



AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search

<http://ageconsearch.umn.edu>

aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

Kosten-Wirksamkeitsanalyse unterschiedlicher Randstreifenbreiten in einem Uferrandstreifenprogramm zur Reduktion des Risikos chemischer Pflanzenschutzmittel

Entwicklung und Anwendung eines modellbasierten Indikators im Agrarsektormodell RAUMIS

Cost-effectiveness analysis of different buffer strip widths to reduce the risks associated with chemical plant protectants

Stefan Sieber

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V., Müncheberg

Karin Holm-Müller

Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

Volkmar Gutsche

Biologische Bundesanstalt, Kleinmachnow

Peter Kreins

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig

Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der landwirtschaftlich bedingten Gewässerbelastung durch Pflanzenschutzmitteleinträge (PSM-Einträge) werden im Rahmen der Agrarumweltprogramme nach EG 1257/1999 zunehmend Politikmaßnahmen diskutiert, die sowohl politisch durchführbar sind als auch eine gute Kosten / Erfolgsrelation aufweisen. Vor diesem Hintergrund ist es Ziel dieses Beitrages, drei bundesweite Uferrandstreifenprogramme, die sich ausschließlich in ihrer Uferrandbreite unterscheiden, hinsichtlich ihrer Wirkung auf PSM-Einträge in Oberflächengewässer im Rahmen einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse (KWA) zu beurteilen. Hierzu wird ein Indikator für die Auswirkungen von PSM-Ausbringungen auf aquatische Ökosysteme entwickelt. Er erlaubt es, die modellmäßig errechneten Reduktionen der PSM-Auswirkungen landwirtschaftlichen Opportunitätskosten gegenüberzustellen, die mit Hilfe des Agrar- und Umweltinformationssystems RAUMIS ermittelt wurden.

Schlüsselwörter

Uferrandstreifen; RAUMIS; Kosten-Wirksamkeitsanalyse; Umweltindikatoren

Abstract

A variety of agri-environmental instruments can be used to combat water pollution by pesticides in agriculture according to the regulation EC 1257/1999. The chosen policies should be politically feasible and capable to prevent external effects cost-effectively. One possible policy instrument for Germany is the implementation of nation-wide buffer strip programs. This paper aims at evaluating the cost-effectiveness of alternative strip widths. Therefore an indicator is developed that reflects the impact of plant protectant use on aquatic ecosystems. This indicator is used to compute reductions in pesticide impact of different strip widths and the agricultural opportunity costs computed by the agri-environmental policy-information-system RAUMIS.

Key words

buffer strips; RAUMIS; cost-effectiveness-analysis; environmental indicators

1. Einleitung

Ausgangspunkt dieses Artikels sind die agrarische Landnutzung und die damit verbundenen negativen externen Effekte. So ist ein erheblicher Anteil der Gewässerbelastung auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der landwirtschaftlichen Produktion zurückzuführen. Um hier im Sinne des Vorsorgeprinzips tätig zu werden, sind Maßnahmen gefragt, die politisch durchsetzbar sind und ein gutes Kosten-Wirksamkeitsverhältnis aufweisen.

In der agrarumweltpolitischen Diskussion werden schon seit längerem verschiedene Maßnahmen zur praktischen Umsetzung des Gewässerschutzes vor dem Hintergrund einer Umorientierung der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) diskutiert (DVWK, 1995: 75ff.). Als eine mögliche honorierungsfähige Leistung wird von Fachverbänden häufig die Anlage bundesweiter Uferrandstreifen gefordert.

