertszeiten nur ein sehr geringer Abbau zu beobachten.

Abbildung 5.3 zeigt, dass mit zunehmenden Halbwertszeiten des PSM in der flüssigen Phase (Hydrolyse) das Maximum und die Flächen der Durchbruchkurven vergrößert werden. Werte über 1000 Tage, wie beispielsweise 5000 Tage bei der Hydrolyse von Glyphosat, zeigten bei dieser Untersuchung nur noch minimale Unterschiede zu der Kurve bei 1000 Tagen Halbwertszeit. An diesem Ergebnis ist zu erkennen, dass für die Simulationen neben dem Abbau mittlere Werte für die Sorption und die Dispersion angesetzt sind, wodurch der gedämpfte Verlauf der Kurven entsteht.

Der lineare Sorptionskoeffizient K_d ist in PESTRISK gemäß Enfield (1982) mit der Gleichung 4.23 angesetzt:

$$K_d = K_{OC} \frac{\% \text{ org C}}{100 \%} \quad (4.23)$$

mit:

K_{OC} = vom organischen Kohlenstoffgehalt im Boden abhängiger Sorptionskoeffizient des PSM [M/M]

org C = organischer Kohlenstoffgehalt im Boden [%]

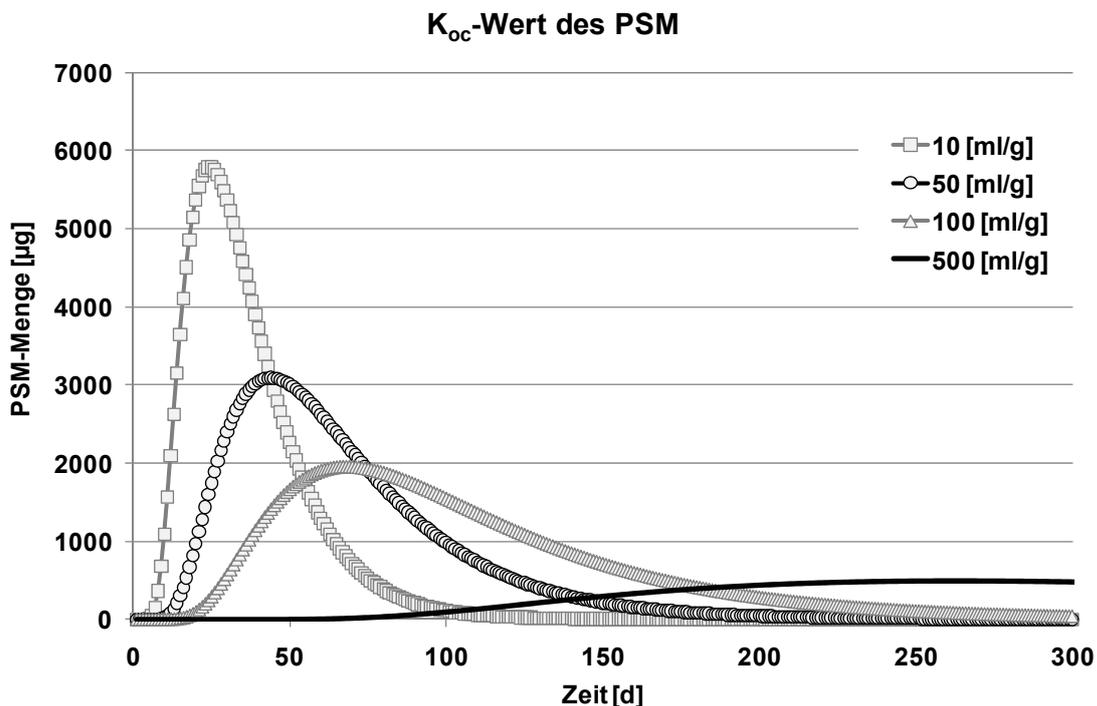


Abbildung 5.4: Sensitivitätsanalyse - K_{OC} -Wertes des PSM

Der K_{OC} -Wert beschreibt das Maß der Sorptionsfähigkeit des PSM an organische Stoffe im Boden. Bei ansteigenden K_{OC} -Werten wird das Maximum gedämpft, die Fläche unter der Kurve verkleinert sich und die Kurve beginnt zu einem späteren Zeitpunkt (Abbildung 5.4). Sowohl der K_{OC} -Wert als auch der Anteil an organischen Stoffen im Boden (Abbildung 5.5) haben direkten Einfluss auf die retardierende Wirkung der Adsorption der PSM an Bodenpartikel. PESTRISK simuliert im normalen Modus die in der flüssigen Phase suspendierten PSM, der sorbierte Anteil wird als Verlust aus der PSM-Masse betrachtet. Im Kalibrierungsmodus besteht außerdem die Möglichkeit, die sorbierte PSM-Menge über die Bodentiefe auszugeben.

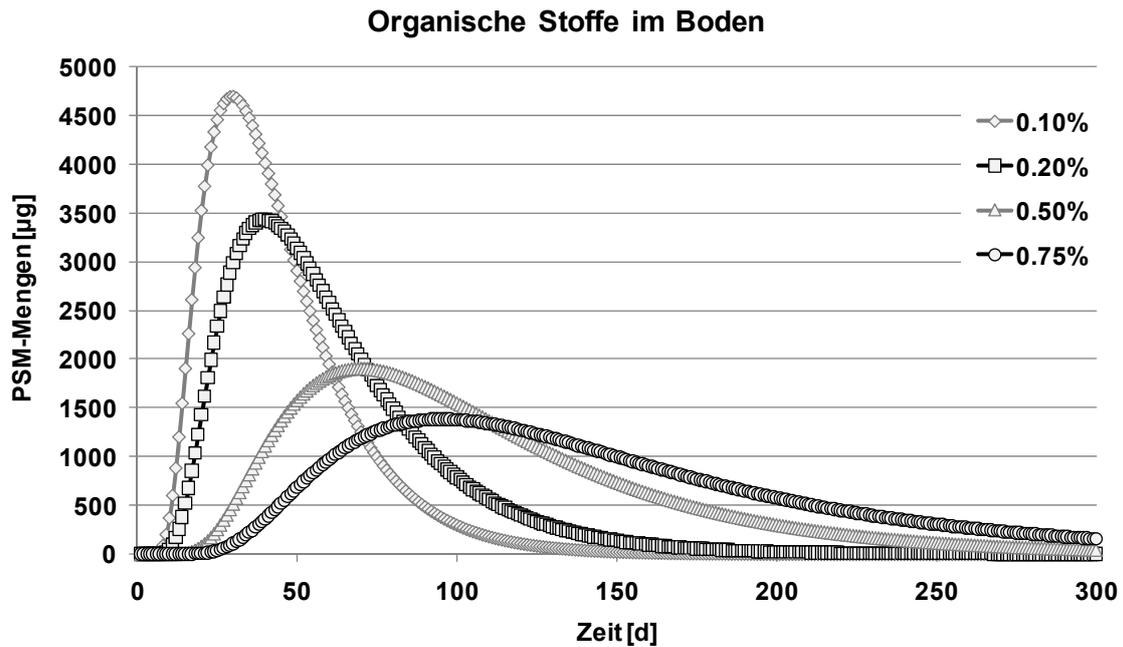


Abbildung 5.5: Sensitivitätsanalyse - Gehalt der organischen Stoffe im Boden

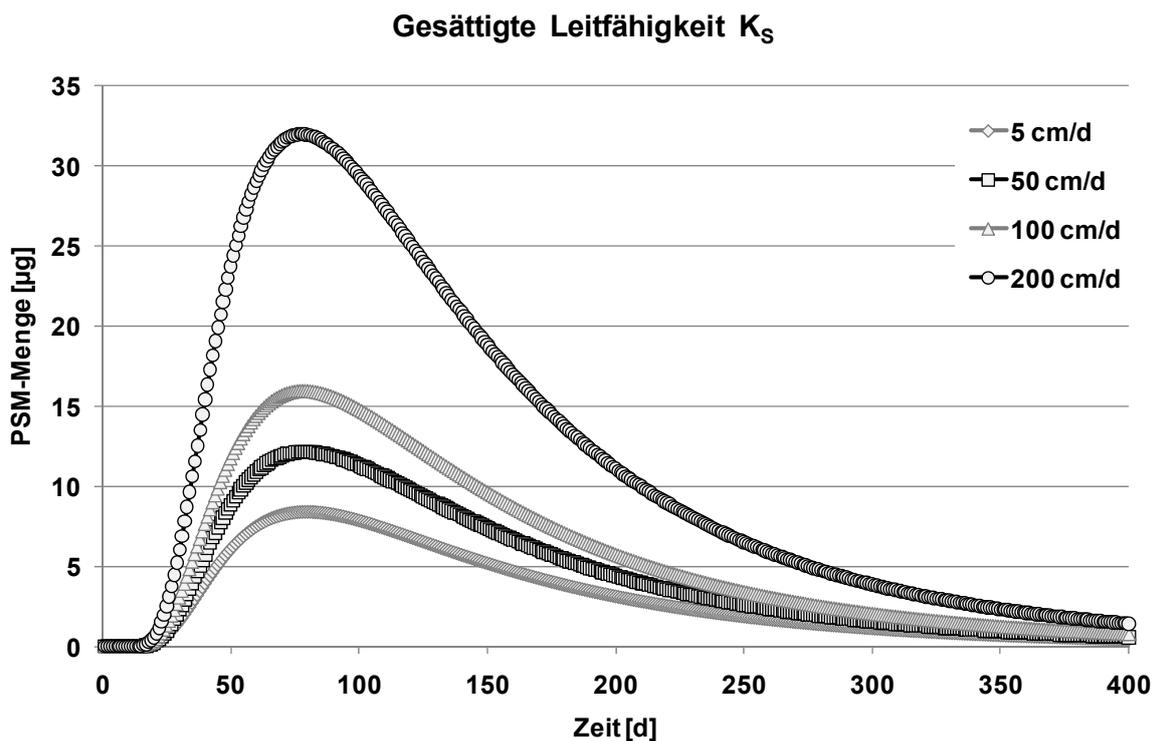


Abbildung 5.6: Sensitivitätsanalyse - Gesättigte Leitfähigkeit des Bodens

Die mit zunehmender gesättigter Leitfähigkeit des Bodens steigenden Maxima und Flächen der Kurven (Abbildung 5.6) spiegeln wieder, dass bei geringerer gesättigter Leitfähigkeit weniger Wasser pro Zeiteinheit den Boden durchfließen kann und daher geringere Mengen suspendierter PSM transportiert werden können. Zudem ist bei langsameren Fließgeschwindigkeiten mehr Zeit für die Sorption und den Abbau gegeben.

Die Berechnung des Wassergehaltes im Boden ist mit einer umgestellten Form der Formel 4.17 (Kapitel 4) angesetzt:

$$\theta = \left(\frac{R}{R_{SAT}} \right)^{\frac{1}{2b+3}} \cdot \theta_{SAT} \quad (5.1)$$

mit:

R = Infiltrationsrate [L/T]

R_{SAT} = Infiltrationsrate bei Sättigung [L/T]

θ = Bodenwassergehalt [L³/L³]

θ_{SAT} = Bodenwassergehalt bei Sättigung [L³/L³]

b = Koeffizient [-]

Als Infiltrationsrate bei Sättigung wird die gesättigte Leitfähigkeit und als Bodenwassergehalt bei Sättigung die effektive Porosität angesetzt.

Der Koeffizient b und die effektive Porosität beeinflussen direkt den Infiltrationsvorgang und zeigen, dadurch dass sie im Nenner der Formel 5.1 stehen, ein umgekehrt proportionales Verhalten im Vergleich zu der gesättigten Leitfähigkeit.

Bei größeren Eingangswerten werden die Maxima und Flächen der beiden Kurven kleiner (Abbildung 5.7 und 5.8).

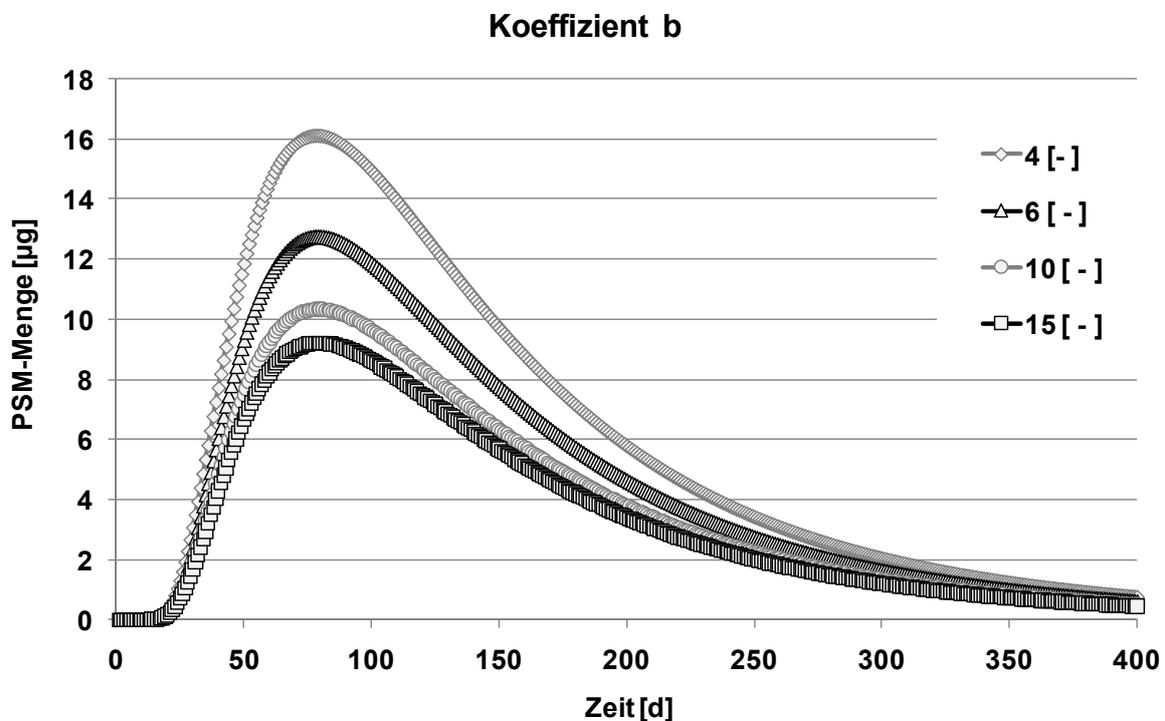


Abbildung 5.7: Sensitivitätsanalyse - Koeffizient b

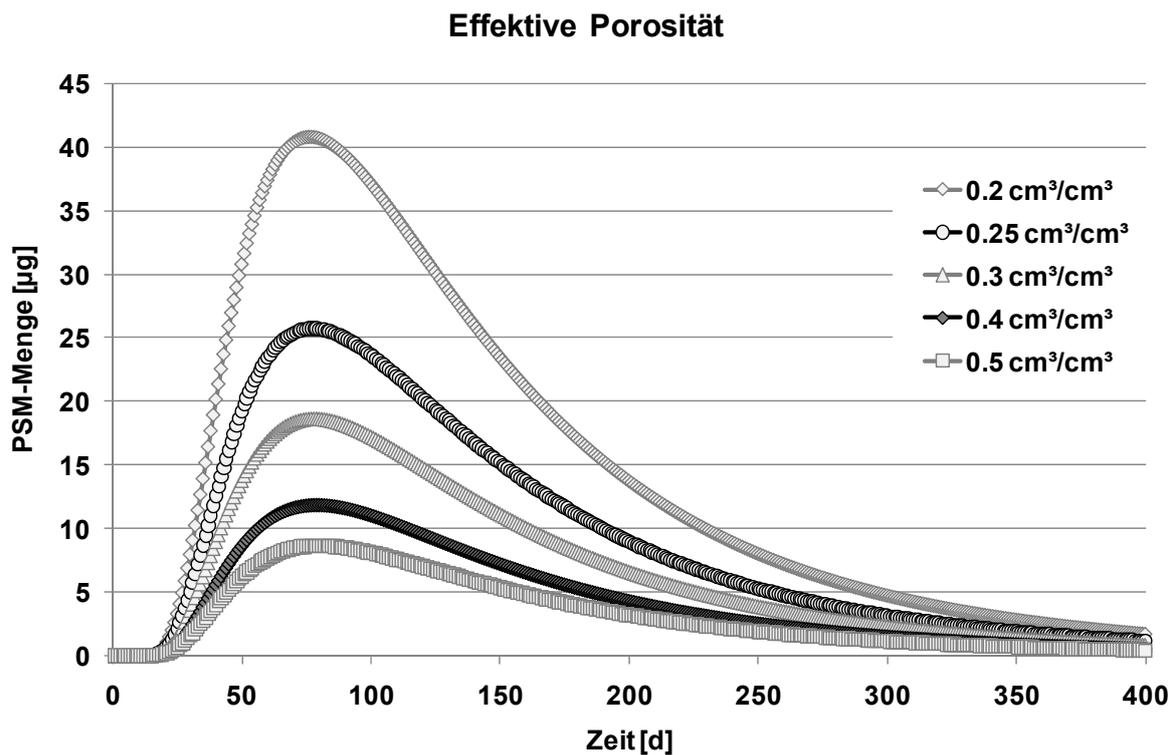


Abbildung 5.8: Sensitivitätsanalyse - Effektive Porosität des Bodens

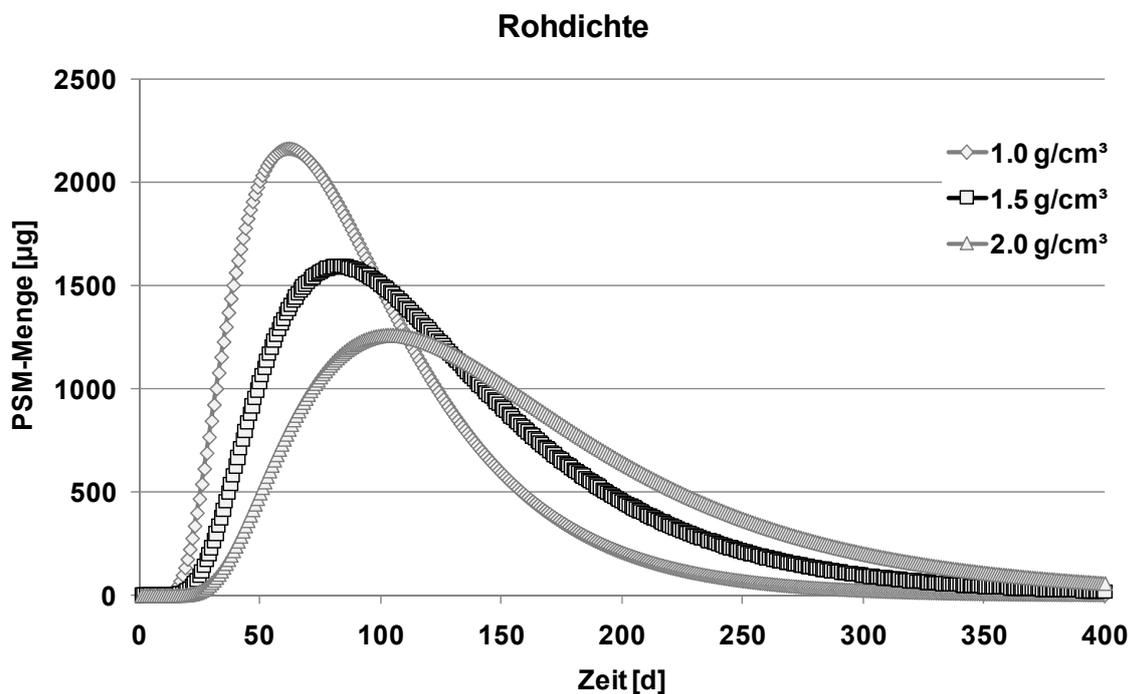


Abbildung 5.9: Sensitivitätsanalyse - Rohdichte des Bodens

Mit ansteigender Rohdichte sind eine Verringerung des Maximums und der Fläche unter den Kurven, sowie eine leichte Verzögerung zu erkennen (Abbildung 5.9). Mit zunehmender Dichte wird das Durchfließen des Bodens erschwert, wodurch eine Retardation und zusätzlich eine Abminderung durch Abbau und Sorption entstehen.

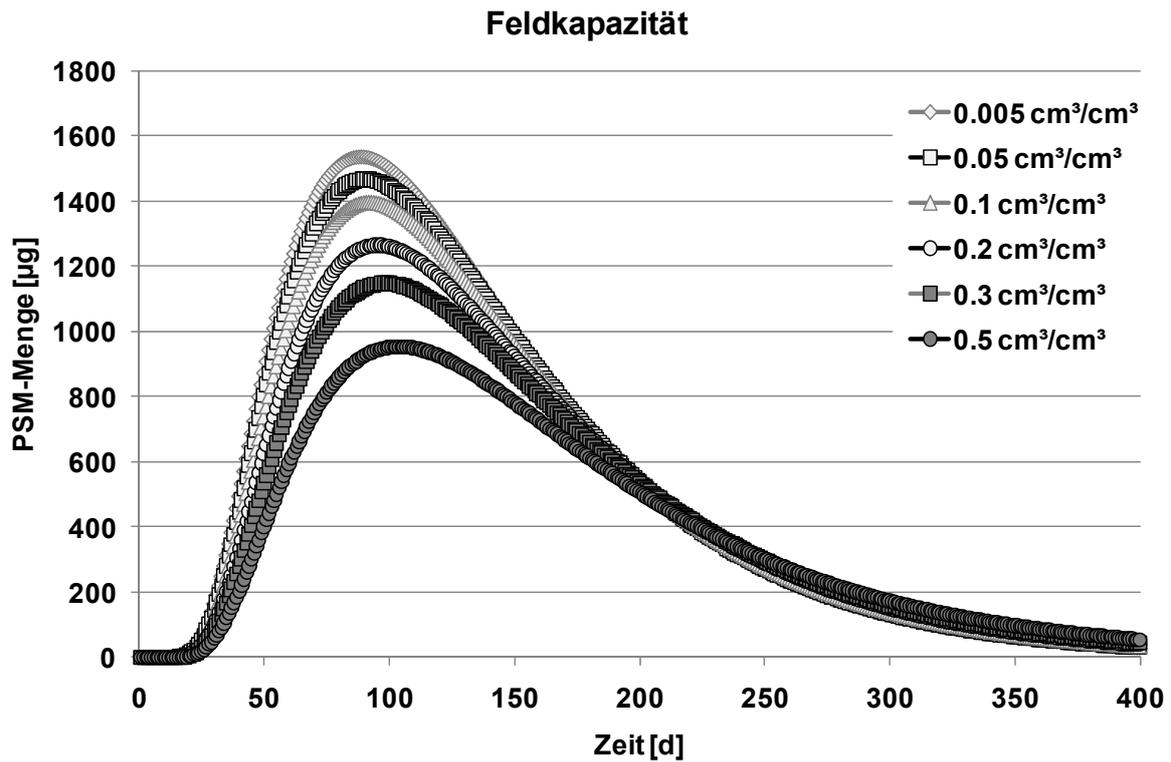


Abbildung 5.10: Sensitivitätsanalyse - Feldkapazität

In PESTRISK ist angesetzt, dass der Fließvorgang in die nachfolgende Bodenschicht erst ab dem Erreichen der Feldkapazität in der aktuell berechneten Bodenschicht beginnt, d.h. je geringer die Feldkapazität ist, desto schneller fließt das Wasser in die nachfolgende Bodenschicht und desto weniger Schadstoffe werden abgebaut oder sorbiert (Abbildung 5.10).

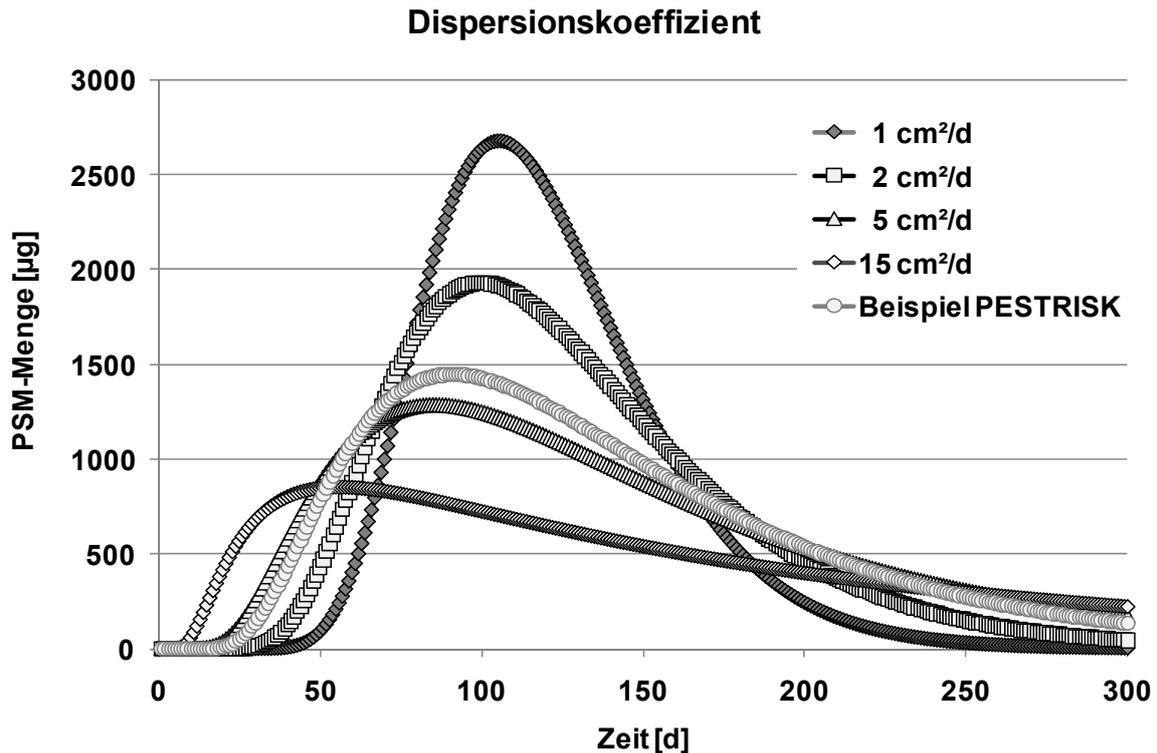


Abbildung 5.11: Sensitivitätsanalyse - Dispersionskoeffizient des Bodens

Das Verhalten der Kurven des Dispersionskoeffizienten in Abbildung 5.11 zeigt, dass PESTRISK die Dispersion der PSM im Boden wiedergibt. Mit größer werdenden Dispersionskoeffizienten weiten sich die Kurven aus und das Maximum wird gedämpft. Die Flächen unter den Kurven bleiben bei diesem Parameter erhalten.

Da vor allem in ariden und semi-ariden Gebieten häufig die Ermittlung des Dispersionskoeffizienten sehr schwer fällt, ist in PESTRISK eine Abschätzung über die Porenwassergeschwindigkeit mit der Formel 4.21 (Biggar & Nielson, 1976) implementiert:

$$D = 0,6 + 2,93 \cdot v_p^{1,11} \quad (4.21)$$

mit:

D = Dispersionskoeffizient [cm^2/d]

v_p = Porenwassergeschwindigkeit [cm/d]

Das Ergebnis dieser Abschätzung ist zum Vergleich mit den anderen verwendeten Eingangswerten der Sensitivitätsanalyse in der Abbildung 5.11 als "Beispiel PESTRISK" dargestellt. Der Verlauf zeigt, dass der Ansatz über die Porenwassergeschwindigkeit ein mittleres Ergebnis erzielt und wird damit als plausibel eingeschätzt.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass PESTRISK auf alle relevanten Eingangsparameter plausibel reagiert hat.

5.3 Plausibilitätsszenarien

Um über die Prozesse innerhalb einer Bodenschicht (Sensitivitätsanalyse) hinaus weitere Funktionen des Modells zu überprüfen, wurden einfache Szenarien entwickelt und getestet. Zunächst wurde das Verhalten der Eingangsparameter für die oberirdischen Prozesse anhand der Bewässerung, des Niederschlags, des Oberflächenabflusses und der Infiltration des Wassers sowie der PSM überprüft. Danach wurde die Abminderung der PSM-Mengen über die Tiefe in mehreren Bodenschichten getestet.

Bewässerung

Im ersten Szenario kommt es im Simulationszeitraum von einem Jahr nicht zu Niederschlag und es ist keine gemessene Bewässerung angesetzt. Das Modell muss die Bewässerung demnach anhand der gemessenen Werte des Verdunstungskessels E_{pan} und den vorgegebenen Werten der Pflanzenkoeffizienten K_C ermitteln. Als K_C -Werte wurden die in Abbildung 4.3 (Kapitel 4) vorgestellten Daten für Gebüsch mit einem über das Jahr konstanten K_C -Werte angesetzt. Die E_{pan} -Werte wurden aus dem Anwendungsbeispiel in Kapitel 7 entnommen.

Zunächst ist eine Furchenbewässerung mit 60% Effizienz und eine gemäßigte Verdunstung angesetzt.

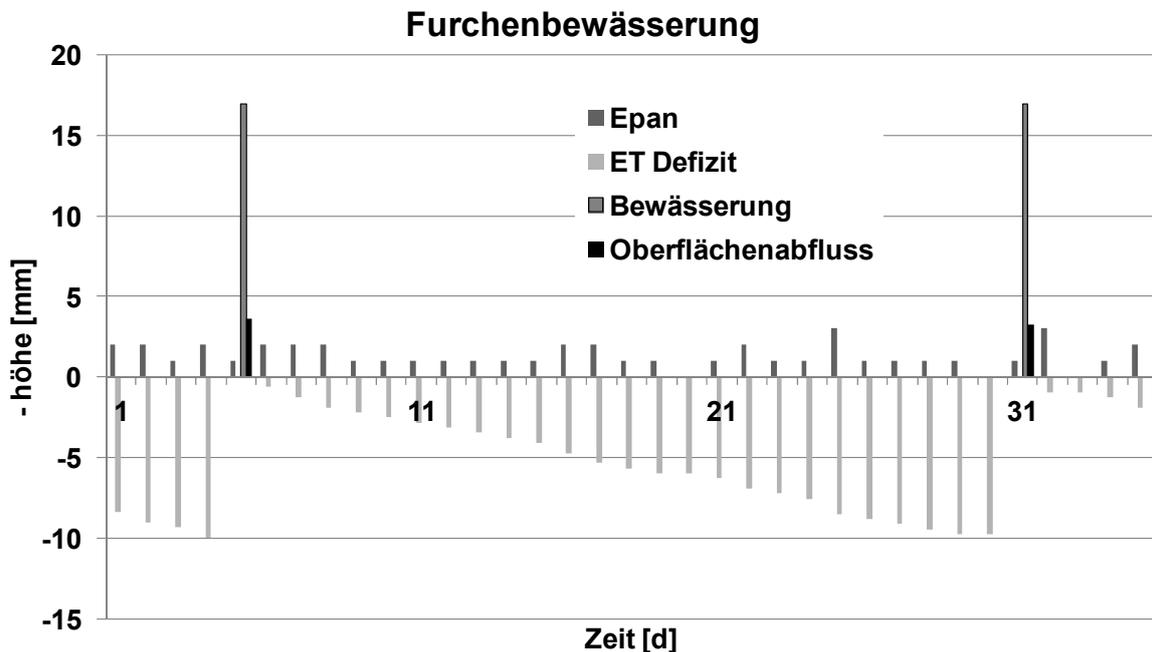


Abbildung 5.12: Furchenbewässerung mit 60% Effizienz

Im Ergebnis der Simulation (Abbildung 5.12) ist zu erkennen, wie die Summe der Evapotranspiration, als Defizit des Pflanzenwasserbedarfs, Tag für Tag ansteigt, bis die Furchenbewässerung ausgelöst wird. Da die Bewässerungsgaben mit 40% Verlusten angesetzt sind und in diesem Fall die maximale Aufnahmefähigkeit des Bodens überschreitet, kommt es zu geringem Oberflächenabfluss aus der überhöht aufgebrauchten Wassermenge.

Der Boden kann nur eine Wassermenge entsprechend der maximalen Infiltrationsrate aufnehmen. Es wird angenommen, dass das überschüssige Wasser am Ende der Furchen durch ein Entwässerungssystem aufgenommen wird.

Im zweiten Fallbeispiel wird eine Tropfbewässerung mit 90% Effizienz simuliert. Weiterhin sind ein gutes Bewässerungsmanagement und eine hohe Verdunstungsrate angesetzt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 5.13 dargestellt.

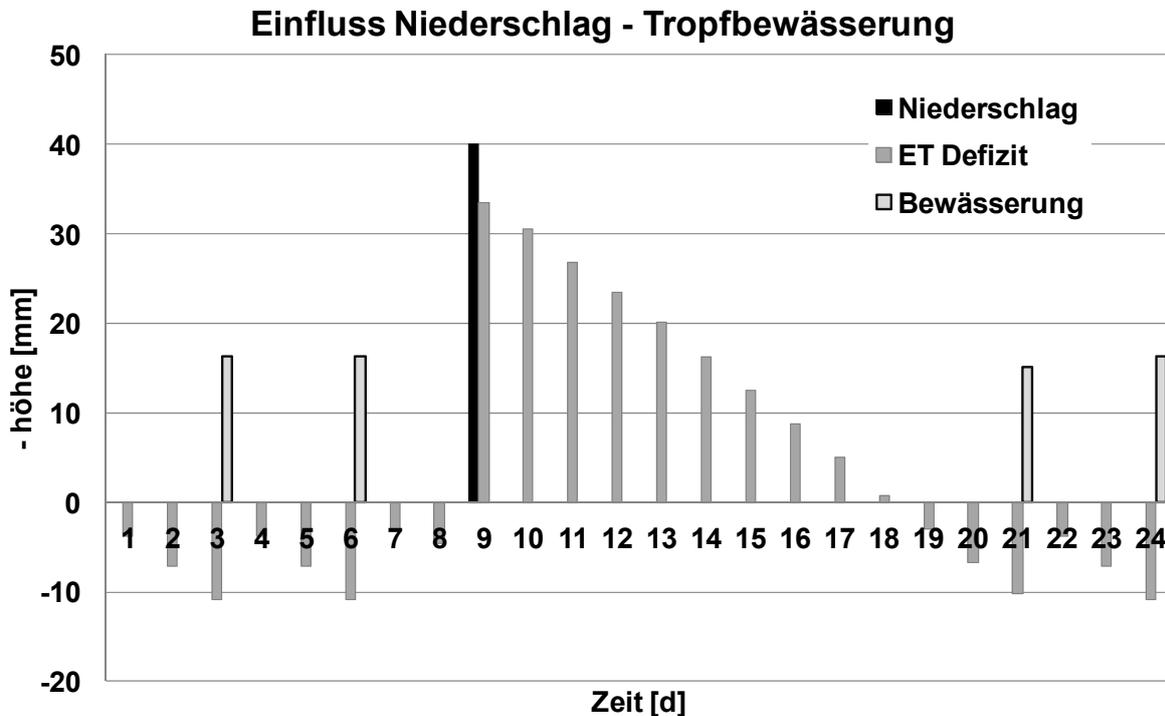


Abbildung 5.13: Tropfbewässerung mit 90% Effizienz

Es ist zu erkennen, dass bei den Bewässerungsgaben kein Oberflächenabfluss entsteht. Das gute Bewässerungsmanagement zeichnet sich durch häufige Bewässerungsgaben aus, wie es in ariden und semi-ariden Gebieten, auch in Schwellenländern, zunehmend üblich ist, um die Wasserverluste zu minimieren.

An diesem Beispiel wird außerdem der Einfluss von plötzlich eintretendem Niederschlag gezeigt. Die Menge des zur Infiltration kommenden Niederschlags wird von der Summe der Evapotranspiration abgezogen, um die Zunahme der Bodenfeuchtigkeit zu berücksichtigen. Wenn die überschüssige Wassermenge durch die Evapotranspiration aufgebraucht ist, beginnt der Bewässerungszyklus wieder in Abhängigkeit vom Pflanzenwasserbedarf.

Infiltration

Das folgende Beispiel soll zeigen, wie die Infiltration berechnet wird und wie das Modell Starkregenereignisse berücksichtigt. Hierzu wird keine Bewässerung und keine Evapotranspiration angesetzt.

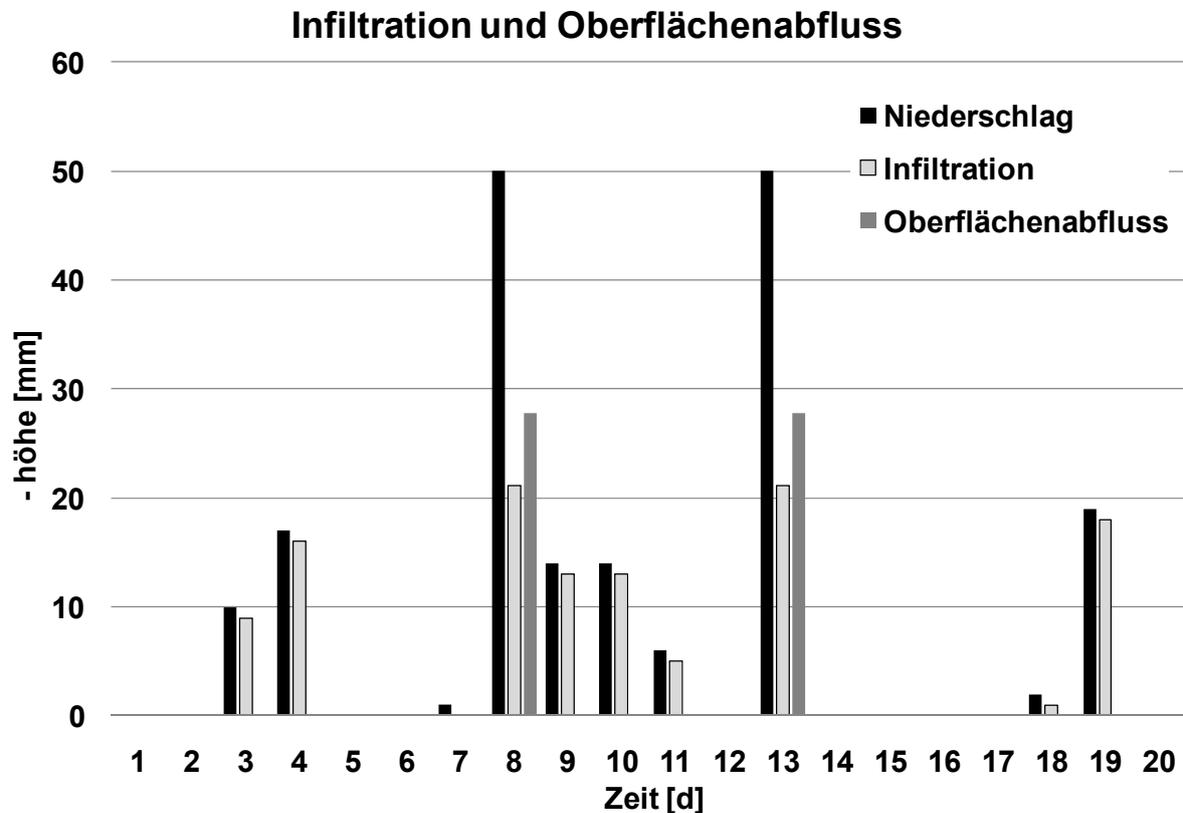


Abbildung 5.14: Infiltration und Starkregenereignisse

Bei normalen Niederschlagsereignissen wird die infiltrierende Wassermenge aus dem infiltrierenden Niederschlag ermittelt, d.h. dem Niederschlag abzüglich der Oberflächenverluste durch Interzeption und den Rückhalt in Mulden.

Da PESTRISK mit Tageswerten rechnet, können kurzfristige Starkregenereignisse nicht wiedergegeben werden. Wenn ein Tageswert jedoch die maximale tägliche Infiltrationsrate überschreitet, kommt es zu Oberflächenabfluss, wie es in Abbildung 5.14 an den Tagen 8 und 13 zu sehen ist.

Infiltration der PSM

Dieses Beispiel zeigt die Infiltration des auf den Boden aufgetragenen PSM-Wirkstoffs Aldicarb mit einer Bewässerung. Es sind zwei PSM-Applikationen, am zweiten und am zehnten Tag, angesetzt. Zu Niederschlag kommt es in diesem Simulationszeitraum nicht.

Die erste berechnete Bewässerungsgabe erfolgt am dritten Tag und kehrt mit einem Turnus von drei Tagen wieder.

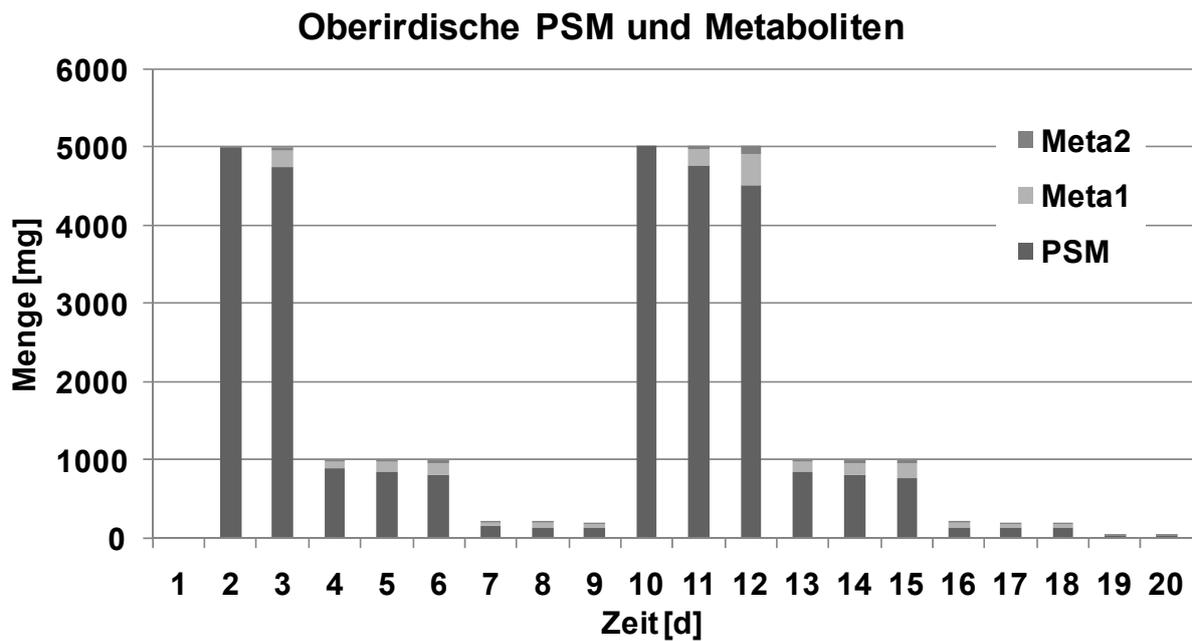


Abbildung 5.15: Oberirdisch verbleibende PSM- und Metaboliten-Mengen

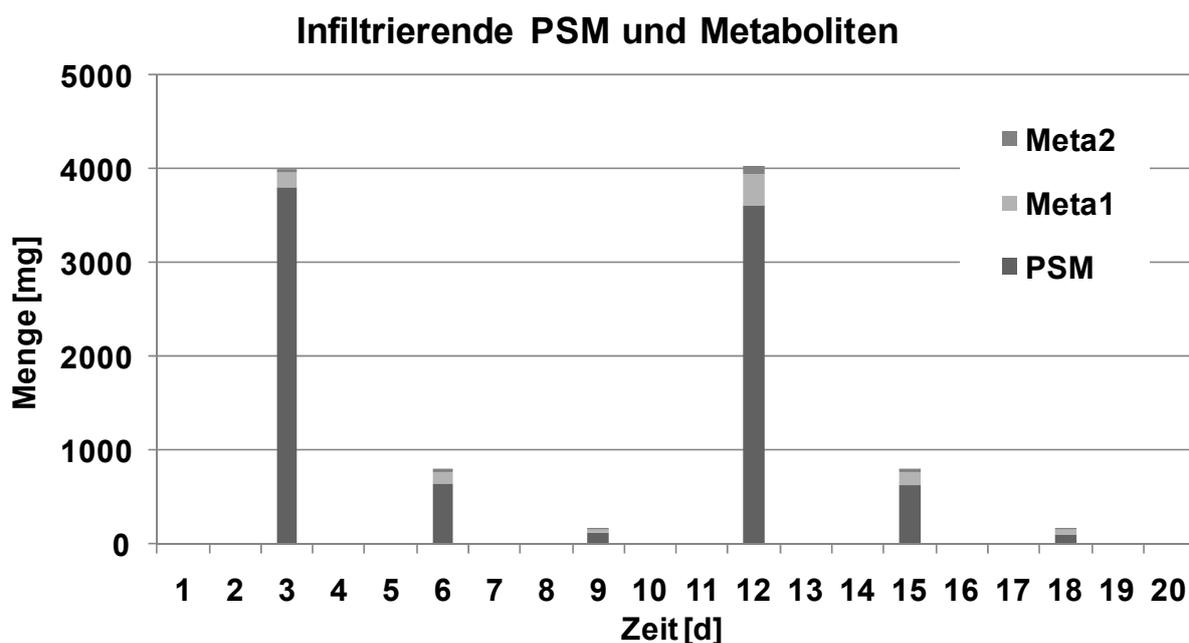


Abbildung 5.16: Infiltrierende PSM- und Metaboliten-Mengen

Die Ergebnisse dieses Szenariums zeigen, dass das PSM zunächst an der Oberfläche verbleibt und in die Metaboliten 1 und 2 abgebaut wird (Abbildung 5.15). Am dritten Tag erfolgt eine Bewässerungsgabe und entsprechend der Löslichkeit in der aufgebrauchten Wassermenge infiltriert ein Großteil der verbleibenden PSM- und Metabolitenmengen (Abbildung 5.16). Die an der Oberfläche verbleibenden Mengen werden weiter abgebaut bis es am sechsten Tag erneut zur Bewässerung und Infiltration kommt. Am neunten Tag werden die gesamten verbleibenden Mengen infiltriert. Am zehnten Tag beginnt der beschriebene Verlauf erneut mit einer PSM-Applikation.

Perkolation der PSM

Dieses Szenarium zeigt das Perkulationsverhalten der PSM im Boden. Bei den Anwendungen des Modells wurden drei Applikationen mit 5 kg/ha am 1., 20. und 100. Tag der Simulation auf Sandboden aufgebracht. Die erste Abbildung (5.17) zeigt die Durchbruchkurve von Atrazin, die zweite Abbildung (5.18) diejenige von Aldicarb, jeweils am Ende der ersten und der zweiten Bodenschicht. Die Einträge in die Dränung und in das Grundwasser sind ebenfalls dargestellt.

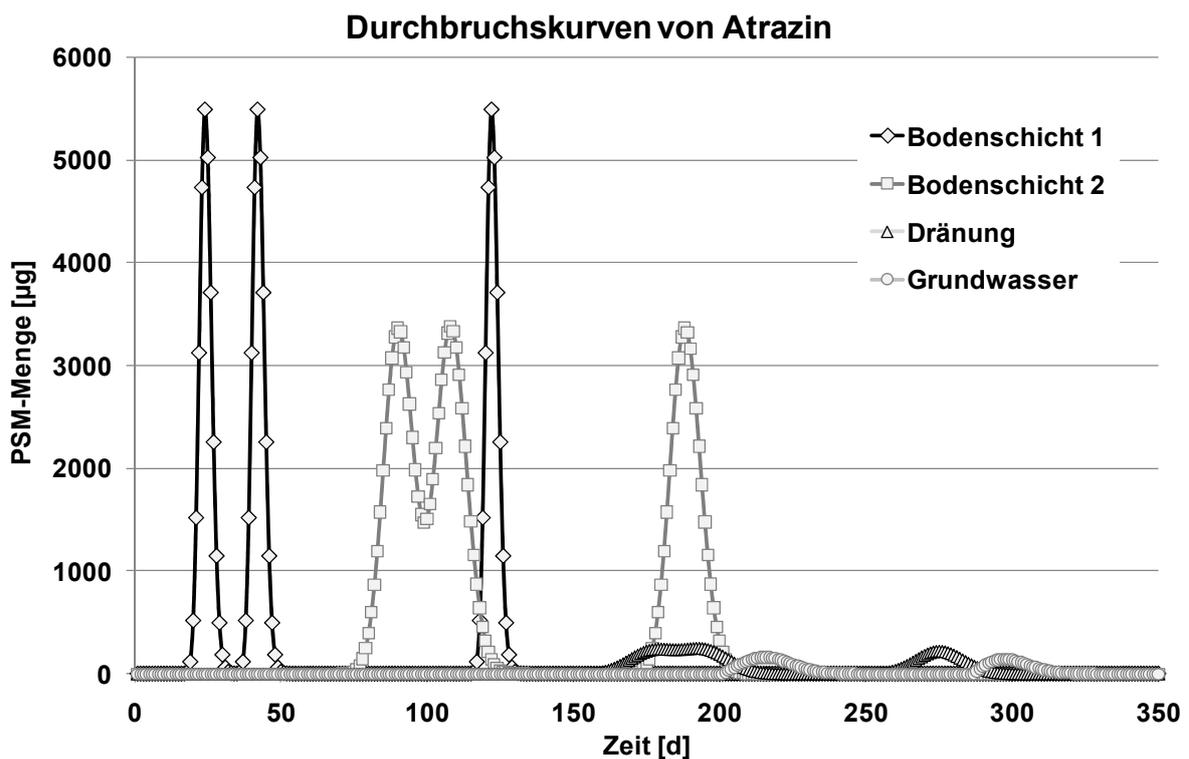


Abbildung 5.17: Durchbruchkurven von Atrazin

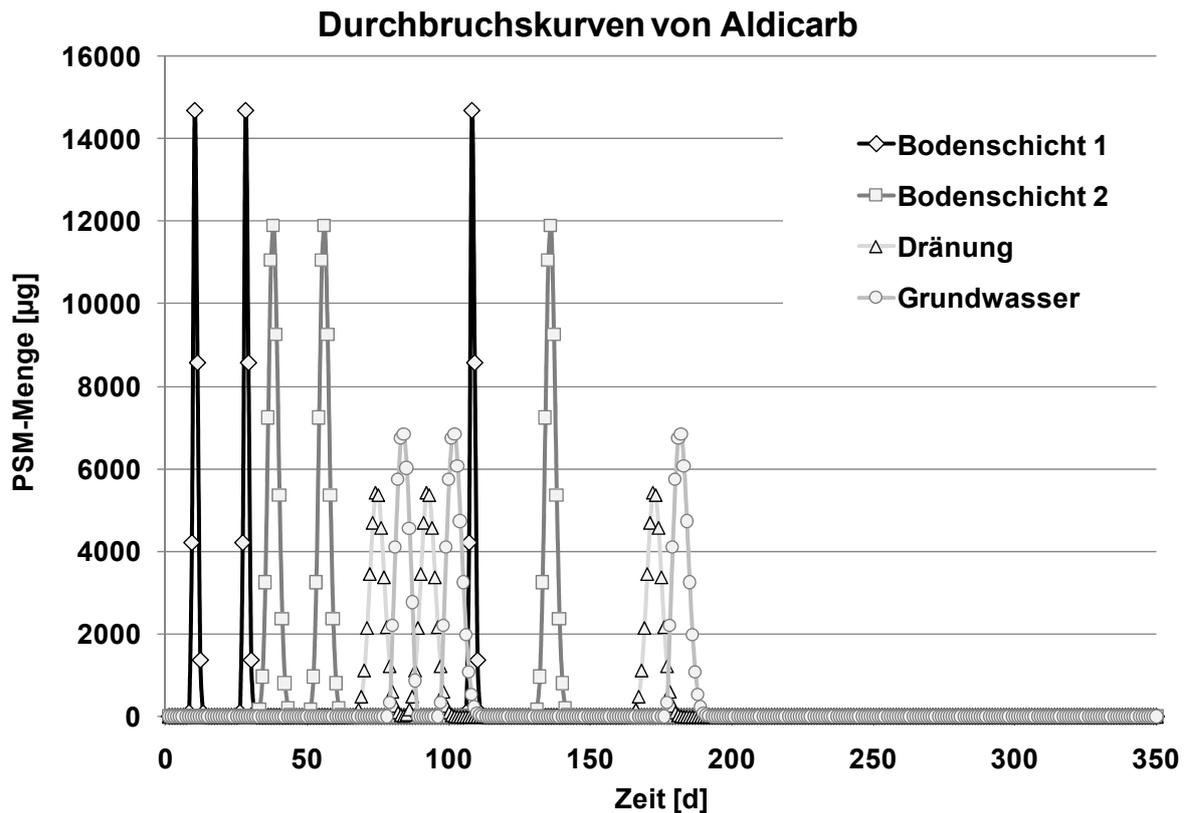


Abbildung 5.18: Durchbruchskurven von Aldicarb

Bei beiden Anwendungen (Abbildungen 5.17 und 5.18) ist gut zu erkennen, dass die Konzentrationen über die Bodentiefe durch Sorption, Dispersion, sowie biologischen und chemischen Abbau abnehmen. Sie werden sowohl im Maximum als auch in der Gesamtmasse verringert und die Perkolation wird retardiert. Bei Atrazin sind diese Einflüsse sehr viel deutlicher ausgeprägt, so dass vergleichsweise geringe Konzentrationen die Dränung und das Grundwasser erreichen. Aldicarb zeigt hingegen ein sehr viel schnelleres Perkulationsverhalten, wodurch hohe Einträge in die Dränung und das Grundwasser gelangen. Im Vergleich begründet sich der unterschiedliche Verlauf der beiden PSM mit der sehr viel höheren Löslichkeit von Aldicarb mit 6.000 mg/l zu 33 mg/l von Atrazin, sowie den geringeren K_{OC} -Wert von Aldicarb, mit 30 ml/g im Vergleich zu 147 ml/g. Atrazin wird demnach stärker sorbiert. Weiterhin ist bei Atrazin die Superposition der Kurven zu erkennen, welche durch die kurze Distanz zwischen den ersten PSM-Applikationen und den Ausweitungen der Kurven notwendig wird. Abbildung 5.18 zeigt außerdem, dass die Dränung in diesem Fall nur einen Teil des PSM-Wirkstoffs erfasst und ein größerer Anteil in das Grundwasser eingetragen wird.