Vor diesem Hintergrund ist es Ziel dieses Beitrages, alternative Randbreiten eines bundesweiten Uferrandstreifenprogramms zur Reduzierung der PSM-Einträge in Oberflächengewässer im Rahmen einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse zu beurteilen (BÖHM et al., 2002). Hierzu werden für unterschiedliche Randbreiten modellmäßig errechnete Reduktionen der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf aquatische Ökosysteme den ebenfalls in einem Modell ermittelten landwirtschaftlichen Opportunitätskosten gegenübergestellt. Entscheidungskriterium für die Vorzüglichkeit einer Alternative ist die Relation von Wirksamkeit (ökotoxikologische Risikoreduktion) zu den Gesamtkosten der Maßnahme. Als Zielbeitrag der Maßnahme wird somit explizit der Einfluss variierender Breiten des Uferstreifens auf das PSM-Risiko¹ untersucht, das unter zusätzlicher

¹ In diesem Artikel wird der Begriff des Risikos synonym mit „Gefahr“ gebraucht. Eine Reduktion von Eintrittswahrscheinlichkeiten ist nicht Gegenstand der Untersuchungen.

Berücksichtigung des Einflusses von regionalisierten Standortfaktoren (u.a. Hangneigung, Niederschlag, Bodenart) auf der Ebene von Landkreisen berechnet wird. Die Aussage zu Kosten und der ökotoxikologischen Wirkung basiert dabei auf Standardanforderungen an Uferrandstreifen, die insbesondere eine geschlossene Vegetationsdecke voraussetzen.

Zur Durchführung der Wirkungsanalyse bedurfte es der Entwicklung eines verbesserten PSM-Indikators, der durch die konsistente Verknüpfung eines Agrarsektormodells mit einem Modell zur biologischen Risikoabschätzung von Wirkstoffen, zwei Geo-Informationssystemen sowie einer bundesweiten Erhebung über den PSM-Einsatz entwickelt wurde.

Der Beitrag gliedert sich in eine kurze Erläuterung des *Hintergrundes der Untersuchung* zur Kosten-Wirksamkeitsanalyse von Uferrandstreifenprogrammen, die Darstellung der *Methodik des PSM-Indikators* und die Beschreibung der *Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse. Schlussfolgerungen* hinsichtlich des Nutzens der Modellergebnisse für die Umweltökonomik beenden den Artikel.

2. Hintergrund der Untersuchung

Bereits in der vergangenen Dekade forderten der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU), Fachgremien und Verbände für Wasserwirtschaft die Anlage von Uferrandstreifenprogrammen. So sollten entsprechend des SRU-Gutachtens 2000 breite, naturnahe Uferstreifen, die von Düngung und PSM-Anwendung freigehalten werden, als Pufferflächen zum Schutz der Gewässer vor entsprechenden Einträgen dienen (SRU, 2000: 52). Ebenso forderten die 'Länderarbeitsgemeinschaft Wasser' (LAWA) und die 'Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz' (LABO) in diesem Zusammenhang die flächendeckende Einrichtung eines Uferrandstreifens von mindestens 10 m Breite (LAWA und LABO, 2002: 6). Auch nach Aussage der in der 'Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall' (DVWK) zusammengeschlossenen Verbände und Gesellschaften wäre die Anlage von Uferrandstreifen ein effizientes Mittel, um den PSM-Direkteintrag durch Überstreichen der Gewässer (Distanzeffekt) und durch Abdrift (Filterwirkung) zu verringern (DVWK, 1995: 73).

Diesen Forderungen wurde in der Novellierung des Naturschutzgesetzes Rechnung getragen, das seit dem 04.04.2002 in Kraft getreten ist. Die Novellierung des Naturschutzgesetzes legt für die Erhaltung und Anlage von natürlichen und naturnahen Uferrandstreifen fest, dass sie u.a. auch als Pufferzonen den Austrag von Düngemitteln aus landwirtschaftlichen Flächen reduzieren sollen (OERTER und HELLENBROICH, 2003: 201). Dieses wurde als eine Art Mindestanforderung bei der Umsetzung des Bundesnaturschutzgesetzes in Landesrecht von einigen Ländern herangezogen (OERTER und HELLENBROICH, 2003: 203).