Weiterhin kann im Kalibrierungsmodus des Programms der Konzentrationsverlauf zu einem bestimmten Zeitpunkt über die Bodentiefe ausgegeben werden.

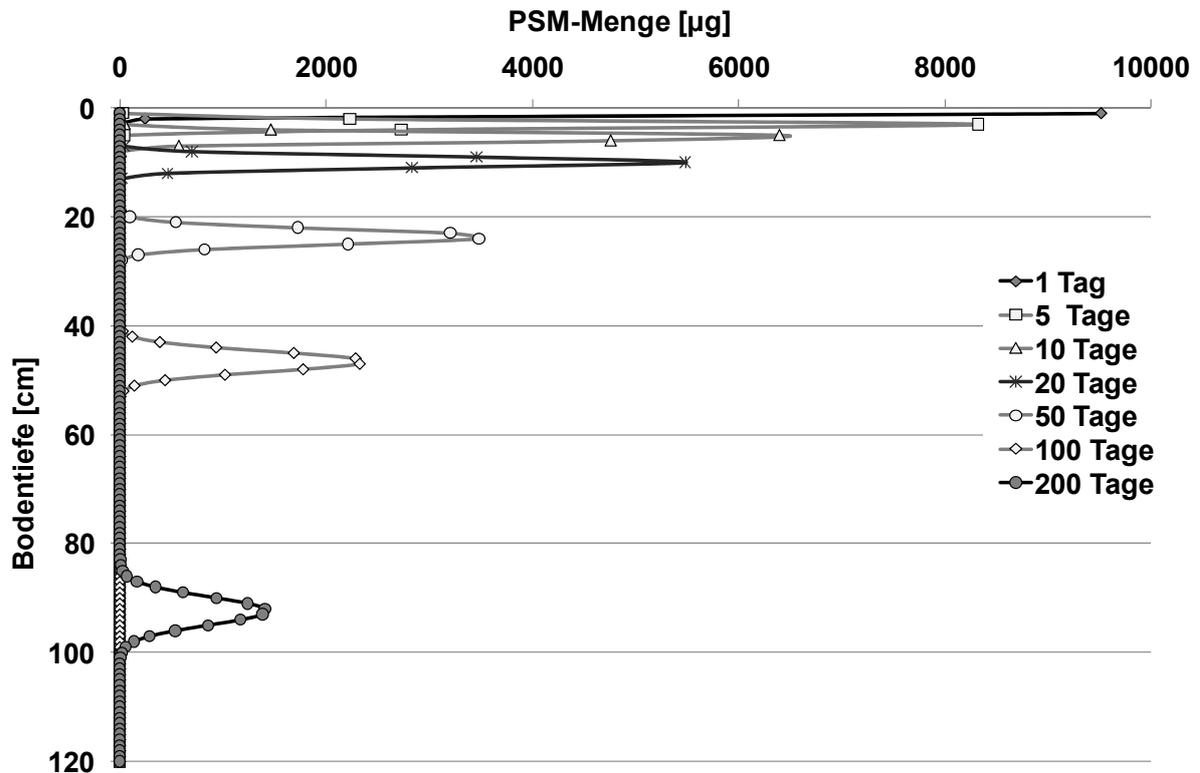


Abbildung 5.19: Konzentration von Atrazin mit zunehmender Bodentiefe

Die Darstellung in Abbildung 5.19 zeigt ein Beispiel für die Auswirkungen von Sorption, Dispersion und Abbau auf die Perkolationskurven mit zunehmender Bodentiefe. Das Maximum und die Gesamtmasse des PSM werden geringer und die Kurve wird aufgeweitet.

Die Szenarien zeigen, dass PESTRISK für die Ansätzen von Bewässerung, Infiltration, Oberflächenabfluss und Perkolation der PSM im Boden plausible Ergebnisse liefert.

Kleinmaßstäbiges Untersuchungsgebiet

Um die Stabilität der Berechnung und der Verarbeitung von räumlichen Eingangsdaten in PESTRISK zu überprüfen, wurde ein weiteres Szenarium entwickelt. Damit werden verschiedene Kombinationen von landwirtschaftlicher Nutzung und Bewässerungssystemen getestet.

Das fiktive Untersuchungsgebiet besitzt eine Größe von 9 x 18 m und grenzt im Süden an einen Fluss (Abbildung 5.20).

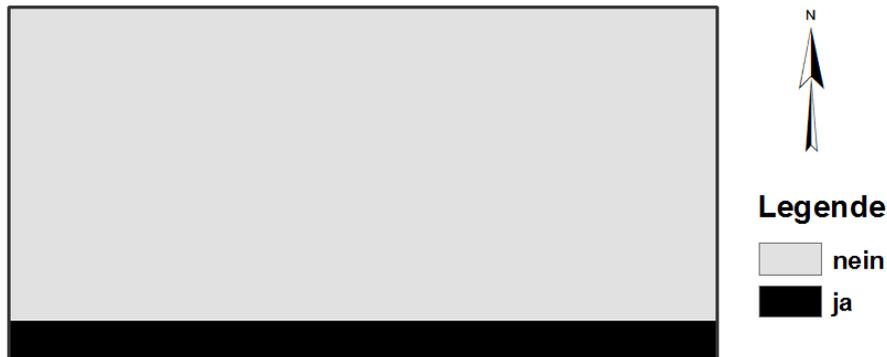


Abbildung 5.20: GIS-Rasterkarte der Nähe zu Oberflächengewässern

Der Simulationszeitraum wurde mit drei Jahren festgelegt weiterhin wurden gemessene Klimadaten aus dem Anwendungsbeispiel in Kapitel 7 angesetzt.

Als PSM wurden Atrazin und Glyphosat ausgewählt. Atrazin zeichnet sich, wie in Abbildung 5.17 gezeigt, durch ein Versickerungspotential bis in das Grundwasser aus, während Glyphosat durch hohe K_{OC} -Werte stark an der Bodenmatrix sorbiert. Beide PSM werden über die gesamte Fläche aufgebracht, bis auf ein Kontrollgebiet (Feld 10 in Abbildung 21a) mit Gebüsch, das zum Vergleich ohne PSM-Einträge verbleibt. Es werden für beide PSM-Wirkstoffe drei Applikationen zu 5 kg/ha angenommen.

Die weiteren relevanten Eingangsdaten sind in den nachfolgenden Abbildungen 5.21 und 5.22 dargestellt. Die Messwerte der Bewässerung in Abbildung 5.22a sind konstant mit 2 mm/d angesetzt. In der zweiten Bodenschicht ist über die gesamte Fläche Sand und in der dritten Bodenschicht Kies angesetzt.

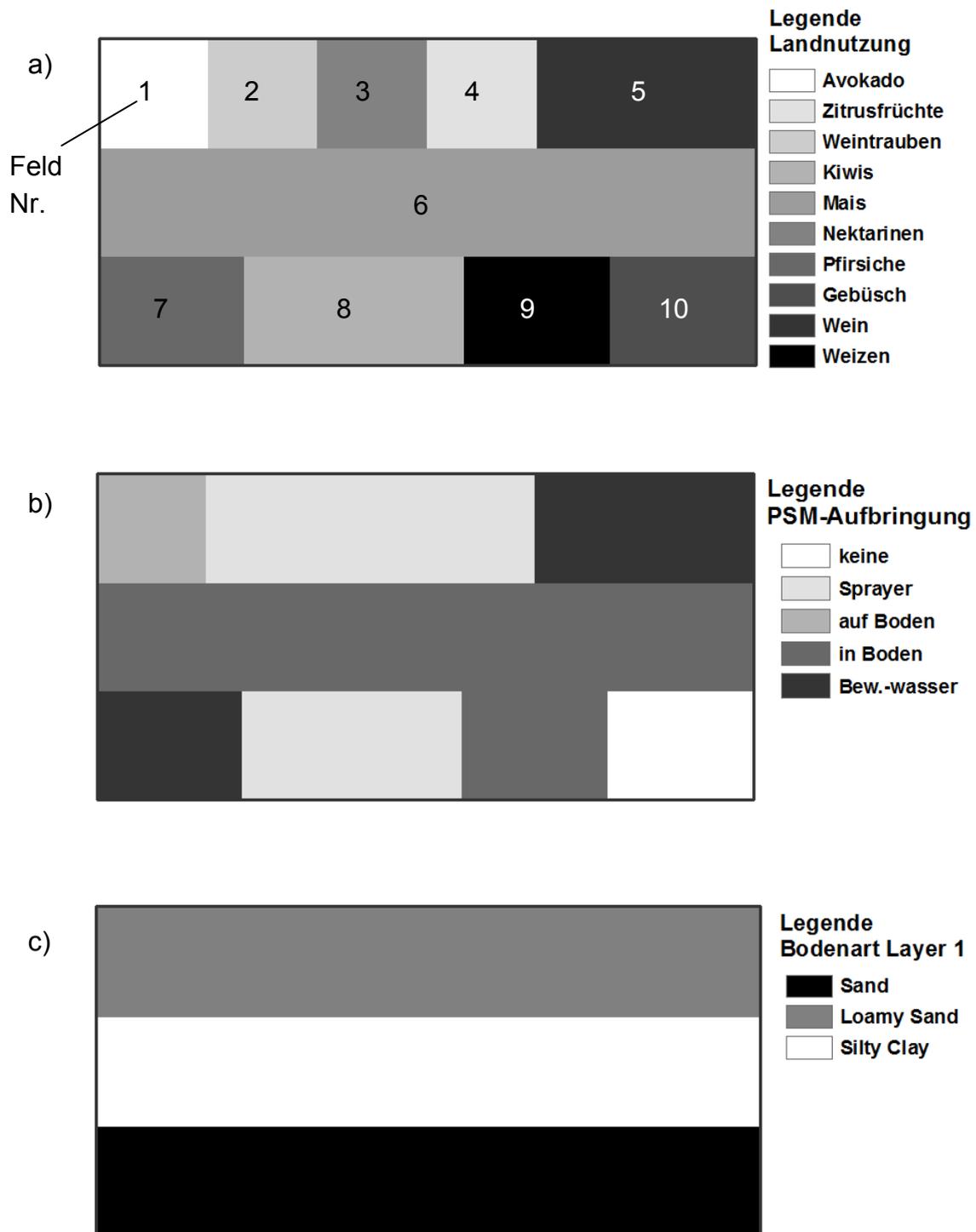


Abbildung 5.21: GIS-Rasterkarten der Eingangswerte: Landnutzung, PSM, Boden

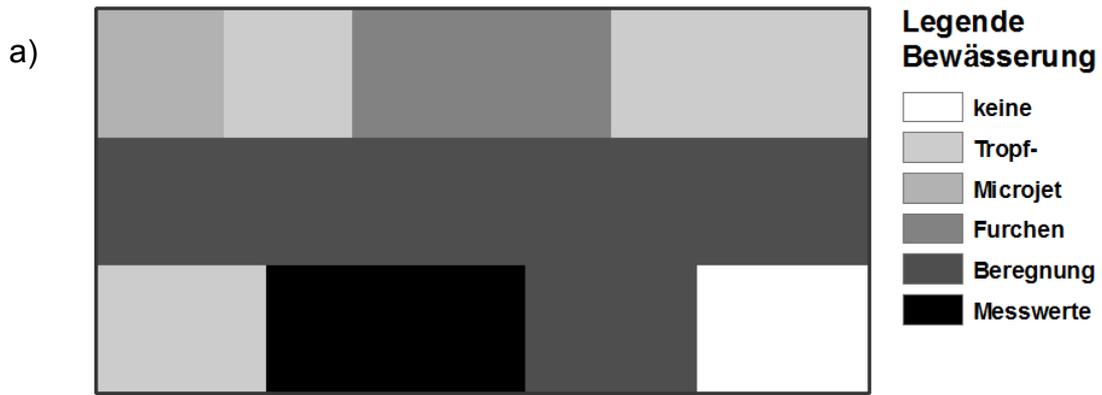


Abbildung 5.22: GIS-Rasterkarten der Eingangswerte: Bewässerung, Dränung

Simulationsergebnisse für Atrazin

Die Ergebnisse für diese Untersuchung zeigen die Summen der im gesamten Simulationszeitraum von drei Jahren berechneten Durchbruchkurven pro GIS-Rasterzelle. Die Zellengröße beträgt in diesem Beispiel 1 x 1 m.



Abbildung 5.23: Atrazin-Mengen am Ende der ersten Bodenschicht

Im Vergleich der Abbildungen 5.23 und 5.24 ist die Abnahme der Atrazin-Mengen vom Ende der ersten Bodenschicht mit 20 cm Dicke zum Ende der zweiten Bodenschicht mit 50 cm Dicke ersichtlich.

Die größten PSM-Mengen erreichen das Ende der ersten Bodenschicht des Sandbodens im südlichen Streifen des Untersuchungsgebiets.

Im Feld 7 (vgl. Abbildung 5.21 a) wird das PSM gelöst im Wasser der Tropfenbewässerung aufgebracht. Trotz der geringen Wassergaben dringen die PSM somit schnell in den Boden ein.

Im Feld 8 werden täglich 2 mm Bewässerung aufgebracht, also recht große Wassergaben. Da die PSM in diesem Feld mit einem Sprühgerät aufgebracht werden, kommt es am südlichen Rand zu Abdrift in den angrenzenden Fluss.



Abbildung 5.24: Atrazin-Mengen am Ende der zweiten Bodenschicht

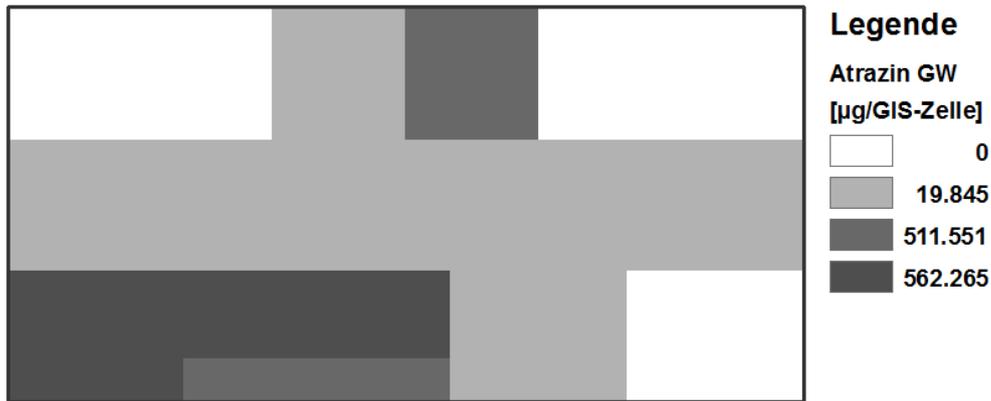


Abbildung 5.25: Atrazin-Einträge in das Grundwasser

Der Flurabstand des Grundwassers ist mit 100 cm angesetzt. In den Feldern 7 und 8 gelangen die höchsten Atrazin-Einträge in das Grundwasser (Abbildung 5.25), demnach reichen die verbleibenden 30 cm Fließstrecke vom Ende der zweiten Bodenschicht bis in das Grundwasser nicht aus, um den PSM-Wirkstoff abzubauen oder zu sorbieren. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass das Wasser den Kies der dritten Bodenschicht schnell durchfließt. Durch die schlechte Bewässerungseffizienz der Furchenbewässerung in den Feldern 3 und 4 sowie der Beregnung in den Feldern 6 und 9 sind auch in diesen Bereichen Einträge in das Grundwasser zu beobachten. Dabei weisen die Nektarinen in Feld 3 einen deutlich niedrigeren Pflanzenwasserbedarf auf als die Zitrusfrüchte in Feld 4, wodurch in Feld 4 mehr Wasser und darin gelöst PSM für die Transpiration der Pflanzen aus dem Boden entzogen wird.



Abbildung 5.26: Maximale Atrazin-Konzentrationseinträge in das Grundwasser

In Abbildung 5.26 wird außerdem der unterschiedliche Pflanzenwasserbedarf zwischen Mais im Feld 6 und Weizen in Feld 9 erkennbar, wobei beide beregnet werden.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass der Sandboden im südlichen Streifen im Vergleich zu den anderen Bodenarten in der ersten Bodenschicht starke Auswirkungen auf die Grundwassereinträge von Atrazin zeigt.

Weiterhin wird ersichtlich, dass die Wassergaben bei der Beregnung und der Furchenbewässerung, vor allem bei geringen Transpirationswerten der Pflanzen, einen negativen Einfluss auf die Einträge besitzen. Diese Ergebnisse sind plausibel.

Des Weiteren hat PESTRISK die maximalen Konzentrationseinträge des zweiten Metaboliten von Atrazin, Desethylatrazin, in das Grundwasser berechnet (Abbildung 5.27). Es ist zu erkennen, dass sich größere Eintragsmengen ergeben als bei dem Ausgangsstoff Atrazin. Dieses Ergebnis ist plausibel, da wie in Kapitel 2 in Tabelle 2.2 zu erkennen ist, in Deutschland Desethylatrazin der am häufigsten im Grundwasser erfasste Stoff ist und immer wieder Grenzwertüberschreitungen beobachtet werden können. Für den ersten Metaboliten hat das Modell keine Einträge in das Grundwasser ermittelt.



Abbildung 5.27: Maximale Desethylatrazin-Konzentrationseinträge in das Grundwasser (Metabolit 2)

In Abbildung 5.28 sind die Atrazin-Einträge in das Oberflächenwasser dargestellt. Es ist zu erkennen, dass es im nördlichen Streifen des Untersuchungsgebietes zu Einträgen in die Entwässerung kommt und somit ein Risiko für die Oberflächengewässer entsteht. Am südlichen Rand des Feldes 8 ist der Eintrag durch die Abdrift ersichtlich. Auch diese Ergebnisse sind plausibel.



Abbildung 5.28: Atrazin-Einträge in Oberflächengewässer

Simulationsergebnisse für Glyphosat

Bei der Simulation des zweiten PSM-Wirkstoffs, Glyphosat, zeigt sich, dass der Stoff stark an die Bodenpartikel adsorbiert und somit deutlich geringere PSM-Mengen als bei Atrazin das Ende der ersten Bodenschicht erreichen (Abbildung 5.29). Durch die gute Löslichkeit des PSM gelangen in den Bereichen mit Beregnung, in den Feldern 6 und 9, noch recht hohe Mengen in die zweite Bodenschicht. Dort werden allerdings auch diese sorbiert, so dass am Ende der zweiten Bodenschicht keine Glyphosat-Mengen ermittelt werden. Diese Ergebnisse spiegeln das Verhalten von Glyphosat in der Natur wieder. Dieser Wirkstoff wird nicht im Grundwassermonitoring erfasst, sondern wegen seiner hohen Löslichkeit häufig in Oberflächengewässern. Ein Beispiel dafür zeigen die Einträge in das Oberflächenwasser durch Abdrift in Abbildung 5.30.



Abbildung 5.29: Glyphosat-Mengen am Ende der ersten Bodenschicht



Abbildung 5.30: Glyphosat-Einträge in Oberflächengewässer

Die Ergebnisse für Glyphosat können ebenfalls als plausibel beurteilt werden.

Insgesamt hat die Plausibilitätsanalyse in diesem Kapitel gezeigt, dass PESTRISK nachvollziehbare und realitätsnah erscheinende Ergebnisse für sehr unterschiedliche Eingangsdaten simuliert. Im folgenden Kapitel 6 wird untersucht, ob das Modell gemessene PSM-Daten nachbilden kann.

6. Eignungsprüfungen anhand von Messdaten

Wie in Kapitel 5 auf den Begriff "Verifizierung" verzichtet wurde, wird in dieser Arbeit ebenfalls bewusst auf den Begriff "Validierung" verzichtet, da PESTRISK in diesem Kapitel zum ersten Mal mit Messdaten verglichen wird und vor allem, da PESTRISK keine genauen Ergebnisse berechnet, sondern mit empirischen Ansätzen und limitiertem Datenmaterial Abschätzungen vornimmt. Trotzdem wird in diesem Kapitel die Eignung von PESTRISK überprüft, gemessene PSM-Daten in einem ausreichenden Maß an Genauigkeit nachzubilden.

Für zwei Anwendungsbeispiele der PSM-Wirkstoffe Bentazon und Ethoprophos wurden die von Boesten & van der Pas (2000) veröffentlichten Daten eines Untersuchungsgebietes in Vredepeel in den Niederlanden genutzt.

Die Niederschlagsdaten sind in der Veröffentlichung nur graphisch dargestellt, daher wurden Messwerte eines dem Versuchsfeld sehr nahegelegenen Flughafens verwendet (Abbildung 6.1). Die Kesselverdunstung wurde auf Grundlage der Temperaturen, Niederschläge und einer Graphik in der Veröffentlichung abgeschätzt.

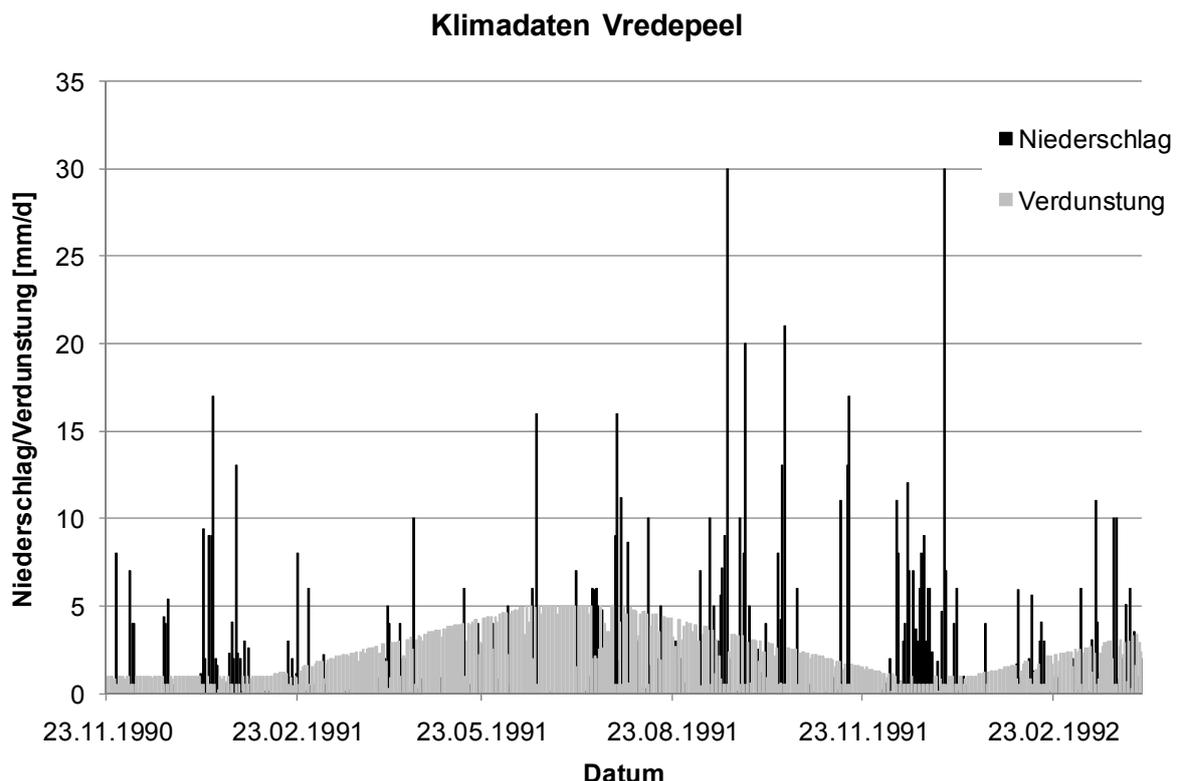


Abbildung 6.1: Klimadaten des Untersuchungsgebietes Vredepeel

Weiterhin wurden aus Graphiken mit Laborwerten die Halbwertszeit für Bentazon mit etwa 220 Tagen und für Ethoprophos mit etwa 80 Tagen abgeschätzt. Neben gemessenen Daten der PSM-Wirkstoffe zeigt Tabelle 6.1 einen Überblick der veröffentlichten Bodendaten.

Tabelle 6.1: Verwendete Bodendaten (Boesten & van der Pas, 2000)

Parameter	Bodenschicht		
	0 – 25 cm	25 – 100 cm	100 – 200 cm
Anteil Sand [%]	91	96	88
Anteil Schluff [%]	6	2	9
Anteil Ton [%]	3	2	3
Org. Material [%]	4,9	-	-
Org. C [%]	2,29	0,11	0,12
K _S [cm/d]	0,07	1,0	2,0

Am 22.11.1990 wurden 0,8 kg/ha Bentazon und 30,35 kg/ha Ethoprophos aufgebracht und nach jeweils 103, 278 und 474 Tagen die Konzentrationen im Bodenwasser gemessen. Nach 474 Tagen wurde kein Bentazon mehr erfasst, für Ethoprophos wurden ebenfalls nur sehr geringe Konzentrationen ermittelt. Die Messdaten von Bentazon nach 103 und 278 Tagen sind zusammen mit den Simulationsergebnissen von PESTRISK in Abbildung 6.2 dargestellt.

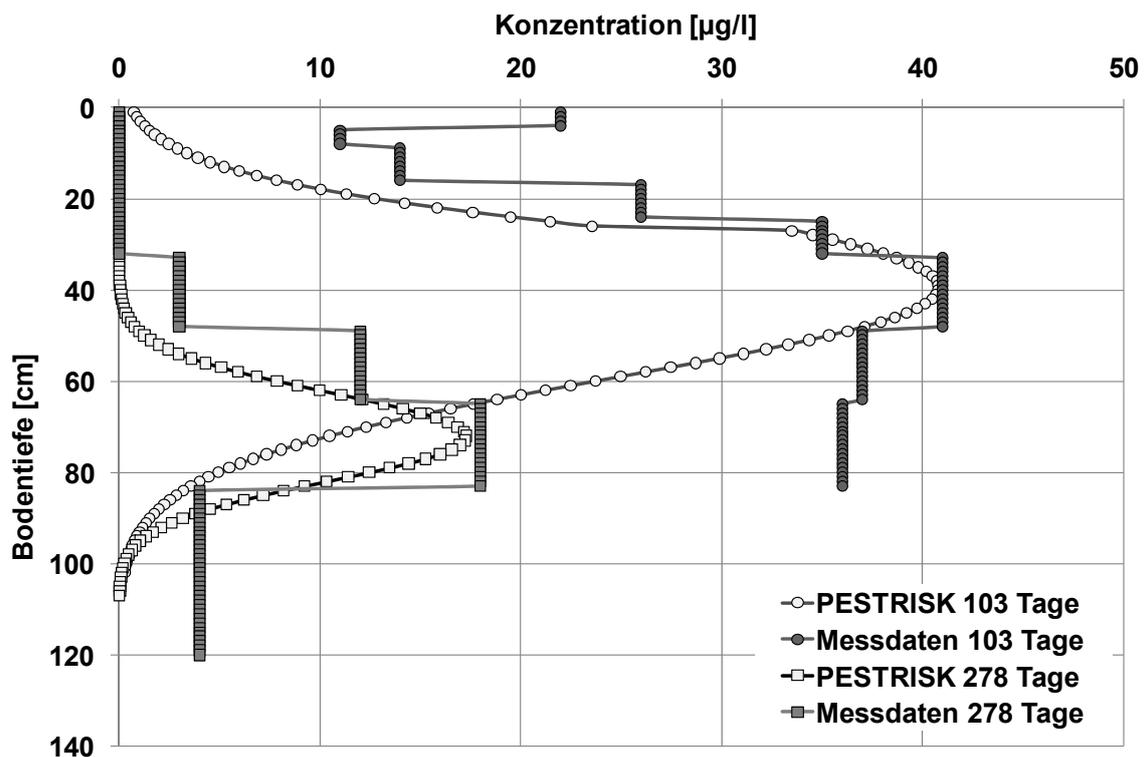


Abbildung 6.2: Bentazon – PESTRISK Simulationen im Vergleich zu Messdaten

Bentazon verhält sich ähnlich wie Atrazin, d.h. es besitzt ein recht hohes Perkolationspotential. Mit den Messdaten aus der Veröffentlichung und zusätzlich sinnvoll abgeschätzten Parametern hat PESTRISK für 103 Tage auf Anrieb sinnvolle Resultate gezeigt. Der einzige Wert, der kalibriert wurde, ist der Dispersionskoeffizient, der ohnehin schwer abschätzbar ist. Die Ergebnisse zeigen, dass das Maximum sehr gut getroffen wird.

Der gesamte Kurvenverlauf über die Tiefe zeigt im Vergleich zu den Messdaten eine gute Annäherung. Der Sprung bei 25 cm Tiefe entsteht durch den Wechsel der Bodenschichten.

Für das Simulationsergebnis nach 278 Tagen war die Kalibrierung etwas aufwendiger, da die vorgegebenen Eingangsdaten der zweiten Bodenschicht große Unterschiede aufweisen, obwohl die beiden obersten Bodenschichten aus Sand bestehen. Dasselbe Problem zeigt auch eine Veröffentlichung von Tiktak (2000), in der für Simulationen der gleichen Messdaten mit verschiedenen Modellen die sehr unterschiedlichen Eingangsdaten aus Tabelle 6.2 für die zweite Bodenschicht angesetzt wurden.

Tabelle 6.2: Eingangsdaten für die Simulation von Bentazon in Vredepeel (Tiktak, 2000)

Overview of major model inputs for bentazone showing the lowest and highest parameter values selected per model						
Model	Dose (kg)	DT ₅₀ (days) ^a		K _F (l kg ⁻¹) ^b		n (-) ^c
		0 cm	50 cm	0 cm	50 cm	
VARLEACH	0.73–0.80	37–78	56–2310	0.11–0.13	0.01–0.13	1.0–1.0
GLEAMS	0.73–0.80	20–50	20–100	0.10–0.10	0.10–0.10	1.0–1.0
PRZM-2	0.73–0.80	57–77	82–347	0.10–0.11	0.01–0.04	1.0–1.0
PELMO	0.80–0.80	50–71	100–500	0.09–0.11	0.01–0.03	0.92–1.0
LEACHM	0.80–0.80	37–50	56–100	0.09–0.13	0.04–0.13	1.0–1.0
PESTLA	0.63	88	10 ⁶	0.11	0.02	0.82
PESTRAS	0.73	81	13 000	0.13	0.01	0.87
MACRO	0.63–0.80	36–86	200–1630	0.11–0.11	0.02–0.02	1.0–1.0
WAVE	0.63	20	10 ⁶	0.10	0.004	1.0

^a Degradation half-life of bentazone at 10°C and field-capacity.
^b Freundlich coefficient.
^c Freundlich exponent.

In Kapitel 2.5 sind die Ergebnisse dieser Simulationen der Modelle PESTLA (Abbildung 2.3), MACRO (Abbildung 2.5), PRZM-2 (Abbildung 2.6) und PELMO (Abbildung 2.7) zu finden. Im Vergleich zu den häufig verwendeten Modellen zeigt PESTRISK sehr gute Ergebnisse, die, durch die geringe Anzahl an Eingangsparametern, mit wenig Kalibrierungsaufwand erzielt werden konnten. Für eine Abschätzung des Risikos einer Kontamination der Wasserressourcen ist dieses Ergebnis mehr als zufriedenstellend und auch in der Genauigkeit der Ergebnisse übertrifft es die Erwartungen.

In der folgenden Abbildung 6.3 werden die Simulationsergebnisse von PESTRISK mit den Messwerten des Wirkstoffs Ethoprophos nach jeweils 103, 278 und 474 Tagen verglichen. Aufgrund der unterschiedlichen Dimensionen der Konzentrationen und der geringeren Eindringtiefe des Stoffes werden andere Skalenbereiche als in Abbildung 6.2 verwendet.

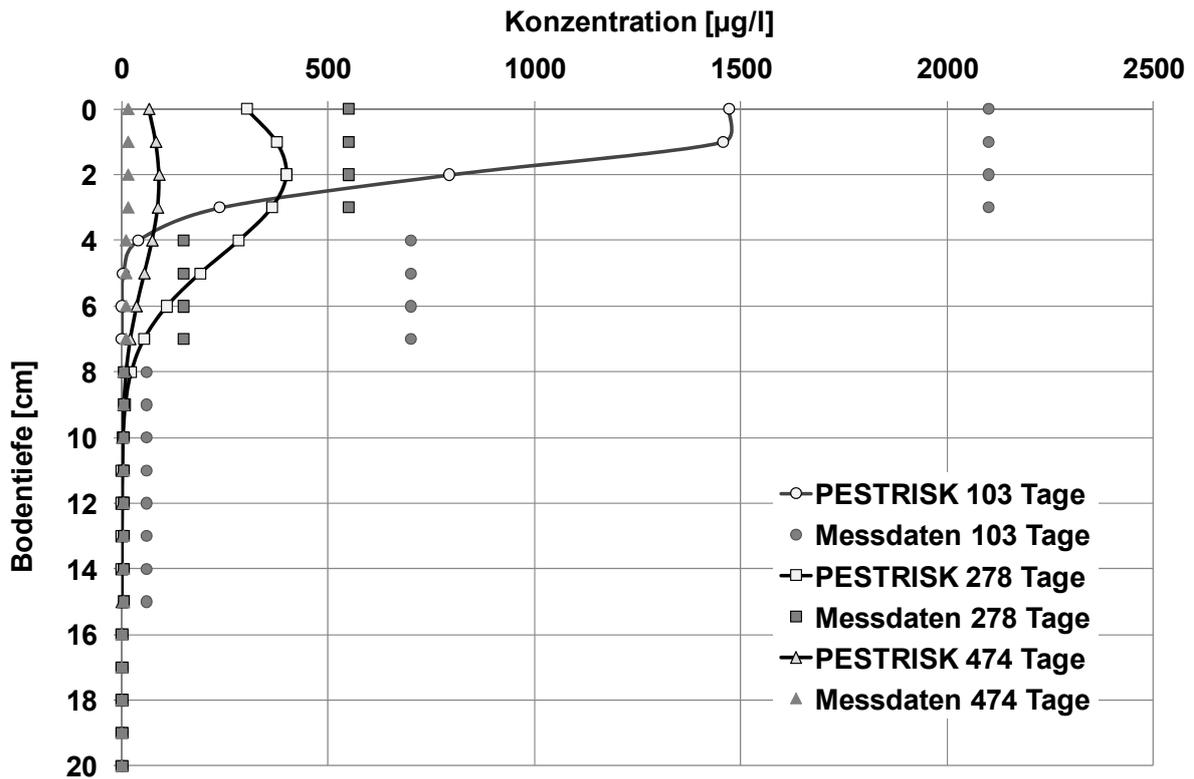


Abbildung 6.3: Ethoprophos - PESTRISK Simulationen im Vergleich zu Messdaten

Ethoprophos zeigt ein ähnliches Verhalten wie Glyphosat. Das PSM dringt aufgrund der hohen Sorptionsrate nur wenige Zentimeter in den Boden ein und wird dort abgebaut. Bei diesem Wirkstoff hat die Kalibrierung geringere Auswirkungen gezeigt. PESTRISK zeigt bei der Simulation dieses Stoffes zwar Unterschätzungen nach 103 und 278 Tagen, jedoch nach 474 Tagen eine leichte Überschätzung. Die Messdaten liegen zu diesem Zeitpunkt bereits nur noch bei 0,9 µg/l. Diese Ergebnisse können durch die Unterschiede der Abbauraten zwischen Labor- und Felddaten erklärt werden. Insgesamt ist zu erkennen, dass PESTRISK das Verhalten des Wirkstoffes gut einschätzt und eine Gefährdung des Grundwassers mit einem Flurabstand größer als 20 cm ausgeschlossen werden kann. Daher sind auch diese Ergebnisse zufriedenstellend.

Es wurde versucht, weitere veröffentlichte Messdaten für Simulationen zu finden, allerdings stellte sich die Suche nach geeigneten Daten als äußerst schwierig heraus. Die meisten Daten sind entweder nur sehr unvollständig veröffentlicht oder für sehr spezielle Fälle erhoben worden, z.B. für Böden mit starker Rissbildung, die PESTRISK nicht ohne weitere Änderungen im Programm Quelltext nachbilden kann.

Für den Rahmen dieser Arbeit sind die Ergebnisse dieses Kapitels zufriedenstellend und werden als ausreichend angesehen, um die Eignung des Modells für eine Risikoabschätzung zu bestätigen.

7. Anwendungsbeispiel

Für die Anwendung von PESTRISK wird folgendes Vorgehen genutzt:

1. Auswahl eines Untersuchungsgebietes
2. Analyse der vorhandenen Daten und zusätzlichen Informationen
3. Aufbereitung der Eingangsdaten, z.T. mit GIS
4. Durchführung der Simulationen
5. Ausgabe und Analyse der Ergebnisse als Risikokarten in GIS
6. Kalibrierung von Stellen mit hohem Risikopotential

7.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die erste vollständige Anwendung von PESTRISK wird für ein Untersuchungsgebiet in Zentral-Chile, ca. 100 km südlich von der Hauptstadt Santiago de Chile, vorgenommen. Es liegt in einem Tal der Küstenkordillere und ist nordöstlich und südwestlich durch steil ansteigende Hügel begrenzt. Am Eingang des Tals mündet ein Fluss in einen zweiten größeren Fluss, welcher wiederum am Ende des Tals in einen Stausee mündet. Durch die geogenen Gegebenheiten kann das Teileinzugsgebiet sehr gut abgegrenzt werden. Auf einer Fläche von etwa 13.000 ha wird intensive Landwirtschaft betrieben. Das Tal ist mit einem umfangreichen Bewässerungsnetz durchzogen.

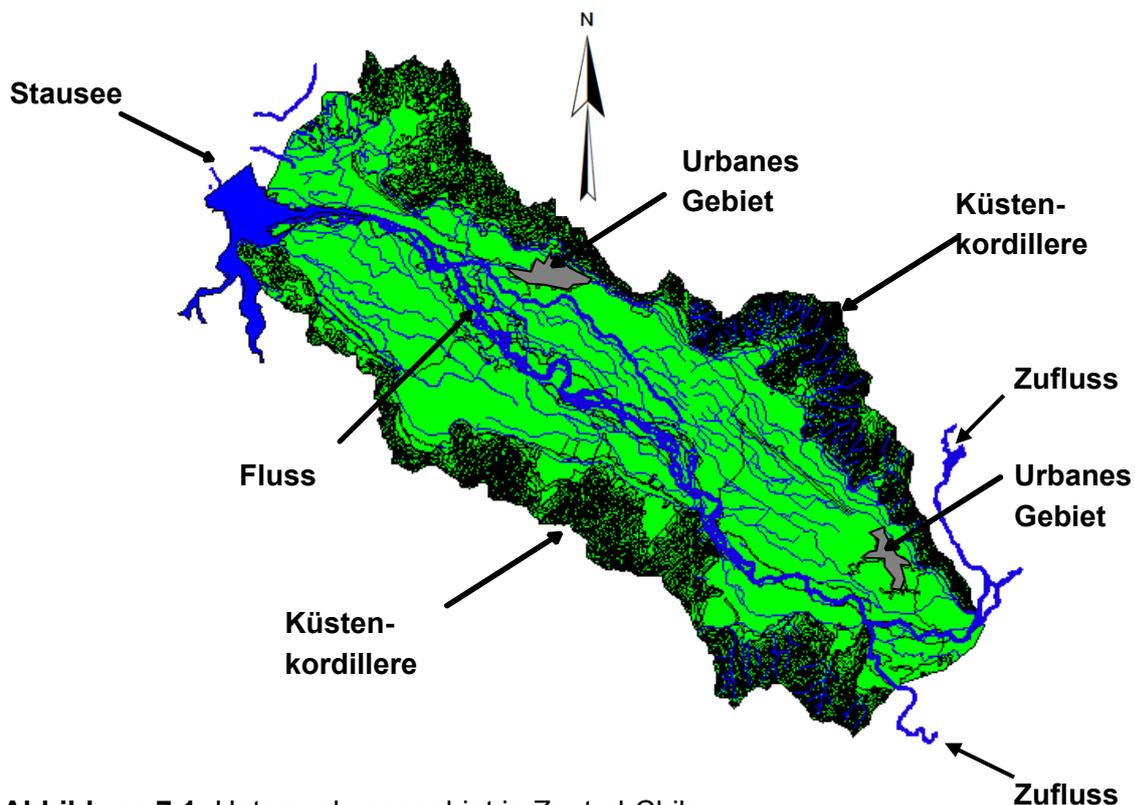


Abbildung 7.1: Untersuchungsgebiet in Zentral-Chile

Das Untersuchungsgebiet liegt in einem semi-ariden Winterregengebiet auf der Südhalbkugel und zeichnet sich durch etwa sieben Trockenmonate von Oktober bis April und durch sommerliche Höchsttemperaturen über 30°C aus. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt ca. 650 mm/a, wobei es in der Regenzeit (Mai - August) zu sehr intensiven Niederschlagsereignissen bis hin zu Starkregen kommt. Das Gebiet wird von dem Klimaphänomen El Niño / La Niña beeinflusst, d.h. es kommt zu sehr niederschlagsreichen bzw. zu sehr niederschlagsarmen Jahren. Der Stausee bewirkt im Tal ein Mikroklima, durch das nachts starker Nebel entsteht, der in den Morgenstunden über die Hügelkette aufsteigt.

Durch die gegebenen Klimabedingungen ist in den Sommermonaten eine Bewässerung der landwirtschaftlichen Flächen notwendig. Die Bewässerungssaison beginnt etwa im Oktober und endet mit dem Einsetzen der Regenzeit, in der Regel Anfang Mai. Das Bewässerungswasser wird aus einem umfangreichen Kanalsystem, das mit Flusswasser gespeist wird, oder aus dem Grundwasser entnommen. Da das Oberflächenwasser große Mengen sehr feines Sediment mit sich führt, muss es für die Anwendung von Druckbewässerung gefiltert werden.

Die oberste dünne Bodenschicht besteht meist aus sandigem Lehm, darunter folgt eine Schicht aus fast reinem Sand und nach wenigen Metern beginnt eine Kies-schicht, in der sich der Grundwasserleiter befindet.

Die folgende Graphik zeigt Klima-Messwerte aus den Jahren 2002 bis 2006, die für diese Anwendung von PESTRISK genutzt werden.

Tägliche Niederschlags- und Evaporationsmesswerte von 2002 bis 2006

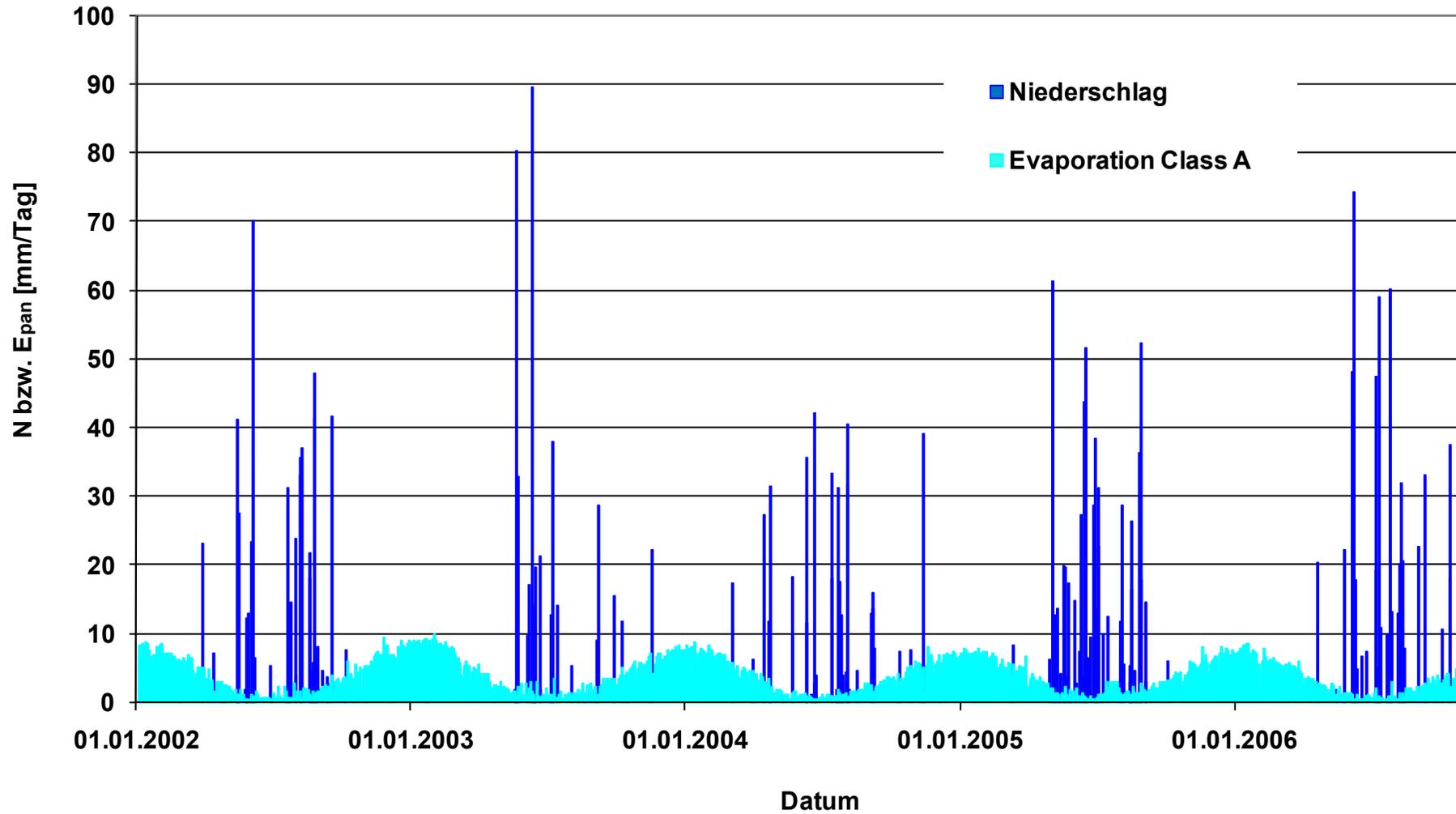


Abbildung 7.2: Messwerte des Niederschlags und der Verdunstung (Aufstellung: Class A, FAO 1998a) im Untersuchungsgebiet

7.2 Szenarien

Für dieses Kapitel wurden verschiedene Szenarien entwickelt, die die Hauptanwendungsmöglichkeiten von PESTRISK zeigen sollen. Dafür wurden für die PSM-Applikationen Annahmen getroffen, die eine große Bandbreite aufweisen.

Da aus dem Untersuchungsgebiet keine Daten über PSM vorhanden sind, werden die Anwendungen für das erste Szenarium möglichst realitätsnah abgeschätzt. Die dazugehörigen GIS-Karten sind im nachfolgenden Abschnitt dargestellt. Dieses Szenarium soll dazu dienen, die Gefährdung der Wasserressourcen durch die aktuell vermuteten Anwendungen von PSM zu zeigen.

Ein weiteres Szenarium wurde entwickelt, um für das potentiell gefährliche PSM Atrazin sowohl die Flächen des Untersuchungsgebietes mit dem größten Gefahrenpotential zu erfassen, als auch die Flächen, auf denen die Anwendung nur ein sehr geringes Risiko für die Wasserressourcen darstellen. Dazu wurde auf der gesamten Fläche des Untersuchungsgebietes Atrazin mit seiner üblichen Aufbringungsmenge und -art angesetzt.

7.3 Datenaufbereitung

Die Eingangsdaten für die Modellierung mit PESTRISK wurden auf der Basis von chilenischen Forschungsprojekten sowie eigenen Feldstudien im Untersuchungsgebiet aufbereitet. Neben den in Abbildung 7.2 dargestellten Messreihen für Niederschlag und Verdunstung wurden die in den folgenden Abbildungen 7.3 bis 7.12 beschriebenen ArcGIS®-Karten aufbereitet.

Die Karten der Eingangsdaten wurden auf Grundlage einer chilenischen GIS-Karte der Landnutzung entworfen. Um die Landnutzung für einzelne Felder erfassen zu können, wurde diese Karte zunächst mit Hilfe von Google Earth® überarbeitet und verfeinert (Abbildung 7.3). Die weiteren GIS-Karten für unbekannte Parameter wurden auf der Grundlage von empirischen Ansätzen und Beobachtungen während eigener Feldstudien im Untersuchungsgebiet sowie von chilenischen staatlichen Quellen angefertigt. Für die Aufbereitung der GIS-Karten ist eine gute Kenntnis des Untersuchungsgebietes oder zumindest ein enger Kontakt zu Fachkräften vor Ort erforderlich, um die Eingangsparameter realitätsnah abzuschätzen.

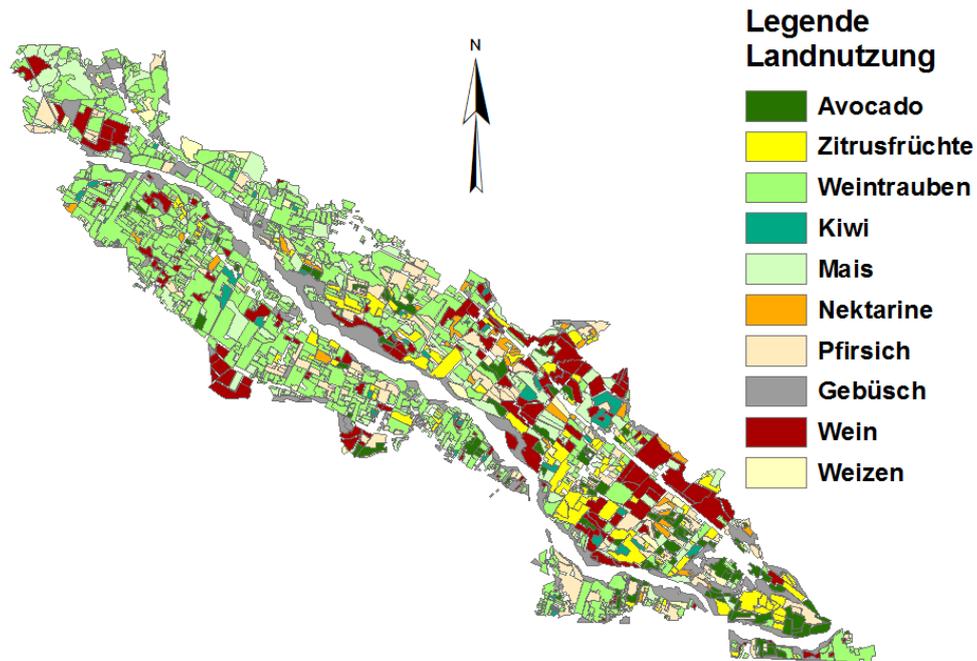


Abbildung 7.3: GIS-Karte der Landnutzung

Die Bewässerungsverfahren (Abbildung 7.4) wurden entsprechend den Beobachtungen und ortsüblichen Verfahren sowie den Landnutzungsarten (Abbildung 7.3) angesetzt. Die Bewässerungseffizienzen (Abbildung 7.5) wurden entsprechend dem vor Ort üblichen Bewässerungsmanagement angenommen.