Im Rahmen der flankierenden Maßnahmen nach den Richtlinien über die Gewährung von Zuwendungen für die Förderung der Anlage von Uferrandstreifen können bereits jetzt Bundesländer im Rahmen der Verordnung (EWG) 1257/1999 eine Förderung gewähren, wenn die Bewirtschaftung für die Dauer von fünf Jahren freiwillig erfolgt. Das Land Nordrhein-Westfalen hat hierfür zum Beispiel folgende Anforderungen aufgestellt (MUNLV, 2002: 2f.):

- Die Uferrandstreifen müssen zum Zeitpunkt der Antragstellung von der Zuwendungsempfängerin als Acker- und/oder Grünlandfläche deklariert und entsprechend bewirtschaftet worden sein.
- Die Breite der Randstreifen muss, gemessen von der ehemaligen Bewirtschaftungsgrenze, mindestens 3 m und darf höchstens 30 m betragen.
- Die Randstreifen müssen mit mehrjährigen Grasarten begrünt werden.
- Auf den Randstreifen dürfen keine Pflanzenschutzmittel ausgebracht werden.
- Auf den Randstreifen dürfen keine Meliorationsmaßnahmen vorgenommen werden.

Diese Anforderungen stellen die Basis für die in diesem Beitrag beschriebenen regionalisierten Auswirkungen eines Uferrandstreifenprogramms dar. Insbesondere wird für das im Folgenden zu Grunde gelegte Programm von der Annahme ausgegangen, dass der Uferrandstreifen mit einer geschlossenen Vegetation bedeckt ist. Diese Voraussetzung ist für die szenariobasierte Modellanwendung zur Berechnung des Oberflächenabflusses essenziell, da sie ein entscheidender Einflussfaktor für die Höhe der ökotoxikologischen Reduktionspotenziale ist.

Die Spanne der Uferrandbreiten, die in die Untersuchung einbezogen wurden, beläuft sich auf 3, 30 und 50 m. Die beiden ersten Werte wurden dem o.a. Programm entnommen, der Wert von 50 m wurde als zusätzliche Variante eingeführt. Eine kleinere Differenzierung der untersuchten Breiten hätte eine Genauigkeit vorgespiegelt, die im Rahmen der gegebenen Schätzgüte bundesweiter Modelle nicht zu leisten ist.

Wie oben schon kurz dargestellt, beschränkt sich die Untersuchung der ökologischen Wirkungen auf die Reduktion des ökotoxikologischen Risikos durch Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässern (siehe Abschnitt 3). Darüber hinausgehende positive Wirkungen wie die Erhaltung einer hohen Artenvielfalt und ähnliches werden in der hier vorliegenden Untersuchung nicht berücksichtigt.

Der als Reduktion des PSM-Risikos definierten ökologischen Wirksamkeit unterschiedlicher Randbreiten werden in diesem Beitrag die betrieblichen Opportunitätskosten aus der Einrichtung der Uferrandstreifen gegenübergestellt. Diese werden mit Hilfe des regionalisierten Agrarsektormodells RAUMIS (z.B. KREINS und CYPRIS, 1999) ermittelt, das in der Lage ist, auf der Ebene von Landkreisen Anpassungen der Produktionsstruktur auf die eingeschränkte Flächenverfügbarkeit zu modellieren und den insgesamt resultierenden Rückgang des landwirtschaftlichen Einkommens abzuschätzen. Die Analyse ist somit fokussiert auf diejenigen Kosten, die durch die Einrichtung von Uferrandstreifen für die Produzenten entstehen. Diese wären gleichzeitig Mindestprämien, die für die Einrichtung von Uferrandstreifen im Rahmen freiwilliger Vereinbarungen von der öffentlichen Hand aufzubringen wären.

3. Methodik des PSM-Indikators

Bisherige Aussagen, die im Rahmen von Agrarsektormodellen zur Gefährdung der Gewässer durch PSM-Einträge gemacht wurden, basierten meist auf Angaben über PSM-Aufwendungen, deren Disproportionalität zum biologischen

Risiko häufig kritisiert wird und zu Abbildungsfehlern führt. Aus diesem Grunde wurde für die vorliegende Analyse ein neuer Indikator entwickelt.