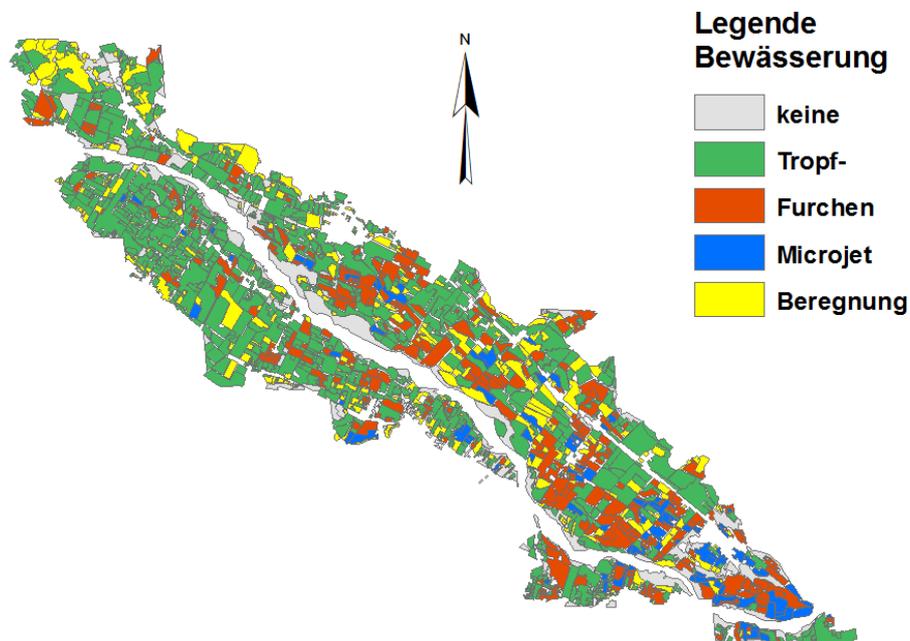


Abbildung 7.4: GIS-Karte der Bewässerungsverfahren

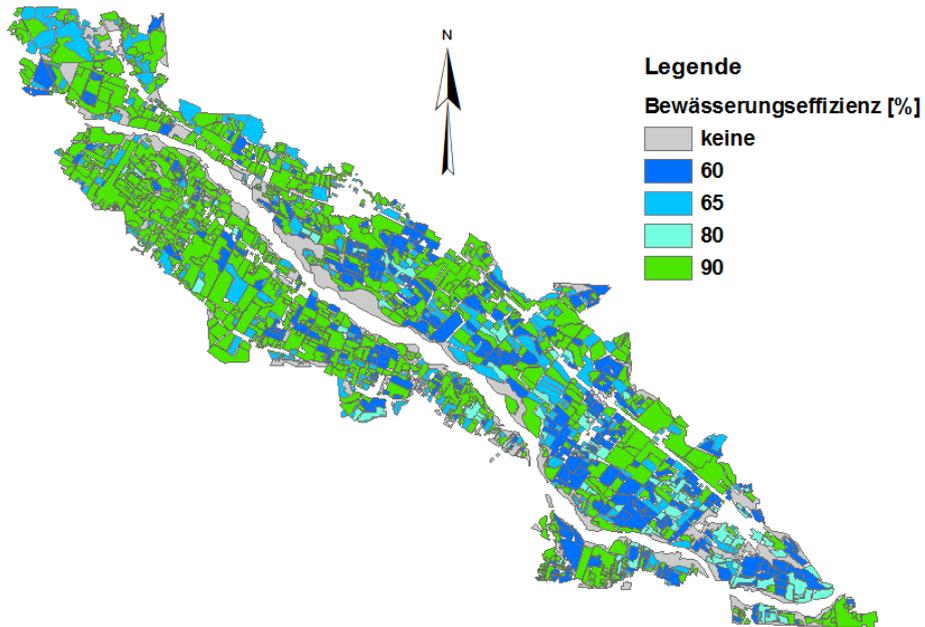


Abbildung 7.5: GIS-Karte der Bewässerungseffizienzen

Die Auswahl der PSM (Abbildung 7.6) wurden entsprechend der Landnutzungsarten und auf der Grundlage der chilenischen Zulassungsliste für PSM (www.sag.cl, Stand Mai 2011) vorgenommen. In der Zulassungsliste ist vermerkt, welche PSM für welche ausgewählten Landnutzungsarten verwendet werden dürfen. Die Aufbringungsmengen, -arten (Abbildung 7.7) und –zeitpunkte wurden aus den Anwendungsempfehlungen der PSM-Hersteller entnommen. Mit PESTRISK werden die Wirkstoffe der PSM simuliert, daher muss der Anteil der aktiven Substanz im PSM in die GIS-Karten eingetragen werden. In diesem Beispiel werden in den ersten drei Jahren des insgesamt zehn Jahre langen Simulationszeitraums pro Jahr je eine PSM-Applikation vorgenommen. Die restlichen Jahre verbleiben ohne Applikation.

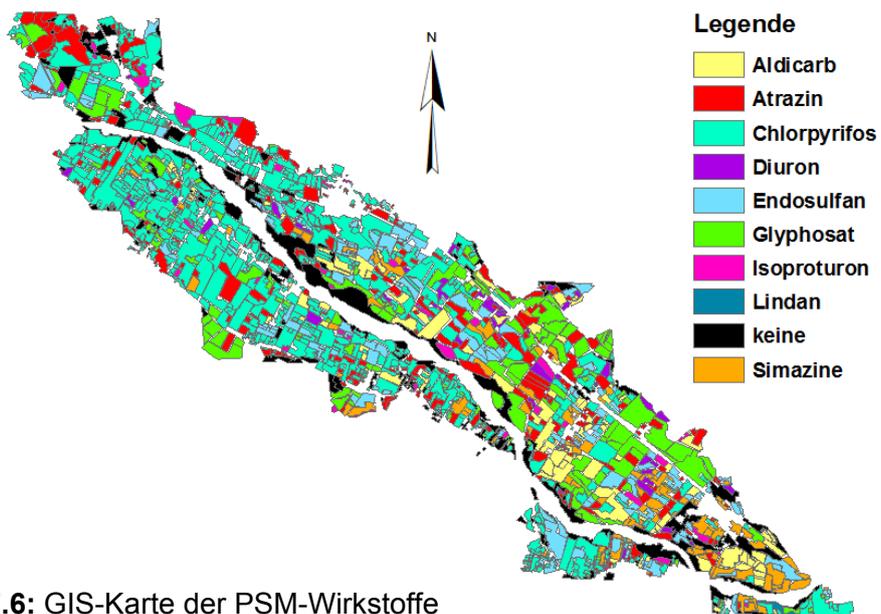


Abbildung 7.6: GIS-Karte der PSM-Wirkstoffe

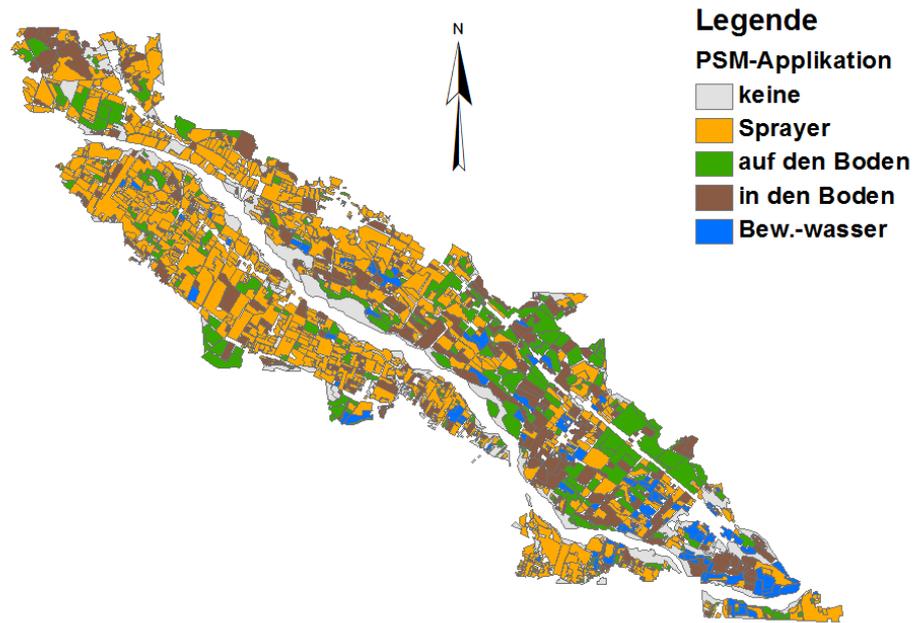


Abbildung 7.7: GIS-Karte der Aufbringungsarten der PSM

Weiterhin wurden die Oberflächenverluste durch Interzeption und Mulden (Abbildung 7.8) ebenfalls über die Landnutzungsarten abgeschätzt, um den unterschiedlichen Bewuchs zu berücksichtigen. Die Nähe zu den Oberflächengewässern (Abbildung 7.9) wurde anhand von chilenischen GIS-Karten der Flüsse und Kanäle ermittelt, indem Grenzstreifen entlang den Oberflächengewässern eingetragen wurden.

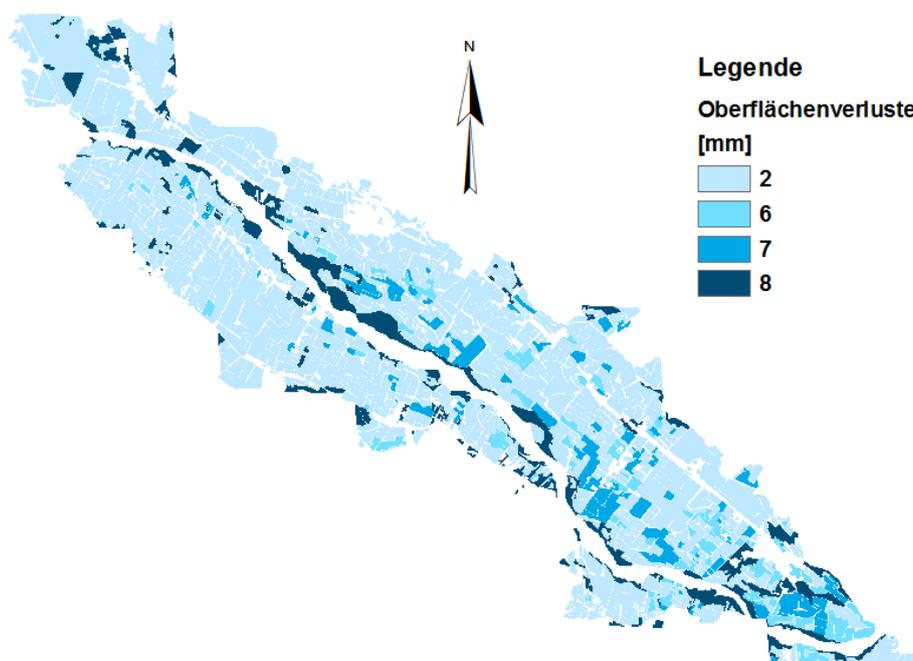


Abbildung 7.8: GIS-Karte der Oberflächenverluste

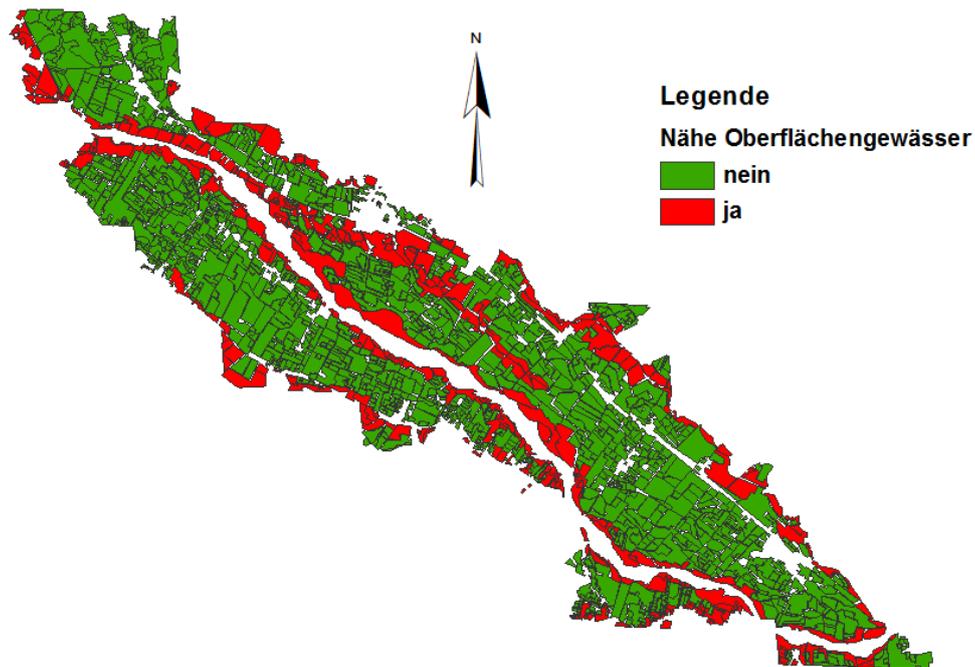


Abbildung 7.9: GIS-Karte der Nähe zu Oberflächengewässern

Die Flurabstände des Grundwassers (Abbildung 7.10) wurden auf der Grundlage von Mittelwerten chilenischer und eigener Feldstudien und aus Monitoringergebnissen gewonnen.

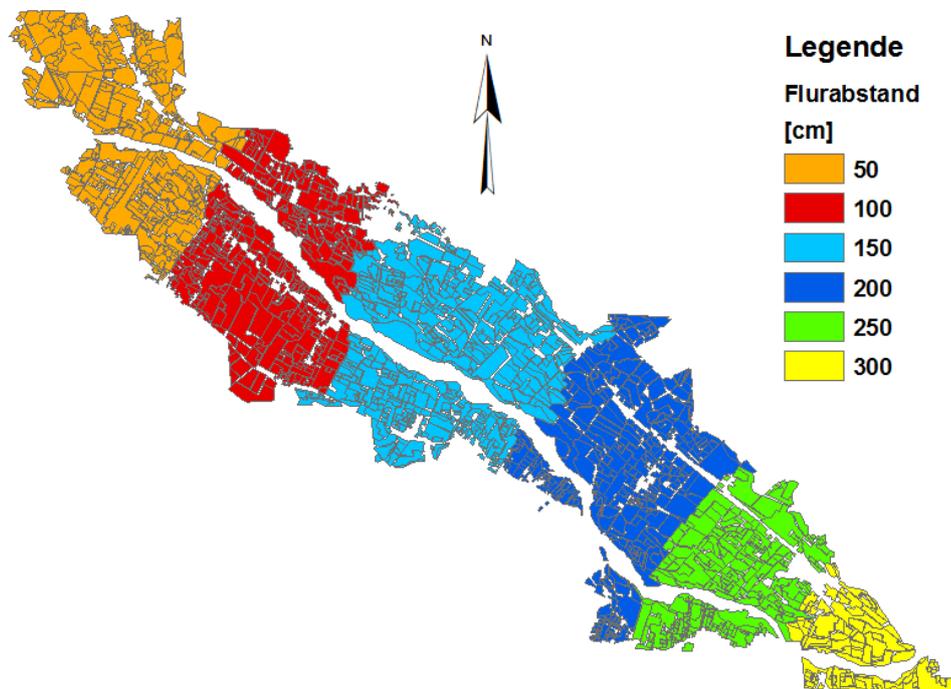


Abbildung 7.10: GIS-Karte der Grundwasser-Flurabstände

Die Dränung (Abbildung 7.11) wurde in Abhängigkeit von geringen Flurabständen des Grundwassers sowie von eigenen Beobachtungen im Untersuchungsgebiet angenommen. Es ist anzunehmen, dass weitere bewässerte Flächen gedränt sind, wovon allerdings keine Informationen vorliegen.

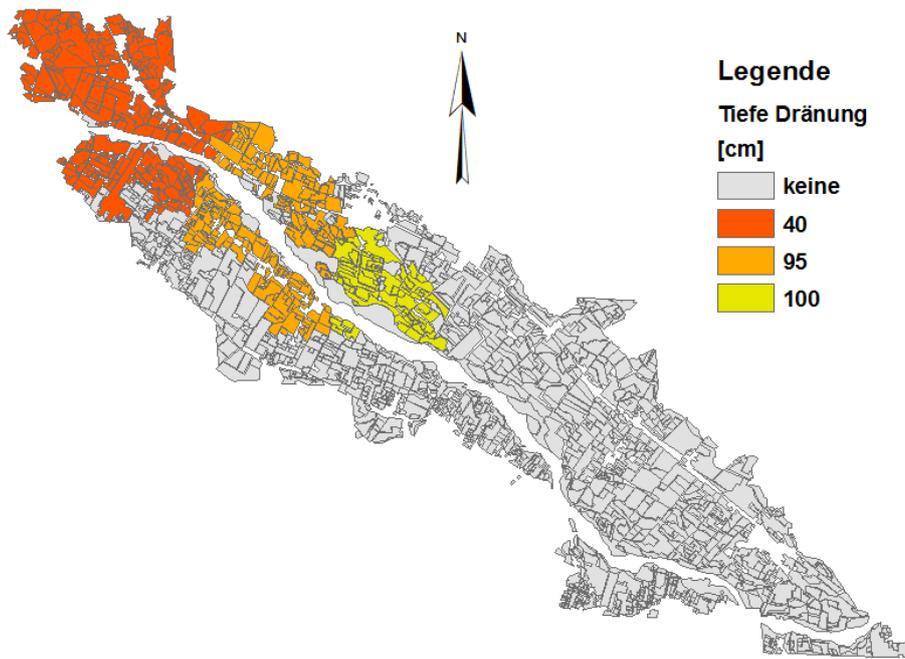


Abbildung 7.11: GIS-Karte der Dränungstiefen

Die GIS-Karten werden in GIS-Rasterkarten umgewandelt, um sie in ASCII-Dateien zu überführen und in PESTRISK einzulesen. Abbildung 7.12 zeigt ein Beispiel für die GIS-Rasterkarte der applizierten PSM-Mengen.

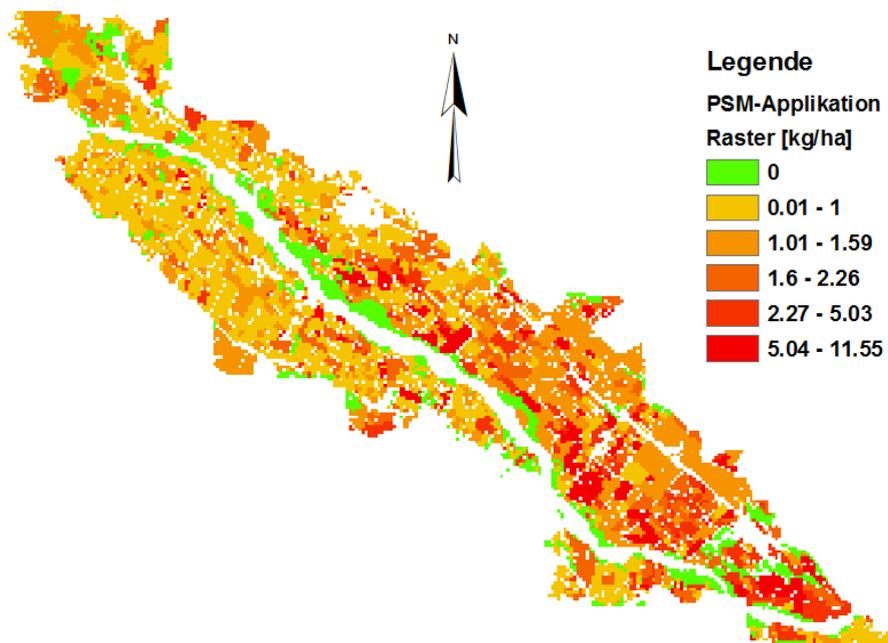


Abbildung 7.12: GIS-Rasterkarte der applizierten PSM-Mengen

7.4 Ergebnisse

Zunächst werden die Ergebnisse für das Szenarium mit den abgeschätzten aktuellen Anwendungen der PSM gemäß den Abbildungen 7.6 und 7.7 dargestellt. PESTRISK gibt die Summen aller PSM-Einträge über den gesamten Simulationszeitraum aus, d.h. die gesamten Frachten, die das Ende der Bodenschichten erreichen oder in die Dränung bzw. das Grundwasser eingetragen werden.

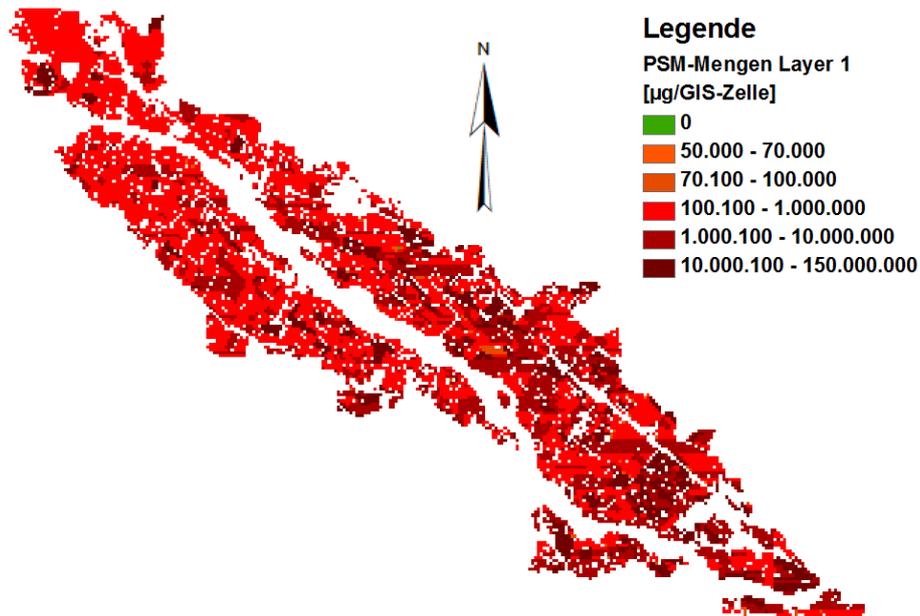


Abbildung 7.13: PSM-Mengen am Ende der ersten Bodenschicht

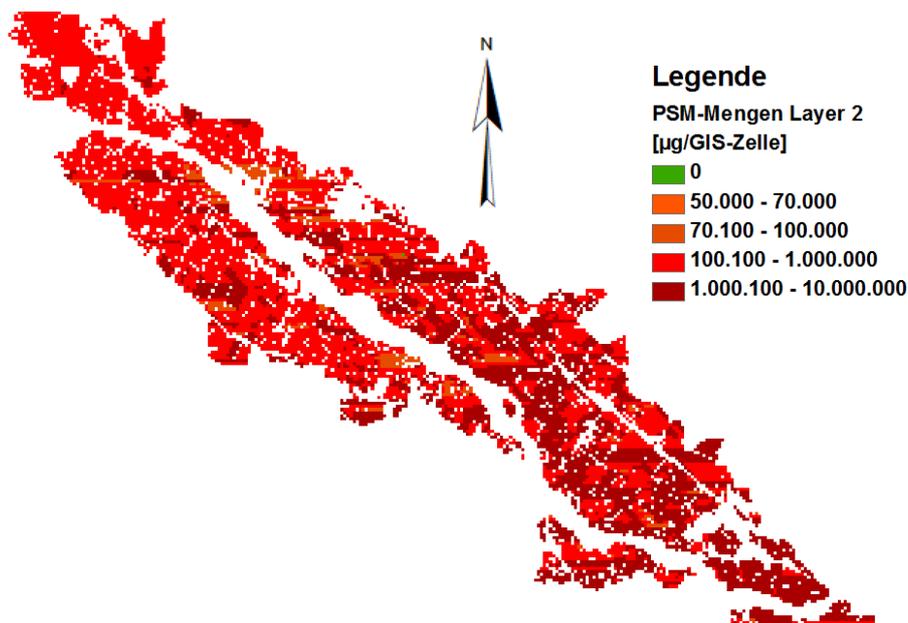


Abbildung 7.14: PSM-Mengen am Ende der zweiten Bodenschicht

In den Abbildungen 7.13 und 7.14 ist ersichtlich, dass die PSM-Mengen mit zunehmender Bodentiefe abnehmen. Bis zum Ende der zweiten Bodenschicht, die im gesamten Untersuchungsgebiet etwa die gleiche Dicke aufweist, gelangen noch recht große PSM-Mengen.

Die Einträge in das Grundwasser (Abbildung 7.15) hängen hingegen stark vom Flurabstand ab.

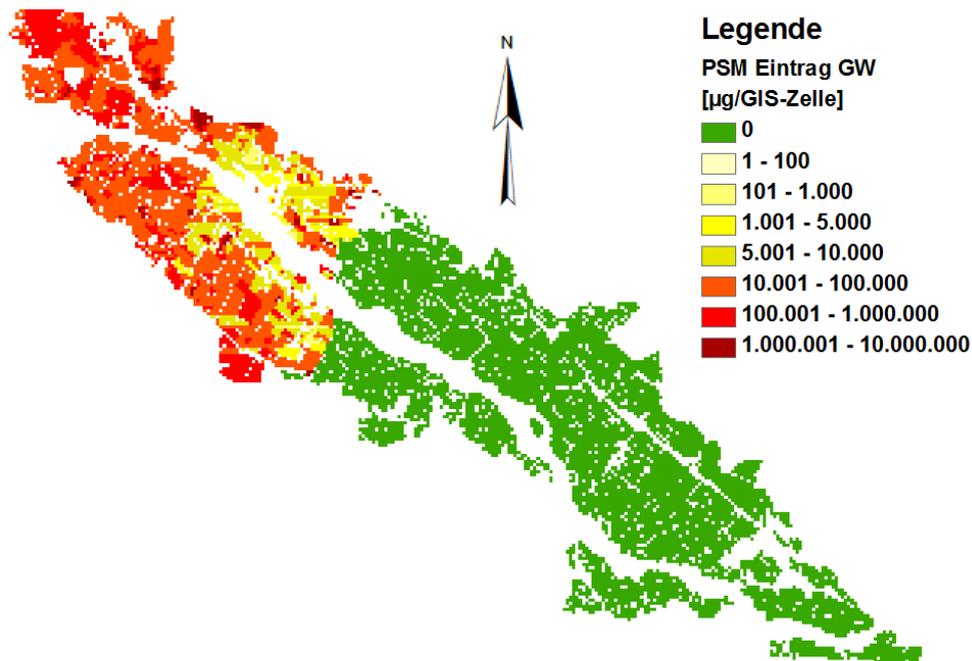


Abbildung 7.15: PSM-Einträge in das Grundwasser

Da das Modell keine exakten Ergebnisse berechnen kann, sondern wegen den limitierten Eingangsdaten Abschätzungen ermittelt, werden für eine Nutzung der Ergebnisse als Risikokarte, z.B. für die Aufklärung von Landwirten, keine Zahlenwerte sondern Risikoklassen verwendet. Abbildung 7.16 zeigt ein Beispiel für eine Risiko-Karte mit einer Risiko-Klasseneinteilung von 0, für kein Risiko, bis zu 9 von maximal 10, für ein extrem hohes Risiko.

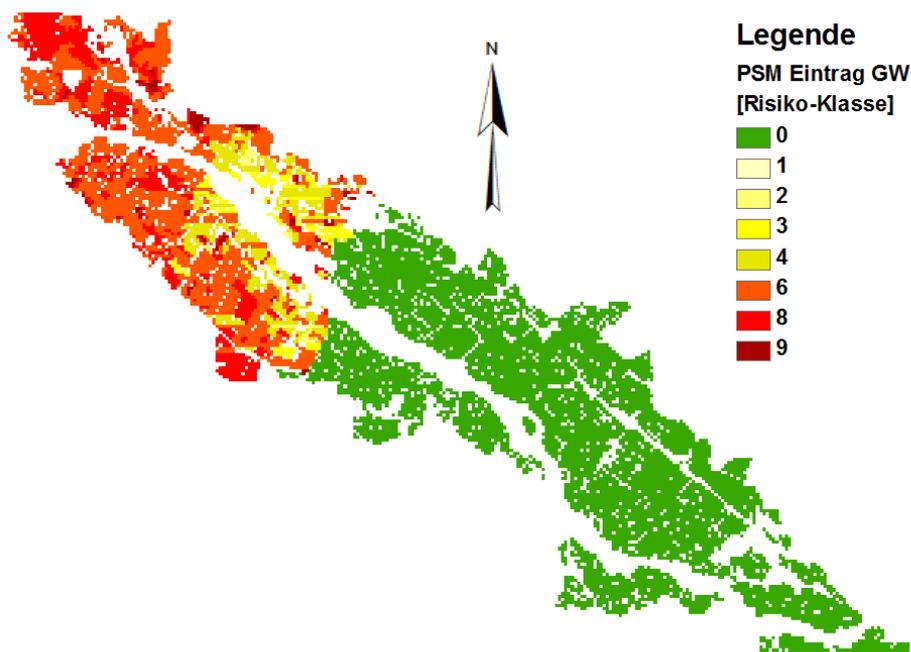


Abbildung 7.16: PSM-Risiko-Karte für das Grundwasser

In der Abbildung 7.15 bzw. 7.16 wird deutlich, dass der nordwestliche Bereich des Untersuchungsgebietes einem hohen Kontaminationsrisiko durch PSM ausgesetzt ist. Dieser Sachverhalt ist in den geringen Flurabständen des Grundwassers von 0,5 m bis 1,0 m begründet.

In Abbildung 7.17 sind die PSM-Einträge in nahegelegene Oberflächengewässer dargestellt. Die Einträge werden durch die Dränung im nördlichen Bereich des Untersuchungsgebietes sowie durch die Aufbringung der PSM mit Sprühgeräten in der Nähe des Flusses oder der Kanäle (Abdrift) verursacht.

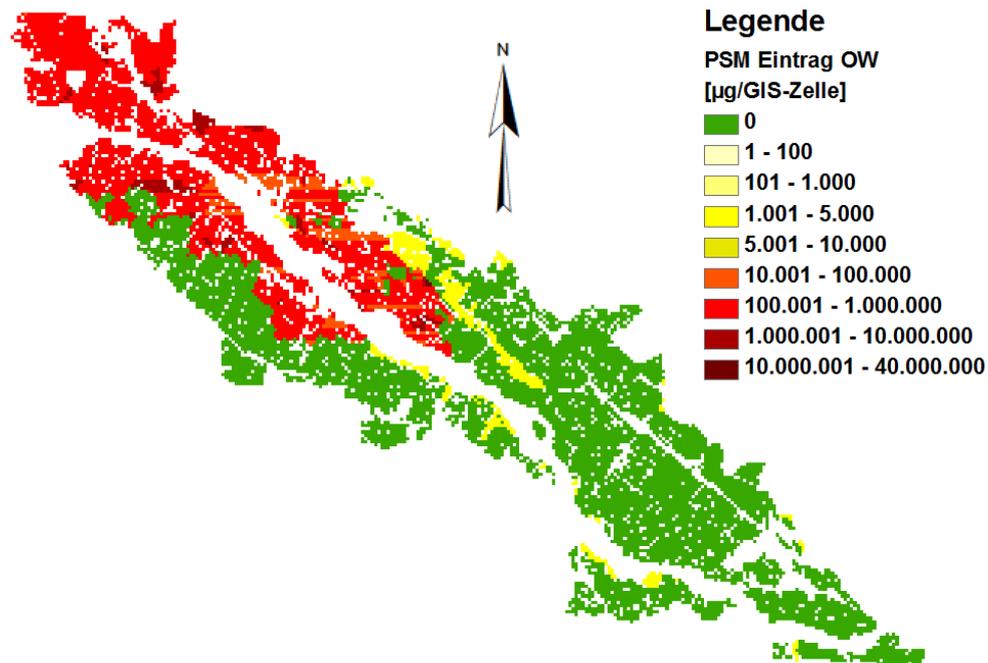


Abbildung 7.17: PSM-Einträge in die Oberflächengewässer

Des Weiteren ist in den Ergebnissen der ersten relevanten Metaboliten (Abbildung 7.18) ebenfalls die hohen Gefährdungen des Grundwassers im nordwestlichen Bereiches zu erkennen, während für die zweiten Metaboliten geringere Eintragsfrachten und weniger gefährdete Flächen ersichtlich sind (Abbildung 7.19). Diese Flächen sind an denselben Stellen wie die höchsten PSM-Einträge im Grundwasser (Abbildung 7.15) zu finden. Diese landwirtschaftlichen Flächen scheinen besonders hohen Risiken ausgesetzt zu sein. An diesen Stellen sollte mit einer detaillierten Überprüfung begonnen werden, wobei das gesamte nordwestliche Gebiet überwacht werden sollte.

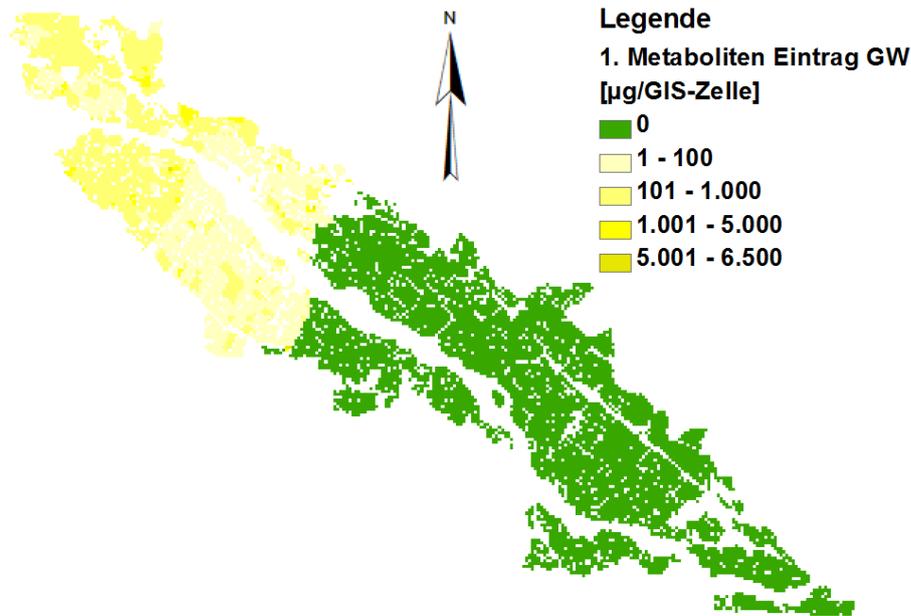


Abbildung 7.18: Einträge der ersten Metaboliten in das Grundwasser

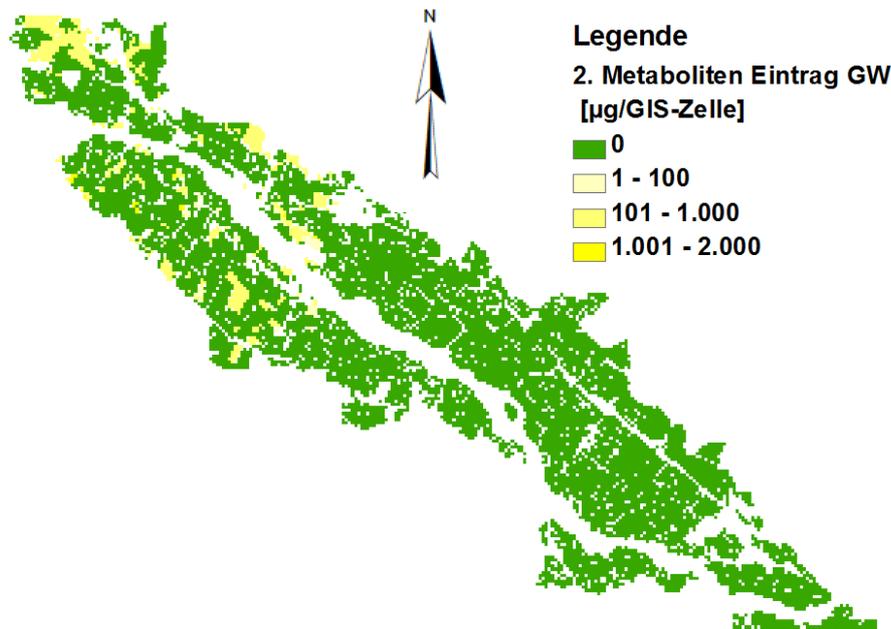


Abbildung 7.19: Einträge der zweiten Metaboliten in das Grundwasser

In der ersten Anwendung sind die Bereiche mit einem hohen Kontaminationsrisiko für das Oberflächen- und Grundwasser deutlich erkennbar. Da das Gebiet im Nordwesten an einen Stausee angrenzt, ist in diesem ein Schaden der Biozönose zu befürchten. Eigene Erfahrungen in diesem Untersuchungsgebiet haben gezeigt, dass bereits häufige Probleme mit Algenblüten beobachtet werden konnten, die neben der Kontamination durch PSM auch durch vermehrte Nährstoffeinträge, ebenfalls aus der Landwirtschaft, begründet sind.

Für ein zweites Szenarium, das dazu dienen soll, zu überprüfen auf welchen Feldern ein erhöhtes Risiko für den Wirkstoff Atrazin besteht, wurde für das gesamte Untersuchungsgebiet die Aufbringung von 5 kg/ha Atrazin durch Sprühen auf den Boden angenommen. In den Abbildungen 7.20 und 7.21 sind die Ergebnisse für die PSM-Einträge in das Grund- und Oberflächenwasser dargestellt.

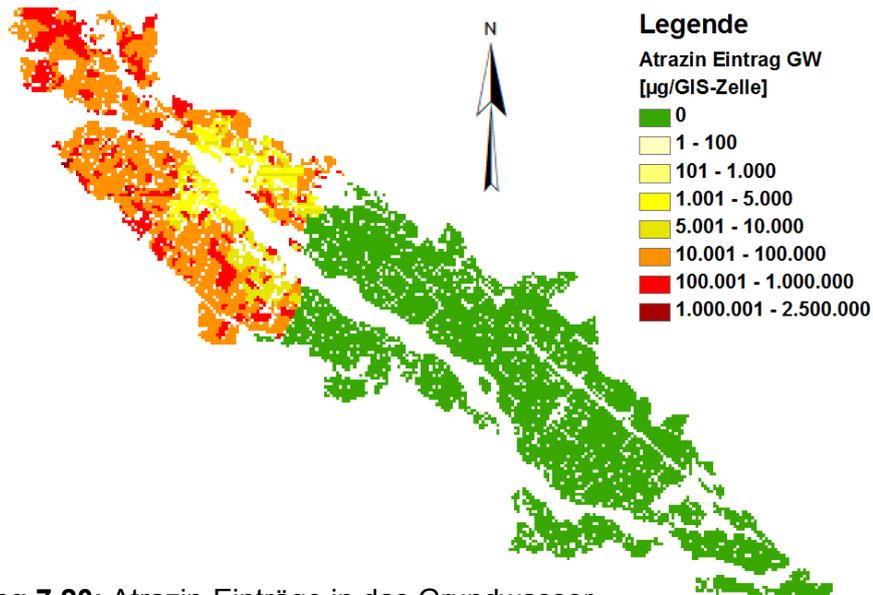


Abbildung 7.20: Atrazin-Einträge in das Grundwasser

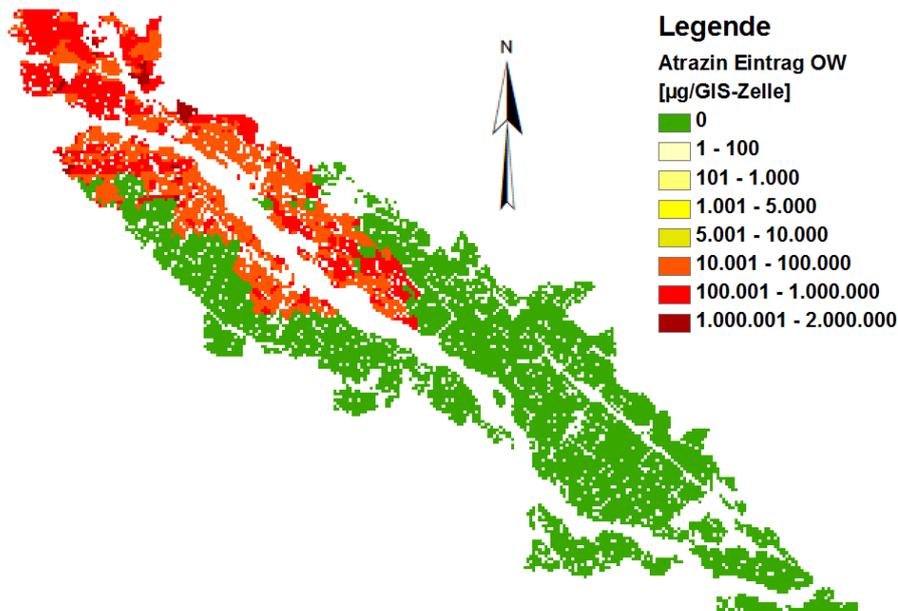


Abbildung 7.21: Atrazin-Einträge in das Oberflächenwasser

Bei dieser Anwendung zeigen sich für Atrazin die gleichen Gebiete als hoch gefährdet wie im vorangegangenen Beispiel. Durch die Aufbringung auf den Boden entsteht allerdings kein Risiko der Oberflächengewässer durch Abdrift. Weiterhin sind die Eintragsmengen in das Grundwasser geringer, da vor der Infiltration in den Boden bereits oberirdisch ein Anteil des Atrazins entsprechend der Abbaurate abgemindert wird.

Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass der südliche Bereich des Untersuchungsgebietes ein geringeres Risiko aufweist. Um diese Annahme zu überprüfen, muss ausgeschlossen werden, dass sich dort bevorzugte Fließwege ausgebildet haben (vgl. Kapitel 4, Abschnitt 4.2).

7.5 Kalibrierung

Wenn sich in den Simulationen des Gesamtgebietes wie im Anwendungsbeispiel Teilgebiete mit einem hohen Kontaminationsrisiko ergeben, können einzelne GIS-Rasterzellen zunächst mit Hilfe von einfach zu ermittelnden Messdaten kalibriert werden. Mit diesem Vorgehen wird die Sicherheit der Ergebnisse deutlich erhöht. Wenn sich das Risikopotential bei der ersten Kalibrierung bestätigt, kann die Abschätzung an dieser Stelle durch Messungen von PSM und Metaboliten überprüft werden. Mit Messdaten wird ggf. auch eine Simulation mit komplexeren Modellen ermöglicht. Die neuen Erkenntnisse können auf weitere Teilgebiete übertragen werden. Die Endergebnisse nach der Kalibrierung können für ein gezieltes Monitoring in den gefährdetsten Bereichen des Untersuchungsgebietes genutzt werden. Die Darstellungen als Risiko-Karten können aber auch für die Aufklärung von Landwirten genutzt werden, um eine Kontamination der ausgewiesenen Bereiche zu verhindern.

In diesem Abschnitt wird ein Beispiel für die Möglichkeit einer ersten Kalibrierung anhand des Bodenwassergehaltes vorgestellt. Die in den folgenden Abbildungen 7.22 und 7.23 sowie in der Tabelle 7.1 dargestellten Messdaten wurden von chilenischen und deutschen Studenten sowie in eigenen Feldstudien erhoben. Für dieses Beispiel stehen Messdaten von vier Monaten zur Verfügung.

Tabelle 7.1: Bodenkennwerte aus dem Untersuchungsgebiet

Tiefe [cm]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton[%]	Bodenart (international)
0 – 30	56	30	14	sandy loam
30 – 60	91	5	4	sand
60 – 90	85	6	9	loamy sand

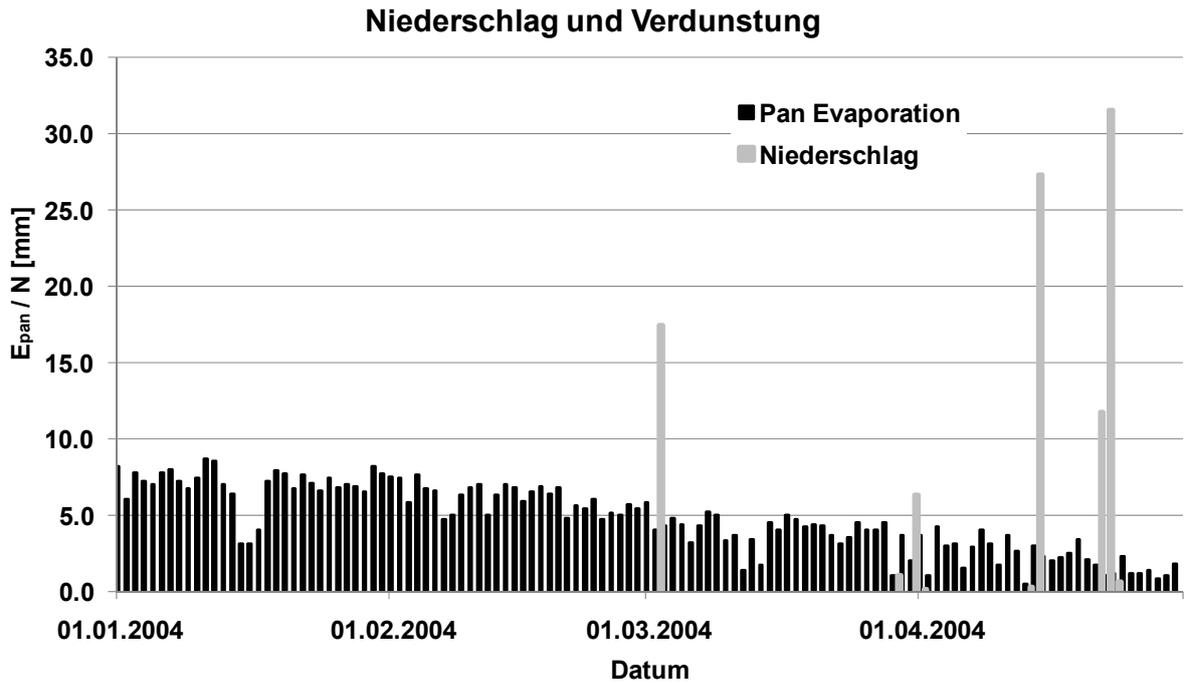


Abbildung 7.22: Messdaten der Verdunstung und des Niederschlags für den Kalibrierungszeitraum

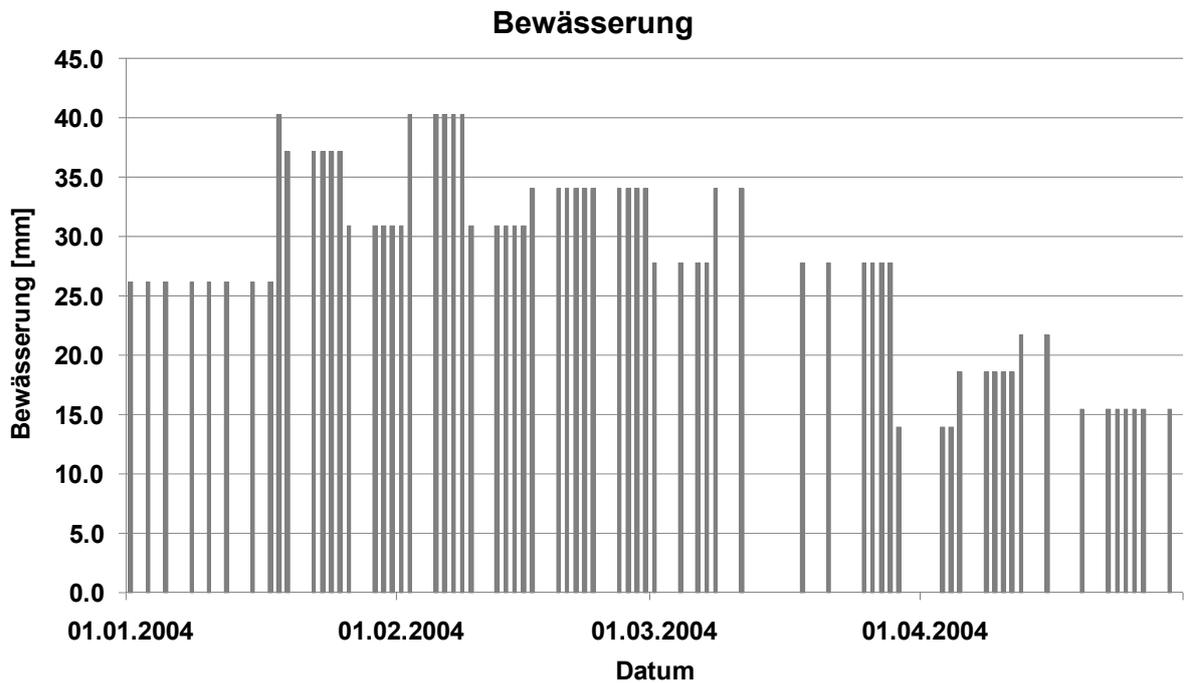


Abbildung 7.23: Messdaten der Tropfbewässerung

Weiterhin wurde ein Infiltrationsversuch durchgeführt (Abbildung 7.24). Die Ergebnisse wurden in PESTRISK als maximale Infiltrationsrate angesetzt.

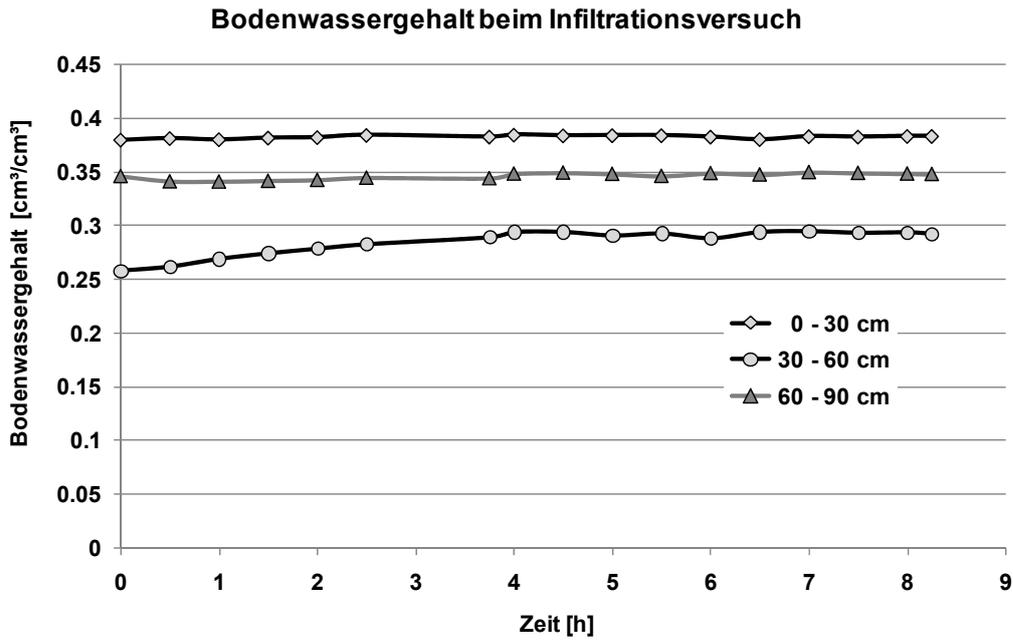


Abbildung 7.24: Infiltrationsversuch

In den Abbildungen 7.25 bis 7.27 sind die Ergebnisse der Kalibrierung in drei Bodenschichten in 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm Tiefe dargestellt.