Dieser PSM-Indikator soll mehrdimensional negative Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln berücksichtigen und es damit erlauben, den PSM-Einsatz hinsichtlich des biologischen Risikos für Organismen zu bewerten. Als zentrale Problemstellung zur methodischen Entwicklung eines PSM-Risikoindikators bezeichnet VAN DER WERF die konsistente Erfassung der eingesetzten Wirkstoffmengen, des Ausbringungsortes der Pflanzenschutzmittel, des Anteils und der Konzentration in Oberflächengewässer und der Toxizität für die jeweiligen Organismen (CHRISTEN und O'HALLORAN-WIETHOLTZ, 2002: 50). Die hieraus resultierenden Bestimmungsfaktoren für die Höhe des Risikopotenzials sind u.a. die unterschiedliche Toxizität der Wirkstoffe mit jeweils spezifischer Sensibilität der geschädigten Organismen innerhalb aquatischer Lebensgemeinschaften, die PSM-Ausbringung (mit hohen Varianzen bei Applikationsmengen, -zeitpunkt und -folgen) und die unterschiedlich ausgestalteten natürlichen Rahmenbedingungen für einen Eintrag in Gewässer (natürliche Standortfaktoren). Die örtliche Gefahr, die von Pflanzenschutzmitteln ausgeht, variiert erheblich in Abhängigkeit des Zusammenspiels dieser Bestimmungsfaktoren (CORELL et al., 1994).

Die zentrale Innovation des neuen Indikators besteht in der Verknüpfung von naturwissenschaftlichen und agrarökonomischen Datenbanken bzw. Modellen. Hierbei werden die Ergebnisse einer bundesweiten Erhebung 'Netzwerk zur Ermittlung des PSM-Einsatzes in unterschiedlichen, landwirtschaftlichen Naturräumen Deutschlands' (NEPTUN) und die Ergebnisse des 'Synoptischen Bewertungsmodells für Pflanzenschutzmittel' (SYNOPSIS), die vom Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz der Biologischen Bundesanstalt (BBA) in Kleinmachnow zur Verfügung gestellt wurden, mit dem 'Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland' (RAUMIS) unter Zugrundelegung von zwei unterschiedlichen Geo-Informationssystemen (GIS) verknüpft. Der zu entwickelnde Indikator sollte es ermöglichen, die Änderung des PSM-Risikos aufgrund einer veränderten Landnutzung im Modell RAUMIS abzubilden.

Der neue Umweltindikator bildet das akute PSM-Risiko für aquatische Lebensgemeinschaften in Oberflächengewässern ab, das durch diffus applizierte Pflanzenschutzmittel (Feldapplikation) in der landwirtschaftlichen Produktion von der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) unter standardisierten Eintragsbedingungen hervorgerufen wird. Diese sind so gewählt, dass sie die Eintragswahrscheinlichkeit tendenziell eher über- als unterschätzen (standardisierte worst-case-Bedingungen).

3.1 Die verwendeten Modelle und Datenbanken

Im Folgenden werden die Modelle und Datenbanken, die zur Berechnung des Indikators verwendet wurden, kurz vorgestellt.

RAUMIS

Das 'Regionalisierte Agrar- und Umwelt-Informationssystem' (RAUMIS) dient dazu, durch die Analyse agrarpolitischer Instrumente die Konzipierung von Maßnahmen des

politischen Entscheidungsträgers zu unterstützen (LÖHE, 1997: 60). Das Modellsystem RAUMIS fokussiert zwei wesentliche Analyseebenen (KREINS und CYPRISS, 1999; GEIER et al., 1998: 119ff.). Die erste Analyseebene untersucht die klassischen Bereiche der Einkommens- und der Produktionsentwicklung bei alternativem Faktoreinsatz in der Landwirtschaft. Darüber hinaus gilt die Abbildung der Interdependenzen zwischen der Landwirtschaft und Umwelt als wichtige zweite Analyseebene von RAUMIS (WEINGARTEN, 1995: 67ff.).