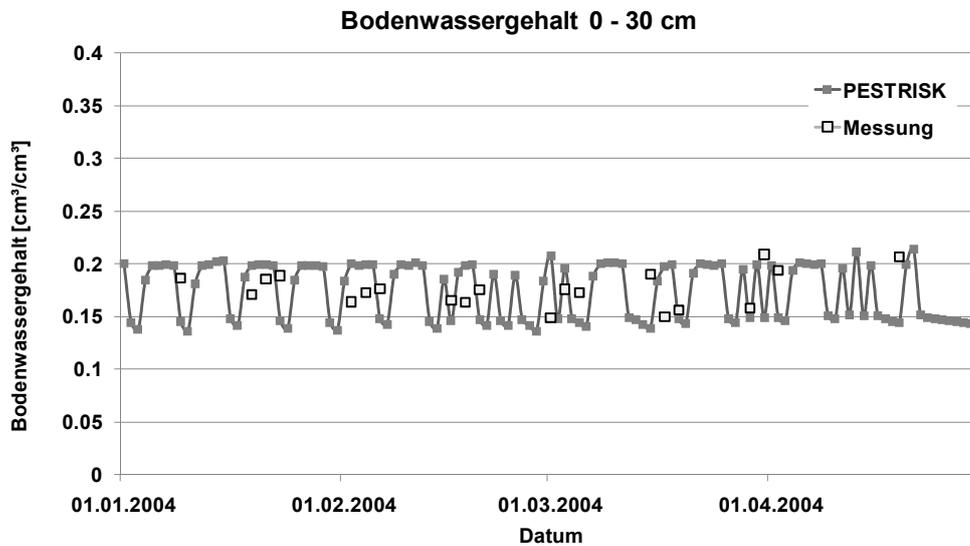


Abbildung 7.25: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte in der Tiefe 0-30 cm

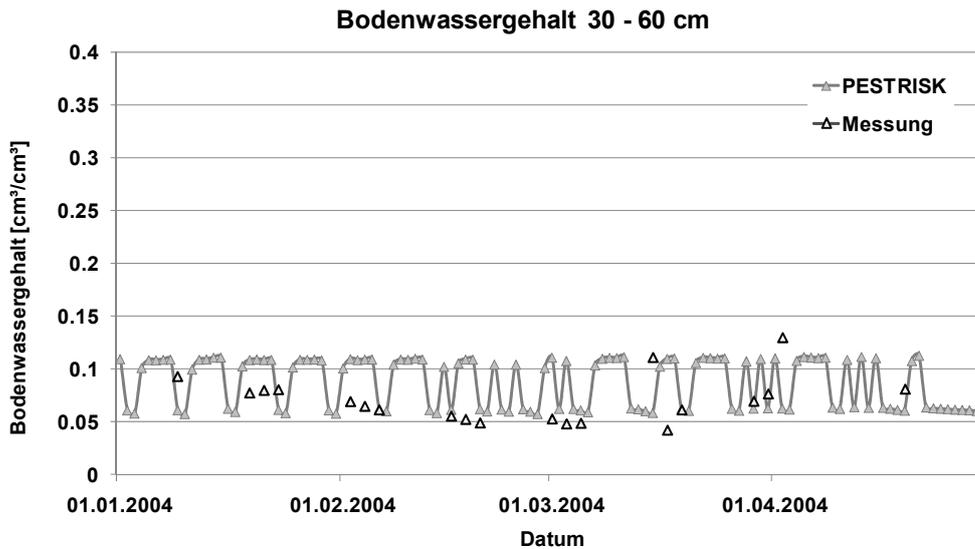


Abbildung 7.26: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte in der Tiefe 30-60 cm

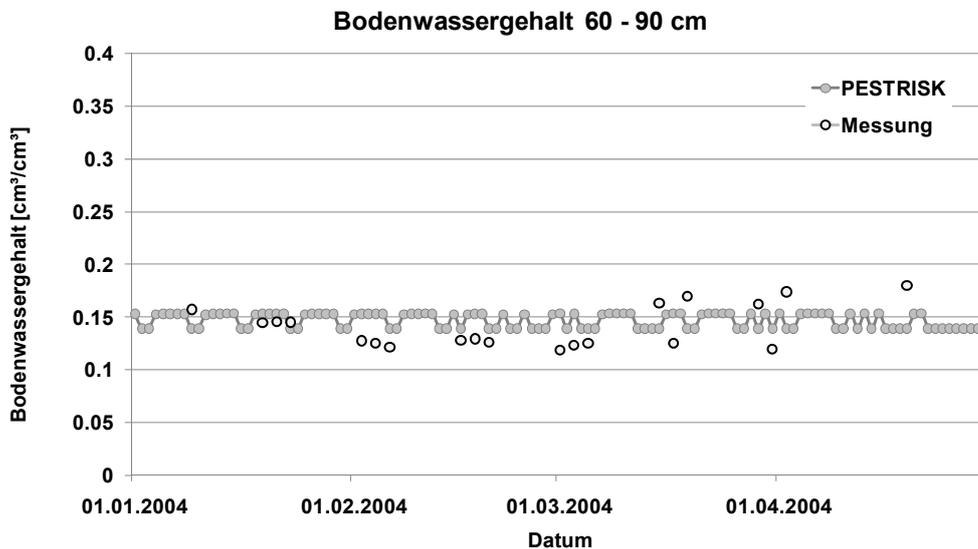


Abbildung 7.27: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte in der Tiefe 60-90 cm

Bei diesen Simulationsergebnissen sind die Auswirkungen der Bewässerung und der Evapotranspiration an den Schwankungen der Kurven des Bodenwassergehaltes zu erkennen. Mit zunehmender Bodentiefe werden diese Einflüsse gedämpft.

Am Ende des Kalibrierungszeitraums erhöhen sich die Messwerte durch den einsetzenden Niederschlag leicht, in den Simulationen sind hingegen nur sehr geringe Auswirkungen ersichtlich. PESTRISK kann die Messwerte zwar nicht exakt nachbilden, dennoch können die Ergebnisse für eine Abschätzung als zufriedenstellend angesehen werden. Außerdem ist es unbekannt, ob die Feldmessungen vor, während oder nach den Bewässerungsgaben vorgenommen wurden, wodurch die Messwerte große Variationen zeigen können.

Die Kalibrierung mit Hilfe des Bodenwassergehaltes und eines Infiltrationsversuchs ist eine einfache Kalibrierungsmethode, die mit Hilfe einer recht kostengünstigen Datenerhebung vorgenommen werden kann.

Im Rahmen der Analyse der Simulationsmodelle in Kapitel 2.5 wurde weiterhin ersichtlich, dass die Ergebnisse von Tracer-Versuchen, z.B. mit Bromid, eine Hilfestellung für die Einschätzung des Transportverhaltens von PSM im Boden geben können. Beispiele für dieses Vorgehen sind in den Ergebnissen des EU-Projektes FOCUS zu finden, z.B. in Boesten & Gottesbüren (2000), Jarvis et al. (2000), Klein et al. (2000) und Trevisan et al. (2000).

Bessere Ergebnisse können mit einer detaillierten Kalibrierung mittels gemessenen PSM-Werten erzielt werden. Die Messungen sollten an den Stellen mit den höchsten Risikopotentialen vorgenommen werden, um Kosten durch Fehlmessungen an Stellen mit geringem Risiko zu vermeiden. PESTRISK wurde unter anderem für den Zweck entwickelt, ein gezieltes Monitoring zu initiieren.

Um genauere Ergebnisse für die hoch gefährdeten Bereiche zu erhalten, kann versucht werden, neben neu erhobenen PSM-Messdaten die weiteren Eingangswerte für komplexere Modelle, wie z.B. PRZM (vgl. Kapitel 2), abzuschätzen. Dabei sollte allerdings bedacht werden, dass die Natur sehr viele Inhomogenitäten aufweist und mit den heutigen Modellen nicht vollständig nachgebildet werden kann. Unsicherheiten sind in diesem Zusammenhang nur schwer zu minimieren, allerdings reichen die Ergebnisse nach einer Kalibrierung aus, um das Gefährdungspotential der Wasserressourcen abzuschätzen. Hohe Sicherheiten können nur mit Hilfe von qualitativ hochwertigen Messwerten erreicht werden, die in Schwellen- und Entwicklungsländern in der Regel aus ökonomischen Gründen nicht erhoben werden können.

8. Schlussfolgerungen und Perspektiven

Die Überprüfung von PESTRISK durch die Plausibilitätsanalyse in Kapitel 5, die Eignungsprüfung anhand von Messdaten in Kapitel 6 und das Anwendungsbeispiel in Kapitel 7 zeigen, dass das Modell ein geeignetes Werkzeug für die Abschätzung der Risiken der Kontamination der Wasserressourcen durch PSM darstellt. Vor allem der Vergleich der Simulationsergebnisse mit den Messdaten in Kapitel 6 zeigt, dass die Genauigkeit des Simulationsmodells für das Ziel dieser Arbeit zufriedenstellend ist. Die vorangegangenen Kapitel machen deutlich, dass die relevantesten Eingangsparameter und Anwendungen sowohl von Szenarien als auch von Messdaten gute Ergebnisse erzielen.

Es wird deutlich, dass die einfachen Ansätze und die analytische Lösung der Transportgleichung als Abschätzung der PSM-Prozesse in der ungesättigten Bodenzone für das Ziel dieser Arbeit geeignet sind.

Die Ergebnisse der ersten Anwendung an einem Untersuchungsgebiet mit limitiertem Datenmaterial in Chile (Kapitel 7) lässt erkennen, dass das Modell mit Hilfe von GIS-Risikokarten erstellt, die genutzt werden können, um Gebiete mit einem hohen Kontaminationsrisiko zu erfassen. Basierend auf diesen Risikoabschätzungen können in weiteren Schritten gezielte Messkampagnen bzw. Monitorings von PSM das aktuelle Gefährdungspotential überprüfen und eine Kalibrierung von PESTRISK oder die Anwendung von komplexeren Simulationsmodellen ermöglichen.

Das Endergebnis dieser Untersuchungen sind Risikokarten, die sich für die Aufklärung von Landwirten eignen. Trinkwasserversorger könnten die Risikokarten für die Einrichtung von Schutzzonen um die Trinkwasserfassung nutzen und Umweltbehörden könnten z.B. für potentielle Landnutzungen sensible Gebiete ausweisen. Nicht nur im chilenischen Untersuchungsgebiet (Kapitel 7) besteht die Möglichkeit, die Risikokarten in ein bereits bestehendes agrartechnisches Entscheidungshilfesystem einzubauen.

Alle bisherigen Anwendungen von PESTRISK zeigen plausible Ergebnisse. Die Eignung des Modells, die Risiken einer Kontamination der Wasserressourcen durch PSM abzuschätzen, wird bestätigt. Damit liefert die für diese Arbeit entwickelte Methode einen Beitrag für die Verminderung der Gefahren durch PSM für die Menschen und die Umwelt in Schwellen- und Entwicklungsländern.

Als ein weiterer Schritt wäre die Anbindung an ein bestehendes Grundwassermodell, z.B. MODFLOW, oder die Erweiterung des Modells mit entsprechenden Prozessen hilfreich, um die langfristigen PSM- und Metaboliten-Konzentrationen im Grundwasser abzuschätzen.

Außerdem wäre eine Verbesserung der Einschätzung der Oberflächenabflüsse mittels der Verbindung der GIS-Rasterzellen möglich. Ein solches Modul könnte entweder über GIS gesteuert werden, oder mit zusätzlichen Geländehöhendaten im Modell implementiert werden.

In der bestehenden Version von PESTRISK können die bevorzugten Fließwege von PSM (preferential flow) nur über die Erhöhung der Durchlässigkeit des Bodens abgebildet werden. Eine Untersuchung, ob Erweiterungen mit einfachen Ansätzen diesen Prozess besser abbilden könnten, wäre sinnvoll.

9. Zusammenfassung

In Schwellen- und Entwicklungsländern wird durch die Globalisierung und das Bevölkerungswachstum zunehmender Druck auf die Lebensmittelproduktion ausgeübt und dadurch in der Landwirtschaft die Anwendung von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln (PSM) gefördert. In den letzten Jahren wurden in Industrieländern zahlreiche PSM-Wirkstoffe, welche die menschliche Gesundheit und die Umwelt schädigen, eingeschränkt oder verboten. In Schwellen- und Entwicklungsländern wird eine Vielzahl dieser schädlichen Stoffe weiterhin unkontrolliert genutzt. Das mangelnde Wissen und die mangelnde Aufklärung der Landwirte und der allgemeinen Bevölkerung spielt bei dieser Problematik neben der Verantwortungslosigkeit der PSM-Hersteller und -Anbieter eine entscheidende Rolle.

Im Rahmen dieser Arbeit wird eine Methode vorgestellt, die es ermöglicht, in ariden und semi-ariden Klimazonen die Risiken einer Kontamination der Wasserressourcen durch PSM abzuschätzen und damit einen Beitrag für die Verminderung dieser Gefahren für die Menschen und die Umwelt zu liefern. Dabei liegt ein großer Fokus auf dem in Schwellen- und Entwicklungsländern meist stark limitierten Datenmaterial.

Da für die Umsetzung dieses Ziels kein geeignetes Modell vorhanden war, wurde das Modell PESTRISK entwickelt, das mit empirischen Ansätzen und nur wenigen Eingangsdaten das Risiko der Kontamination durch PSM und deren Abbauprodukte (Metaboliten) für die Wasserressourcen abschätzen kann. Neben der Berechnung der Versickerung von PSM und Metaboliten durch drei Bodenschichten sind oberirdische Prozesse, die zwischen der Aufbringung des PSM und der Infiltration in den Boden auftreten, sowie ein Modul für die Abschätzung von Bewässerungsgaben eingebunden. Die Anbindung an GIS (Geographische Informationssysteme) ermöglicht die Nutzung von Karten für die Präparation der Eingangsdaten und die räumliche Visualisierung der Simulationsergebnisse.

Die implementierten Prozessbeschreibungen wurden in der vorliegenden Arbeit anhand von Szenarien und einer Sensitivitätsanalyse auf Plausibilität hin überprüft. Weiterhin wurde in einem Vergleich zu Messdaten die Eignung des Modells gezeigt, natürliche Prozesse mit einer für das Ziel dieser Arbeit ausreichenden Genauigkeit abzubilden. Eine erste Anwendung in einem Untersuchungsgebiet in Chile zeigt die Aufbereitung der limitierten Eingangsdaten, die Anwendung des Modells und die Auswertung der Ergebnisse.

Als Ergebnis der Simulationen entstehen Risikokarten, die durch die begrenzte Datengrundlage nicht den Anspruch haben, exakte Ergebniswerte zu zeigen, sondern dazu dienen sollen, potentiell gefährdete Gebiete zu identifizieren, in denen weitergehende Untersuchungen durchgeführt werden können. Dies kann in Form von gezielten Messkampagnen oder Monitorings erfolgen.

Die Endergebnisse können für die Aufklärung von Landwirten genutzt werden, aber auch Behörden und andere Wassernutzer könnten das Modell für verschiedene Fragestellungen verwenden. Eine Einbindung in ein agrartechnisches Entscheidungshilfesystem wäre möglich.

Alle bisherigen Anwendungen von PESTRISK ergaben plausible Ergebnisse und zeigen die Eignung des Modells, die Risiken einer Kontamination der Wasserressourcen durch PSM abzuschätzen. Damit liefert die für diese Arbeit entwickelte Methode einen Beitrag für die Verminderung der Gefahren durch PSM für die Menschen und die Umwelt in Schwellen- und Entwicklungsländern.

Verzeichnisse

Literaturverzeichnis

- Abramowitz, M., I.A. Stegun, 1972: Handbook of mathematical functions with formulas, graphs, and mathematical tables, Band 55
- ARS-USDA / ATSDR: Agricultural Research Service – US Department of Agriculture / Agency for Toxic Substances and Disease Registry, USA, 2011: ARS Pesticide Properties Database/ Internetseite, (Stand: Februar 2011), www.ars.usda.gov/Services/docs.htm?docid=14199
- Beltman, W.H.J., J.J.T.I Boesten, S.E.A.T.M. van der Zee, 2008: Spatial moment analysis of transport of nonlinearly adsorbing pesticides using analytical approximations, Water Resources Research, Vol. 44, W05417, 12 S.
- Biggar, J.W., D.R. Nielson, 1976: Spatial Variability of the Leaching Characteristics of a Field Soil, Water Resources Research, Vol. 12, Nr. 1, Februar 1976, S. 78-84
- BMELV, 2008: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, 11. April 2008
- BMELV, 2010: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2010, Kapitel C: Landwirtschaft, Tabelle 83
- Boesten, J.J.T.I., B. Gottesbüren, 2000: Testing PESTLA using two modellers for bentazone and ethoprophos in a sandy soil, Agricultural Water Management 44 (2000), S. 283-305
- Boesten, J.J.T.I. & L.J.T. van der Pas, 2000: Movement of water, bromide and the pesticides ethoprophos and bentazone in a sandy soil: the Vredepeel data set, Agricultural Water Management 44 (2000), S. 21-42
- Bouraqui, F., J. Boesten, N. Jarvis, G. Bidoglio, 2003: Testing the PEARL Model in the Netherlands and Sweden, in: A.A.M. Del Re, E. Capri, L. Padovani & M. Trevisan (eds.), Pesticide in air, plant, soil & water system; proceedings of the XII symposium pesticide chemistry, June 4-6, 2003, Piacenza - Italia. S.I., Giordica Pavese, S. 527-534
- Campbell, G.S., 1974: A Simple Method for Determining Unsaturated Conductivity from Moisture Retention Data, Soil Science, Vol. 117, Nr. 6, June 1974, S. 311-314

- Carsel, R.F., C.N. Smith, L.A. Mulkey, J.D. Dean, P. Jowise, 1984: User's manual for the pesticide root zone model (PRZM): Release 1. EPA/600/3-84/109. U.S. EPA, Athens, GA
- Carsel, R. F., Jones, R. L., 1990: Using Soil and Meteorologic Data Bases in Unsaturated Zone Modeling of Pesticides, *Ground Water Monitoring & Remediation*, 10, S. 96–101, doi: 10.1111/j.1745-6592.1990.tb00026.x
- Chang, Ni-Bin, K.R. Srilakshmi, G. Parvathinathan, 2008: Comparison of models of simazine transport and fate in the subsurface environment in a citrus farm, *Journal of Environmental Management* 86 (2008), S. 27-43
- Chu, X., M.A. Mariño, 2007: IPTM-CS: A windows-based integrated pesticide transport model for a canopy-soil system, *Environmental Modelling & Software*, Volume 22 Issue 9, September, 2007, S. 1316-1327
- Clapp, R.B., G.M. Hornberger, 1978: Empirical Equations for Some Soil Hydraulic Properties, *Water Resources Research*, Vol. 14, Nr. 4, August 1978, S. 601-604
- Mc Cuen, R.H., W.J. Rawls, D.L. Brakensiek, 1981: Statistical Analysis of the Brooks-Corey and the Green-Ampt Parameters Across Soil Textures, *Water Resources Research*, Vol. 17, Nr. 4, August 1981, S. 1005-1013
- Enfield, C.G., R.F. Carsel, S.Z. Cohen, T. Phan, D.M. Walters, 1982: Approximating Pollutant Transport to Ground Water, *Ground Water*, Vol. 20, Nr. 6, Nov.-Dez. 1982, S. 711-722
- Europäische Union, 1998: Richtlinie 98/83/EG des Rates über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, 05.12.1998, L 330/ S. 32-54
- Europäische Union, 2001a: Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament - Aktionspläne zur Erhaltung der biologischen Vielfalt für die Gebiete Erhaltung der natürlichen Ressourcen, Landwirtschaft, Fischerei sowie Entwicklung und wirtschaftliche Zusammenarbeit /* KOM/2001/0162 endg. */, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:52001DC0162%2801%29:DE:HTML>, Stand: 06.04.2011
- Europäische Union, 2001b: Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG, *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* L 331/1, 15.12.2001

- Europäische Union, 2001c: Richtlinie 2001/59/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe an den technischen Fortschritt, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 225/1, 21.8.2001
- Europäische Union, 2006: Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung, Amtsblatt der Europäischen Union, 27.12.2006, L 372/ S. 19-31
- Europäische Union, 2007: EU-Politik für eine nachhaltige Nutzung von Pestiziden – Hintergrund der Strategie, Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaft, Luxemburg
- Europäische Union, 2008: Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG, vom 16. Dezember 2008, Amtsblatt der Europäischen Union, 24.12.2008, L 348/ S. 84-97
- Europäische Union, 2009: Richtlinie 2009/128/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden (21. Oktober 2009), Amtsblatt der Europäischen Union, 24.11.2009, L 309/ S. 71-86
- FAO, 1998a: Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements, FAO Irrigation and Drainage Papers Nr. 56, ISSN 0254-5284
- FAO, 1998b: Soil and Terrain Database for Latin America and the Caribbean - 1:5 Million scale, FAO, Land and Water Digital Media Series n°5, Dez. 1998, ISBN 92-5-104170-9
- FAO, 2004: WATER FAO: Water Resources, Development and Management Service, Stand: 18.01.2011, <http://www.fao.org/ag/agl/aglw>
- FAO, 2007: Handbook on Pressurized Irrigation Techniques, 2nd Ed.
- FAO, 2011a: AQUASTAT Datenbank, Stand: 01.06.2011
<http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en>
- FAO, 2011b: www.fao.org/DOCREP/003/X2570E/X2570E07.htm#ch9.2, Stand: Februar 2011, PSM-Daten
- FOCUS, 1997: Soil Persistence Models and EU Registration, final report of the Soil Modelling Work group, S. 1-77

- FOOTPRINT / EU, 2011: PPDB, PSM-Datenbank,
<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/index.htm>, Stand: Februar 2011
- Geiger, F., J. Bengtsson, F. Berendse, et al., 2010: Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland, *Basic and Applied Ecology*, Volume 11, Issue 2, März 2010, S. 97-105
- Government of India, 2011: National Implementation Plan - Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, HSM Division, Ministry of Environment & Forests, Government of India
- Hayes, T., K. Haston, M. Tsui, A. Hoang, C. Haeffele, & A. Vonk, 2003: Atrazine-induced hermaphroditism at 0.1 ppb in American leopard frogs (*Rana pipiens*): laboratory and field evidence, *Environmental Health Perspectives*, Vol. 111, Nr. 4, April 2003
- Health Canada, 2011: PSM-Datenblätter, www.hc-sc.gc.ca/index-eng.php, Stand: Februar 2011
- Hillenbrand, T., F. Marscheider-Weidemann, M. Strauch, K. Heitmann, J. Matthes, 2006: Forschungsvorhaben "Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie", Datenblätter
- Hu, W., Y. Lu, G. Wang et al., 2009: Organochlorine Pesticides in Soils Around Watersheds of Beijing Reservoirs: A Case Study in Guanting and Miyun Reservoirs, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 82, S. 694-700
- Jarvis, N.J., C.D. Brown, E. Granitza, 2000: Sources of error in model predictions of pesticide leaching: a case study using the MACRO model, *Agricultural Water Management* 44 (2000), S. 247-262
- Joergensen, R.G., 1996: The Fumigation-Extraction Method to Estimate Soil Microbial Biomass: Calibration of the k_{EC} Value, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 28, No.1, S. 25-31
- Julius Kühn-Institut, 2006: Tabelle der Abdrifteckwerte für Einfachanwendungen Bodensedimente in % der Aufwandmenge berechnet auf Basis der 90. Perzentile, Auszug aus Bundesanzeiger (Stand: 27. März 2006)
- Jury, W.A., 1986: Spatial Variability of Soil Properties, in: *Vadose Zone Modeling of Organic Pollutants*, Chapter 11, S. 245-269
- Kiefer, J. & S. Sturm, 2008: Grundwasserdatenbank Wasserversorgung, Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe und Metaboliten, Zusammenstellung der häufigsten Funde in Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser, Technologiezentrum Wasser (TZW) Karlsruhe

- Klein, M., J. Hosang, H. Schäfer, B. Erzgräber & H. Ressler, 2000: Comparing and evaluating pesticide leaching models – Results of simulations with PELMO, *Agricultural Water Management* 44 (2000), S. 263-281
- Larsbo, M., N. Jarvis, 2003: MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description. *Emergo* 2003:6, Swedish University of Agricultural Sciences, department of Soil Sciences, Uppsala, Sweden, ISBN 91-576-6592-3
- Liess, M., R. Schulz, N. Berenzen, J. Nanko-Drees, J. Wogram, 2001: Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland, *Forschungsbericht* 296 24 511, UBA-FB 000197, Texte 65/01
- Marshall, J., V. Brown, N. Boatman, P. Lutman & G. Squire, 2001: The impact of herbicides on weed abundance and biodiversity, Bericht PN0940, Chemicals Regulation Directorate (CRD), Directorate of the Health & Safety Executive (HSE), Großbritannien
- Montes, A.M., F.A. González-Farias & A.V. Botello, 2011: Pollution by organochlorine pesticides in Navachiste-Macapule, Sinaloa, Mexico, *Environmental Monitoring and Assessment*, online seit 12.04.2011, DOI 10.1007/s10661-011-2046-2
- Morris, M., 2006: Soil Moisture Monitoring: Low-Cost Tools and Methods, NCAT, ATTRA, https://attra.ncat.org/attra-pub/PDF/soil_moisture.pdf (Stand: 17.05.2011)
- Mualem, Y., 1976: A Catalogue of Hydraulic Properties of Unsaturated Soils, Israel Institute of Technology, Hydrodynamics & Hydraulic Laboratory, Juli 1976, Haifa, Israel
- Müller, K., 2000: Diffuse und punktuelle Pflanzenschutzmittel-Einträge in ein Fließgewässer: Messungen und Modellierung, Dissertation, *Boden und Landschaft, Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie*, Band 31, Justus-Liebig-Universität, Gießen, ISBN 3-931789-30-6
- Nasterlack, M., 2006: Do pesticides cause childhood cancer?, *International Archives of Occupational and Environmental Health* (2006) 79, S. 536-544
- PAN Pesticide Database: www.pesticideinfo.org, Stand: Februar 2011
- Pankhurst, C., 2006: Effects of pesticides used in sugarcane cropping systems on soil organisms and biological functions associated with soil health, *Sugar Yield Decline Joint Venture technical Summary Report*, Australia, 2006
- Pérez, G.L., A. Torremorell, H. Mugni, et al., 2007: Effects of the Herbicide Roundup on Freshwater Microbial Communities: A Mesocosm Study, *Ecological Applications*, 17(8), S. 2310-2322

- Pfiffner, L. & H. Luka, 2007: Earthworm populations in two low-input cereal farming systems, *Applied Soil Ecology* 37, S. 184-191
- PflSchG, 1998: Gesetz zum Schutz der Kulturpflanze, Pflanzenschutzmittelgesetz, letzte Änderung 9. Dezember 2010
- Ravi, V. & J.A. Johnson, 1987: PESTAN Pesticide Analytical Model, Version 4.0, Benutzerhandbuch
- Rawls, W.J., 1983: Estimating Soil Bulk Density from Particle Size Analysis and Organic Matter Content, *Soil Science*, Vol. 135, Nr. 2, S. 123-125
- Reichenberger, S., 2005: Field-scale risk assessment for diffuse-source pesticide inputs into German surface waters, Dissertation, *Boden und Landschaft, Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie*, Band 44, Justus-Liebig-Universität, Gießen, ISBN 3-931789-41-1
- Relyea, R.A., 2005: The Lethal Impact of Roundup on Aquatic and Terrestrial Amphibians, *Ecological Applications*, 15(4), 2005, S. 1118-1124
- Sánchez-Camazano, M., L.F. Lorenzo & M.J. Sánchez-Martín, 2005: Atrazin and Alachlor Inputs to Surface and Ground Waters in Irrigated Corn Cultivation Areas of Castilla-Leon Region, Spain, *Environmental Monitoring and Assessment* (2005) 105, S. 11-24
- Scorza Júnior, R.P., J.H. Smelt, J.J.T.I. Boesten, R.F.A. Hendriks & S.E.A.T.M. van der Zee, 2004: Vadose Zone Processes and Chemical Transport: Preferential Flow of Bromide, Bentazon, and Imidacloprid in a Dutch Clay Soil, *Journal of Environmental Quality* 33, S. 1473-1486
- Scorza Júnior, R.P., J.J.T.I. Boesten, 2005: Simulation of pesticide leaching in a cracking clay soil with the PEARL model, *Pest Management Science* 61, S. 432-448
- Scorza Júnior, R.P., N.J. Jarvis, J.J.T.I. Boesten, S.E.A.T.M. van der Zee & S. Roulier, 2007: Testing MACRO (version 5.1) for pesticide leaching in a Dutch clay soil, *Pest Management Science* 63, S. 1011-1025
- Šimůnek, J., 1994: Numerical model for simulating the movement of water, heat and multiple solutes in variably saturated porous media, *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 42(1-2), S. 66-88
- SMUL, 2010: Bodenbewertungsinstrument Sachsen, Stand: 03/2009, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