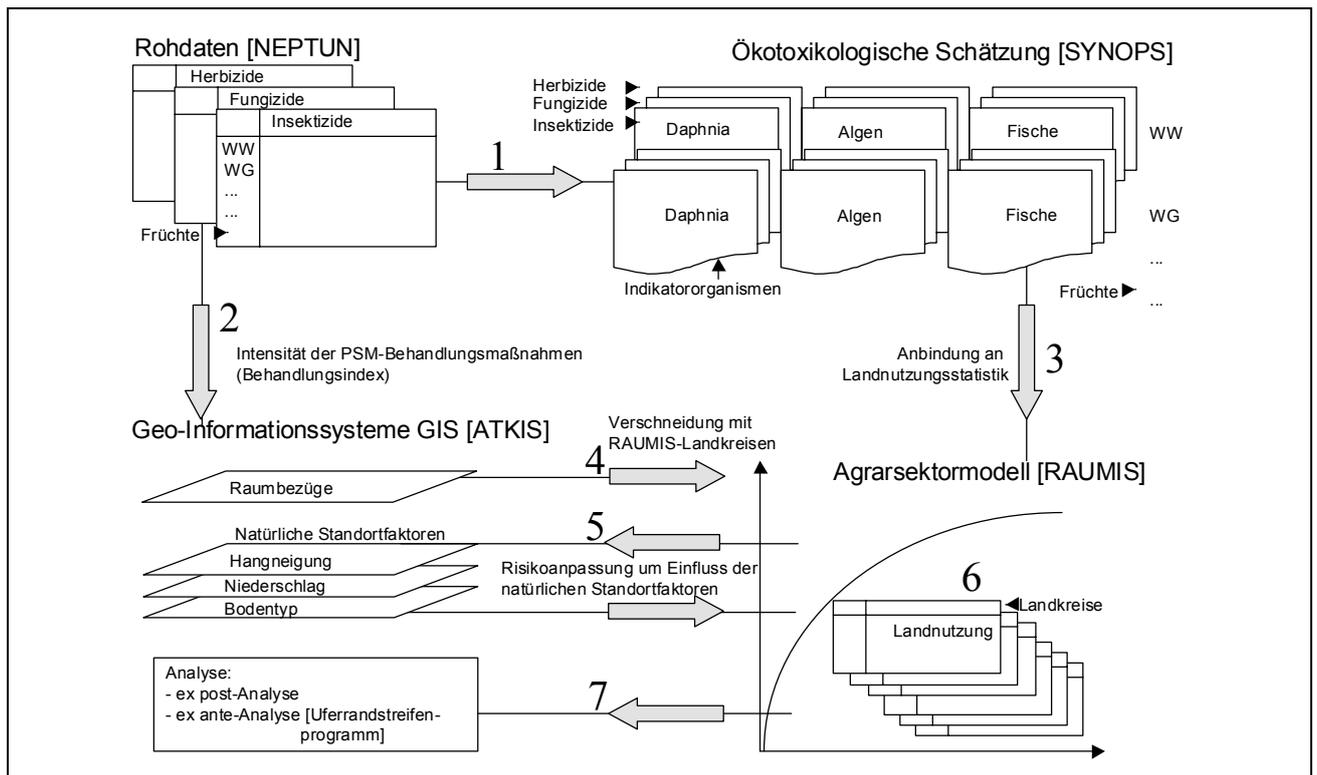
Ziel der Integration von Umweltindikatoren in das Agrarsektormodell RAUMIS ist es, quantitative Informationen für die Überprüfung der Umweltverträglichkeit landwirtschaftlicher Produktionsverfahren (Umwelt-Controlling²) sowie für die Formulierung und Evaluierung von agrarumweltpolitischen Maßnahmen bereitzustellen (VON MÜNCHHAUSEN und NIEBERG, 1997: 17). Das bislang integrierte Set an Umweltindikatoren bildet die Aspekte der Umweltwirkungsbereiche Wasser- und Bodenqualität sowie Arten- und Biotopvielfalt und die Treibhausgase in der Landwirtschaft ab. Als Indikator zur Risikoindikation von Pflanzenschutzmitteln wurden bislang monetäre Informationen über den fruchtartenspezifischen Aufwand an Pflanzenschutzmitteln verwendet.