- Stieber, M., C. Harrar & A. Tiehm, 2007: Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone für die Ressource Grundwasser – Elimination von Pflanzenschutzmitteln und hygienisch relevante Mikroorganismen unter Feldbedingungen und Testsysteme zur Prognose, in: Pflanzenschutzmittel in Böden, Grund- und Oberflächenwasser – Vorkommen, Abbau und Zulassung, DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe, S. 1-183
- Sturm, S., J. Kiefer, 2007a: Erhebung zur aktuellen Gewässerbelastung mit Pflanzenschutzmittel, DVGW-Schriftreihe Energie | Wasser-Praxis 4/2007, S. 30-33
- Surböck, A., M. Heinzinger, J.K. Friedel, B. Freyer, 2006: Monitoring der Umstellung auf den biologischen Landbau (MUBIL), BMLFUW-Forschungsprojekt Nummer 1321, Online_Fachzeitschriften des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Jahrgang 2006, Österreich
- Thacker, N., Bassin, J., Deshpande, V. & Devotta, S., 2008: Trends of organochlorine pesticides in drinking water supplies, Environmental Monitoring and Assessment (2008) 137, S. 295-299
- Trevisan, M., G. Errera, G. Goerlitz, B. Remy & P. Sweeney, 2000: Modelling ethoprophos and bentazone fate in a sandy humic soil with primary pesticide fate model PRZM-2, Agricultural Water Management 44 (2000), S. 317-335
- Vanclooster, M., J.J.T.I. Boesten, M. Trevisan et al., 2000: A European test of pesticide-leaching models: methodology and major recommendations, Agricultural Water Management 44 (2000), S. 1-19
- Weerasinghe, M., R. Pieris, M. Eddleston, et al., 2008: Safe storage of pesticides in Sri Lanka – Identifying important design features influencing community acceptance and use of safe storage devices, BMC Public Health, 2008, 8, S. 1-10
- Wingender, R., K. Weddeling, B. Beinlich, T. Blick, B. Hill, H. Köstermeyer, 2002: Die Bedeutung der landwirtschaftlichen Nutzung für die Vielfalt wildlebender Tiere und Pflanzen in Deutschland - Literaturstudie -, Gutachten im Auftrag des BMVEL und des BLE, Projekt Nummer 00HS057, Januar 2002
- WHO, 2003-2010: WHO Guidelines for Drinking-water Quality, PSM-Datenblätter, www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/ (Stand: Februar 2011)
- Zhang, H., Y. Lu, 2007: End-users' knowledge, attitude, and behavior towards safe use of pesticides: a case study in the Guanting Reservoir area, China, Environmental Geochemistry and Health (2007) 29, S. 513-520

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: PSM-Inlandsabsätze	7
Abbildung 2.2: Landwirt bei der Mischung und Anwendung von einem PSM	15
Abbildung 2.3: PESTLA Ergebnisse des EU-Projekts FOCUS	21
Abbildung 2.4: PEARL Ergebnisse eines Forschungsprojekts	22
Abbildung 2.5: MACRO Ergebnisse des EU-Projekts FOCUS	24
Abbildung 2.6: PRZM-2 Ergebnisse des EU-Projekts FOCUS	27
Abbildung 2.7: PELMO Ergebnisse des EU-Projekts FOCUS	28
Abbildung 2.8: Ergebnis der Simazin-Konzentration von PRZM-3	29
Abbildung 2.9: Ergebnis der Simazin-Konzentration von PESTAN	29
Abbildung 2.10: Ergebnis der Simazin-Konzentration von IPTM	30
Abbildung 2.11: IPTM-CS Ergebnisse für Diazinon	31
Abbildung 4.1: Transportprozesse in PESTRISK	35
Abbildung 4.2: Übersicht des Simulationsablaufs im PESTRISK Modell	36
Abbildung 4.3: Aufbau der Berechnung	37
Abbildung 4.4: Jahresgang der Pflanzenkoeffizienten K_C in Zentral-Chile	43
Abbildung 4.5: Zu- und Abflüsse der Bodenschichten	54
Abbildung 4.6: Impuls und Impulsantwort mit der verwendeten Fehlerfunktion	60
Abbildung 4.7: Superposition mehrerer zeitnaher Impulsantworten	61
Abbildung 4.8: Mit ArcMap [®] aus den Originaldaten erzeugte Rasterkarte	62
Abbildung 5.1: Vergleichende Simulationsergebnisse von PESTAN und PESTRISK	72
Abbildung 5.2: Sensitivitätsanalyse - Löslichkeit des PSM	73
Abbildung 5.3: Sensitivitätsanalyse - Halbwertszeit der Hydrolyse des PSM	74
Abbildung 5.4: Sensitivitätsanalyse - K_{OC} -Wertes des PSM	75
Abbildung 5.5: Sensitivitätsanalyse - Gehalt der organischen Stoffe im Boden	76
Abbildung 5.6: Sensitivitätsanalyse - Gesättigte Leitfähigkeit des Bodens	76
Abbildung 5.7: Sensitivitätsanalyse - Koeffizient b	77
Abbildung 5.8: Sensitivitätsanalyse - Effektive Porosität des Bodens	78
Abbildung 5.9: Sensitivitätsanalyse - Rohdichte des Bodens	78
Abbildung 5.10: Sensitivitätsanalyse - Feldkapazität	79
Abbildung 5.11: Sensitivitätsanalyse - Dispersionskoeffizient des Bodens	80
Abbildung 5.12: Furchenbewässerung mit 60% Effizienz	81
Abbildung 5.13: Tropfbewässerung mit 90% Effizienz	82
Abbildung 5.14: Infiltration und Starkregenereignisse	83
Abbildung 5.15: Oberirdisch verbleibende PSM- und Metaboliten-Mengen	84
Abbildung 5.16: Infiltrierende PSM- und Metaboliten-Mengen	84
Abbildung 5.17: Durchbruchskurven von Atrazin	85
Abbildung 5.18: Durchbruchskurven von Aldicarb	86
Abbildung 5.19: Konzentration von Atrazin mit zunehmender Bodentiefe	87

Abbildung 5.20: GIS-Rasterkarte der Nähe zu Oberflächengewässern	88
Abbildung 5.21: GIS-Rasterkarten der Eingangswerte: Landnutzung, PSM, Boden	89
Abbildung 5.22: GIS-Rasterkarten der Eingangswerte: Bewässerung, Dränung	90
Abbildung 5.23: Atrazin-Mengen am Ende der ersten Bodenschicht	91
Abbildung 5.24: Atrazin-Mengen am Ende der zweiten Bodenschicht	91
Abbildung 5.25: Atrazin-Einträge in das Grundwasser	92
Abbildung 5.26: Maximale Atrazin-Konzentrationseinträge in das Grundwasser	92
Abbildung 5.27: Maximale Desethylatrazin-Konzentrationseinträge in das Grundwasser (Metabolit 2)	93
Abbildung 5.28: Atrazin-Einträge in Oberflächengewässer	93
Abbildung 5.29: Glyphosat-Mengen am Ende der ersten Bodenschicht	94
Abbildung 5.30: Glyphosat-Einträge in Oberflächengewässer	94
Abbildung 6.1: Klimadaten des Untersuchungsgebietes Vredepeel	95
Abbildung 6.2: Bentazon – PESTRISK Simulationen im Vergleich zu Messdaten	96
Abbildung 6.3: Ethoprophos - PESTRISK Simulationen im Vergleich zu Messdaten	98
Abbildung 7.1: Untersuchungsgebiet in Zentral-Chile	99
Abbildung 7.2: Messwerte des Niederschlags und der Verdunstung (Aufstellung: Class A, FAO 1998a) im Untersuchungsgebiet	101
Abbildung 7.3: GIS-Karte der Landnutzung	103
Abbildung 7.4: GIS-Karte der Bewässerungsverfahren	103
Abbildung 7.5: GIS-Karte der Bewässerungseffizienzen	104
Abbildung 7.6: GIS-Karte der PSM-Wirkstoffe	104
Abbildung 7.7: GIS-Karte der Aufbringungsarten der PSM	105
Abbildung 7.8: GIS-Karte der Oberflächenverluste	105
Abbildung 7.9: GIS-Karte der Nähe zu Oberflächengewässern	106
Abbildung 7.10: GIS-Karte der Grundwasser-Flurabstände	106
Abbildung 7.11: GIS-Karte der Dränungstiefen	107
Abbildung 7.12: GIS-Rasterkarte der applizierten PSM-Mengen	107
Abbildung 7.13: PSM-Mengen am Ende der ersten Bodenschicht	108
Abbildung 7.14: PSM-Mengen am Ende der zweiten Bodenschicht	108
Abbildung 7.15: PSM-Einträge in das Grundwasser	109
Abbildung 7.16: PSM-Risiko-Karte für das Grundwasser	109
Abbildung 7.17: PSM-Einträge in die Oberflächengewässer	110
Abbildung 7.18: Einträge der ersten Metaboliten in das Grundwasser	111
Abbildung 7.19: Einträge der zweiten Metaboliten in das Grundwasser	111
Abbildung 7.20: Atrazin-Einträge in das Grundwasser	112
Abbildung 7.21: Atrazin-Einträge in das Oberflächenwasser	112
Abbildung 7.22: Messdaten der Verdunstung und des Niederschlags für den Kalibrierungszeitraum	114

Abbildung 7.23: Messdaten der Tropfbewässerung	114
Abbildung 7.24: Infiltrationsversuch	115
Abbildung 7.25: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte in der Tiefe 0-30 cm	115
Abbildung 7.26: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte in der Tiefe 30-60 cm	116
Abbildung 7.27: Gemessene und simulierte Bodenwassergehalte in der Tiefe 60-90 cm	116

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Gruppeneinteilung von PSM	5
Tabelle 2.2: Pflanzenschutzmittelfunde von Wasserversorgern	8
Tabelle 4.1: Gegenüberstellung PESTAN – PESTRISK	52
Tabelle 4.2: Messreihen für Klima und Bewässerung	63
Tabelle 4.3: Zuordnung der GIS-Rasterkarten in PESTRISK	64
Tabelle 6.1: Verwendete Bodendaten	96
Tabelle 6.2: Eingangsdaten für die Simulation von Bentazon in Vredepeel	97
Tabelle 7.1: Bodenkennwerte aus dem Untersuchungsgebiet	113

Symbolverzeichnis

A_{Meta1}	Neubildungsfaktor durch Abbau des PSM [-]
b	Koeffizient [-]
C	Konzentration des PSM in der flüssigen Phase [M/M]
C_0	Anfangskonzentration [M/M]
D	Dispersionskoeffizient [L^2/T]
$DT_{50, \text{Meta1, surf}}$	Oberirdische Halbwertszeit des Metabolit 1 [T]
$DT_{50, \text{surf}}$	Oberirdische Halbwertszeit des PSM [T]
$DT_{50, y}$	Halbwertszeit des PSM [T]
E_{pan}	im Verdunstungskessel gemessene Verdunstungsmenge [L/T]
ET_0	potentielle Referenz-Evapotranspiration [L/T]
ET_c	Evapotranspiration bezogen auf den Pflanzenbestand [L/T]
I_{RR}	Bewässerungsmenge [L/T]
$I_{\text{RR, inf}}$	infiltrierende Bewässerungsmenge [L/T]
j	Zeitschritt [T]
K	Hydraulische Durchlässigkeit bei θ [L/T]
K_c	Pflanzenkoeffizient [-]
K_d	linearer Sorptionskoeffizient [M/M]
k_{hydro}	Abbaurrate erster Ordnung in der flüssigen Phase [1/T]
K_{OC}	vom organischen Kohlenstoffgehalt im Boden abhängiger Sorptionskoeffizient des PSM [M/M]
K_{pan}	Koeffizient des Verdunstungskessels [-]
K_s	Gesättigte hydraulische Durchlässigkeit [L/T]
k_y	Abbaurrate des PSM [1/T]
L	Löslichkeit [M/M]
L_{surf}	Oberflächenverluste [L/T]
M_{in}	Konzentrationshöhe des Impulses [M/L ²]
$\text{Meta1}_{\text{irr}}$	Durch Bewässerung infiltrierte Metabolit 1 Menge [M]
$\text{Meta1}_{\text{prec}}$	Durch Niederschlag infiltrierte Metabolit 1 [M]
$\text{Meta1}_{\text{runoff}}$	Durch Oberflächenabfluss abgespülte Metabolit 1 [M]
$\text{Meta1}_{\text{surf}}$	Metabolit 1 Menge, die am Aufbringungsort verweilt [M]
org C	organischer Kohlenstoffgehalt im Boden [%]
P	Niederschlagsmenge [L/T]
P_{inf}	infiltrierende Niederschlagsmenge [L/T]
Pest_{app}	Applizierte PSM-Menge [M]
Pest_{inf}	Direkt bei Aufbringung infiltrierte PSM-Menge [M]

$P_{est_{irr}}$	Durch Bewässerung infiltrierte PSM-Menge [M]
$P_{est_{prec}}$	Durch Niederschlag infiltrierte PSM-Menge [M]
$P_{est_{runoff}}$	Durch Oberflächenabfluss abgespülte PSM-Menge [M]
$P_{est_{surf}}$	PSM-Menge, die am Aufbringungsort zum Zeitpunkt j verweilt [M]
Q	Oberflächenabfluss [L/T]
$Q_{ab,n}$	Abfließende Wassermenge aus Bodenschicht n [L/T]
Q_{IRR}	Oberflächenabfluss aus Bewässerung [L/T]
Q_{kap}	Kapillare Aufstiegsrate [L/T]
Q_P	Oberflächenabfluss aus Niederschlag [L/T]
$Q_{zu,GW}$	Zufließende Wassermenge zum Grundwasser [L/T]
$Q_{zu,n}$	Zufließende Wassermenge zu Bodenschicht n [L/T]
R	Infiltrationsrate [L/T]
R_{SAT}	Infiltrationsrate bei Sättigung [L/T]
Ret	Retardation des PSM [-]
$\max R$	maximale Infiltrationsrate [L/T]
ρ_b	Rohdichte [M/L ³]
S	Konzentration des PSM in der sorbierten Phase [M/M]
t	Zeitdifferenz [T]
θ	Bodenwassergehalt [L ³ /L ³]
θ_{SAT}	Bodenwassergehalt bei Sättigung [L ³ /L ³]
v_P	Porenwassergeschwindigkeit [L/T]
v_{pest}	Geschwindigkeit des PSM [L/T]
x	Fließweg [L]
x_0	Anfangslänge des Impulses [L]

Anhang

Voreingestellte Eingangsdaten

A.1 Pflanzen

Tabelle A.1: Voreingestellte Maximale Effektive Wurzeltiefe [m] (Wertebereiche)
(FAO, 1998a)

Avokado (avocado)	Kiwi (kiwi)	Mais (maize)	Nektarine (nectarine)	Pfirsich (peach)
0,75 (0,5 - 1,0)	1,0 (0,7 - 1,3)	1,2 (0,8 - 1,7)	1,5 (1,0 - 2,0)	1,5 (1,0 - 2,0)
Wein (vine)	Weintrauben (grape)	Zitrusfrüchte (citrus)	Gebüsch (scrub)	
1,5 (1,0 - 2,0)	1,5 (1,0 - 2,0)	1,35 (1,2 - 1,5)	1,5 (0,5 - 2,0)*	

* abgeschätzt, stark abhängig von der Art des Gebüschs

A.2 Boden

Tabelle A.2a: Bodenparameter: Voreingestellte Werte (Wertebereiche){Standardabweichung / *-fehler*}[Quelle], *abgeschätzt*

Bodenart	Default Werte					
	Rohdichte ρ [g/cm ³]	Effektive Porosität n_{eff} [cm ³ /cm ³] [4]	Gesättigte Durchlässigkeit K_s [cm/d] [2]	Feldkapazität Θ_{FK} [cm ³ /cm ³] [1]	Kennlinien Koeffizient b [-] [2]	Org. Stoffe f_{org} [%] [6]
coarse sand	1,80	0,300	2000,00	0,005	3,80	0,75
sand	1,69 (1,59-1,86) [3+5]	0,329 { *0,024* }	1520,64	0,064 {3,8}	4,05 {1,78}	0,71 {1,06}
loamy sand	1,40 [5]	0,386 { *0,009* }	1350,72	0,103 {5,7}	4,38 {1,47}	0,61 {1,16}
sandy loam	1,36 (1,20-1,48) [3+5]	0,375 { *0,006* }	299,52	0,152 {6,4}	4,90 {1,75}	0,71 {1,29}
silt loam	1,28 (1,11-1,47) [3+5]	0,466 { *0,005* }	62,21	0,230 {6,3}	5,30 {1,96}	0,58 {1,29}
loam	1,37 (1,26-1,5) [5]	0,418 { *0,008* }	60,05	0,208 {6,0}	5,39 {1,87}	0,52 {0,99}
sandy clay loam	1,30	0,331 { *0,008* }	54,43	0,212 {5,5}	7,12 {2,43}	0,19 {0,34}
silty clay loam	1,35	0,419 { *0,007* }	14,69	0,265 {5,4}	7,75 {2,77}	0,13 {0,42}
clay loam	1,28 (1,20-1,36)[3+5]	0,388 { *0,008* }	21,17	0,250 {6,4}	8,52 {3,44}	0,10 {0,51}
sandy clay	1,27	0,234 { *0,026* }	18,72	0,241 {7,6}	10,4 {1,64}	0,38 {1,20}
silty clay	1,26 [3]	0,390 { *0,024* }	8,93	0,290 {4,8}	10,4 {4,45}	0,38
clay	1,24 (1,2-1,28) [5]	0,370 { *0,012* }	11,09	0,552 {10,9}	11,4 {3,7}	0,38 {0,83}

Quellen: [1] Carsel & Jones, 1990; [2] Clapp & Hornberger, 1978; [3] Jury, 1986; [4] Mc Cuen et al., 1981; [5] Mualem, 1976; [6] Rawls, 1983

Tabelle A.2b: Voreingestellte Werte des Kapillaren Aufstiegs in Abhängigkeit der Bodenart

Bodenart	Kapillare Aufstiegsrate [mm / d]																	
	Abstand zwischen der Grundwasseroberfläche und der Untergrenze des effektiven Wurzelraums [cm]																	
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	110	120	130	140	150	170	200	250
coarse sand (gS)	5,0	5,0	1,5	0,9	0,4	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sand (Ss)	5,0	5,0	5,0	3,5	2,2	1,1	0,6	0,3	0,2	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
loamy sand (SI3)	5,0	5,0	5,0	2,7	1,5	0,9	0,6	0,4	0,3	0,2	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-
sandy loam (Ls3)	5,0	5,0	5,0	2,1	1,3	1,1	0,9	0,5	0,3	0,2	0,1	-	-	-	-	-	-	-
silt loam (Lu)	5,0	5,0	5,0	5,0	4,8	3,1	2,1	1,5	1,1	0,8	0,5	0,4	0,3	0,2	0,1	-	-	-
loam (UIs)	5,0	5,0	5,0	5,0	4,6	3,2	2,3	1,7	1,3	1,0	0,8	0,6	0,5	0,4	0,3	0,2	0,1	-
sandy clay loam (Lts)	5,0	5,0	2,4	1,3	0,8	0,5	0,3	0,2	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
silty clay loam (Ls2)	5,0	5,0	5,0	2,6	1,6	1,3	1,0	0,7	0,4	0,2	0,1	-	-	-	-	-	-	-
clay loam (Lt3)	5,0	5,0	2,9	1,6	1,0	0,6	0,4	0,3	0,2	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-
sandy clay (Ts3)	5,0	4,0	2,5	1,5	0,5	0,3	0,2	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
silty clay (Tu3)	5,0	5,0	3,1	2,4	1,8	0,7	0,4	0,3	0,2	0,2	0,1	-	-	-	-	-	-	-
clay (Tt)	4,9	2,0	1,2	0,8	0,5	0,4	0,3	0,2	0,2	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-

Quelle: Bodenbewertungsinstrument Sachsen (Anhang 5 Tabelle 33, SMUL, 2010, Auszug)

Die deutschen Bodenarten der verwendeten Quellen sind nicht vollständig kompatibel zu den USDA Bodenarten. Für die Übertragung wurden sinnvolle Annahmen getroffen. Die verwendeten deutschen Bodenarten sind in den Klammern hinter den englischen Bezeichnungen zu finden.

A.3 Pflanzenschutzmittel

Tabelle A.3: Parameter der Pflanzenschutzmittel: Voreingestellte Werte (Wertebereiche) [Quelle], *abgeschätzt*

PSM	Parameter						
	Löslichkeit [mg/l]	org. Anteil: K _{oc} [%]	DT ₅₀ Photolyse [d]	DT ₅₀ aerober Boden [d]	DT ₅₀ anaer. Boden [d]	DT ₅₀ Hydrolyse [d]	Abbauanteil Metabolit [-]
Aldicarb	6.000 [1,3,4,5,7] (4930-9000)	30 [1,3,5] (20-239)	13 [1,3] (8-18)	10 [1,3,5] (2-84)	4 [3,5] (2-6)	189 [1,3,5] (28-1111)	
Meta 1	28.000 [3]	1 (0-47) [3,4]	10.000	22 [3]	10	200	0,8 [3]
Meta 2	10.000 [1,4]	10 [1,3]	10.000 (stabil) [3]	21 [1,3]	10	200	0,2 [3]
Atrazin	33 [1-7] (30-35)	147 [1,3-5] (38-288)	50 [1,3,7] (2,6-100)	75 [1-3,5] (60-150)	80 [1,3,5] (77-159)	100 [1-3,5-7] (30-1000)	
Meta 1	670 [3]	142 [3]	50	45	100	100	0,33 [3]
Meta 2	3.200 [3]	72 [3]	50	45 [3]	100	100	0,21 [3]
Chlorpyrifos	2 [1,3-7] (1,05-2)	9.930 [1,3,5,6] (4440-15500)	29,6 [3]	60 [1,3-5,7] (30,5-120)	36,5 [3]	50 [2,3,5,6] (22-4380)	
Meta 1	80,9 [3]	149 [3]	100	96 [3]	19,8 [3]	23 [3]	0,38 [3]
Diuron	36 [1,3,5,6] (35-42)	730 [1,3,5] (477-1067)	43 [3]	320 [1,3,5,6] (89-372)	100 [3,5] (48-995)	1.290 [1,3,5,6] (90-10000)	
Meta 1	490 [3]	928 [3]	50	100	100	1.000	0,33 [3]
Meta 2	940 [3]	694 [3]	50	100	100	1.000	0,25 [3]
Endosulfan	0,32 [1-3,5-7] (0,06-1,4)	12.000 [1,3,5] (11500-12400)	0,0007 [1]	86 [1-3,5-6] (27-800)	10	20 [3,6-7] (15-23)	
Meta 1	0,48 [3]	5.194 [3]	10	60 [2]	10	35,4 [2]	0,5

Fortsetzung Tabelle A.3: Voreingestellte Werte (Wertebereiche) [Quelle], *abgeschätzt*

PSM	Parameter						
	Löslichkeit [mg/l]	org. C: K _{OC} [%]	DT ₅₀ Photolyse [d]	DT ₅₀ aerober Boden [d]	DT ₅₀ anaer. Boden [d]	DT ₅₀ Hydrolyse [d]	Abbauanteil Metabolit [-]
Glyphosat	11.000 [1,3-5,7] (10000-12000)	6.920 [1,3,5] (2100-21699)	1.000 [1,3,7] (69-10000)	12 [1,3,5] (0,9-96)	60 [3,5] (22-87)	5.000 [1,3,5,7] (35-10000)	
Meta 1	1.000	8.027 [3]	1.000	151 [3]	100	1.000	0,29 [3]
Isoproturon	70,2 [3,6]	122 [3]	48 [3]	23 [3,6,7] (6-40)	149 [3]	1.560 [3,6,7] (20-1560)	
Meta 1	50	147 [3]	50	33 [3]	100	1.000	0,14 [3]
Lindan	7,3 [1-3,6] (7-8,52)	1200 [1,3] (1100-1355)	100 [2,3] (28-10000)	150 [2,3,6] (121-450)	90 [2,3] (90-10000)	467 [2,3,6] (12-1111)	
Meta 1	2 [2,3]	1888 [3]	100	175 [3]	100	200	0,3
Simazin	6 [1,3-7] (3,5-6,2)	140 [1,3,5] (130-340)	1,9 [1,3] (1,8-1,9)	90 [1,3,5-7] (46-174)	58 [1,3,5] (33-71)	96 [1,3,5-6] (28-10000)	
Meta 1	670 [3]	142 [3]	10	100	50	100	0,3 [3]
Meta 2	32,8 [3]	5 [3]	10	100	50	100	0,2 [3]

Quellen zu Tabelle A.3:

- [1] ARS-USDA / ATSDR www.ars.usda.gov/Services/docs.htm?docid=14199 (Stand: Februar 2011)
- [2] FAO www.fao.org/DOCREP/003/X2570E/X2570E07.htm#ch9.2 (Stand: Februar 2011)
- [3] FOOTPRINT / EU: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/index.htm> (Stand: Februar 2011)
- [4] Health Canada, www.hc-sc.gc.ca/index-eng.php (Stand: Februar 2011)
- [5] PAN Pesticide Database: www.pesticideinfo.org (Stand: Februar 2011)
- [6] UBA (Hillenbrand, 2006)
- [7] WHO (2003-2010, www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/) (Stand: Februar 2011))