RAUMIS nimmt eine zentrale Rolle in der Kosten-Wirksamkeitsanalyse von Uferrandstreifen ein, da der entwickelte PSM-Indikator an die Landnutzungsstatistik 'Bodennutzungshaupterhebung' im Modell angebunden wird. Hierbei ist die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) der Bundesrepublik in 326 Modellregionen gegliedert, die etwa den Landkreisen entsprechen. Der Aufbau des Modells bestimmt als methodische Grundlage maßgeblich die Konzeption des ökotoxikologischen Schätzansatzes und damit des PSM-Indikators, der letztlich die Abbildungsebene, Güte und Interpretationsmöglichkeiten der Ergebnisse determiniert.

Für die Fragestellung der potenziellen Auswirkungen eines Uferrandstreifenprogramms musste RAUMIS derart weiterentwickelt werden, dass die Opportunitätskosten in dem Simulationsszenario 'Uferrandstreifenprogramm' berechenbar sind. Hierfür wird diejenige Fläche, die durch die Anlage von Uferrandstreifen umgewidmet würde, durch Verschneidung von digitalen Daten zur Landnutzung und Oberflächengewässern aus dem 'Topographisch-Kartographischen Informationssystem' (ATKIS) quantifiziert und von der landkreisspezifischen LF abgezogen. Auf dieser Grundlage berechnet RAUMIS die agrarsektoralen Opportunitätskosten, denen der Nutzen in Form einer PSM-Risikoreduktion gegenüberzustellen ist. Durch den LP-basierten Optimierungsansatz im RAUMIS wird die Höhe der Opportunitätskosten nicht einfach als Wertschöpfungsverlust durch den Wegfall der landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgewiesen. Vielmehr werden auch Veränderungen der Verwertungsstrukturen von Boden, Arbeit und Kapital berücksichtigt und damit auch die Verflechtung der Tierproduktion mit dem Pflanzenbau, insbesondere dem

² Beim Umweltmonitoring findet eine Aufnahme von Bestand und Qualität der Ökosysteme und Umweltmedien mit Hilfe von State-Indikatoren statt. Hingegen kommen beim Umwelt-Controlling zum überwiegenden Teil Pressure-Indikatoren zum Einsatz (VON MÜNCHHAUSEN und NIEBERG, 1997: 17f.).

Abbildung 1. Verknüpfungsschema der verwendeten Modelle und Datenbanken von den Rohdaten bis zur angewandten Analyse des PSM-Risikos



Legende: WW = Wintergetreide, WG = Wintergerste

Quelle: eigene Darstellung

Futterbau, Rechnung getragen. Für die Berechnung der Opportunitätskosten unter gegebenen agrarpolitischen Vorgaben ist somit die Vorzüglichkeit von Marktfrüchten in definierten Schranken sowie die kostenminimale Futterzusammensetzung aus dem Futterbau, die wiederum die Wertschöpfungspotenziale in der Tierproduktion beeinflusst, ein wesentlicher Faktor. Hierbei wird den agierenden Landwirten in ihren Produktionsentscheidungen einzelbetrieblich rationales Verhalten unterstellt.

NEPTUN

Eine kontinuierliche und repräsentative Erhebung über die Ausbringung der eingesetzten PSM-Wirkstoffe bietet das Netzwerk NEPTUN. Ziel dieses Netzwerkes ist eine Erhebung von realistischen und praxisbezogenen Daten zum PSM-Einsatz in Deutschland.

Die Datenerfassung basiert auf einer Zonierung Deutschlands in 34 Boden-Klima-Regionen (BKR), die vergleichbare natürliche Rahmenbedingungen für die landwirtschaftliche Produktion definieren (SCHULZKE et al., 1998) und zum Teil erhebliche Größenunterschiede aufweisen können (ROßBERG et al., 2002: 3). Im Ergebnis erhält jede BKR 30 Erhebungsgemeinden, innerhalb derer die Erhebungsbetriebe liegen (ROßBERG et al., 2002: 5).

In den Indikator einbezogen wurden die Ergebnisse der ersten Entwicklungsphase des Vorhabens, die sich auf alle relevanten Feldfrüchte des Ackerbaus (Getreide einschließlich Mais, Hackfrüchte, Raps) bezog. Für den vorliegenden Ansatz werden die Pflanzenschutzmittel Herbizide, Fungizide und Insektizide einbezogen.

Aus der betrieblichen Gesamtanbaufläche der Fruchtart als behandelte Fläche lässt sich der *Flächenkoeffizient* für jede Applikation berechnen. Zusätzlich wird der *Mengenquotient* der je ha Frucht aufgewendeten PSM-Menge im Vergleich zur in der Zulassung angegebenen Aufwandsmenge definiert. Das Produkt der beiden Koeffizienten (Flächenkoeffizient, Mengenquotient) ergibt in der Summe aller Einzelanwendungen den *normierten Behandlungsindex* für einen Wirkungsbereich der jeweiligen Fruchtart. Ein Beispiel verdeutlicht diese Rechnung: „Wenn ein Landwirt eine Herbizidbehandlung auf seiner gesamten Weizenanbaufläche durchführt, dann ist der Behandlungsindex für Weizen, der von den Herbiziden herrührt, gleich 1,0. Behandelt er nur die Hälfte seiner Weizenanbaufläche mit Herbiziden und führt auf der anderen Hälfte z.B. mechanische Unkrautbekämpfung durch, dann ist der Behandlungsindex gleich 0,5. Reduziert er darüber hinaus noch auf dieser Behandlungsfläche die zugelassene Aufwandsmenge um 30 v.H., dann berechnet sich der Behandlungsindex entsprechend $0,5 \times 0,7 = 0,35$ “ (BURTH et al., 2002: 301).

Für jede Kombination von Fruchtart, Wirkungsbereich und BKR wird auf Basis der im NEPTUN erhobenen *absoluten Einsatzmengen* (kg a^{-1}) ein Index zur Regelaufwandmenge je Behandlungsfläche ermittelt. Der Behandlungsindex ist hierbei gleich der auf die Anbaufläche der Frucht und die Regelaufwandmenge normierten Anzahl der eingesetzten Fungizide, Herbizide und Insektizide. Dieses Ergebnis stellt die Datenbasis bezüglich der *Wirkstoffeinsatzmengen* chemischer Pflanzenschutzmittel dar. Der Erhebungszeitraum umfasst hierbei die Vegetationsperiode vom Herbst 1999 bis zum Sommer 2000 (ROßBERG et al., 2002: 13).

SYNOPS

Das 'Synoptische Bewertungsmodell für Pflanzenschutzmittel' (SYNOPS) der BBA ist darauf ausgelegt, das ökotoxikologische Risikopotenzial des Pflanzenschutzes für die Umwelt zu bestimmen (GUTSCHE, 2000: 68ff.). SYNOPS beinhaltet Bewertungsansätze für die Kompartimente Boden und Oberflächengewässer. Für das Kompartiment Oberflächengewässer betrachtet SYNOPS die Indikatororganismen Algen, Daphnia und Fische.

Als Grundeinheit des Bewertungsverfahrens wird von einer Applikation eines PSM-Wirkstoffs ausgegangen, für die das Modell Kenngrößen der Exposition in den beiden Kompartimenten bestimmt (GUTSCHE, 2000: 70). Die Bewertungsgrößen werden in Form von Kennziffern aus dem Verhältnis der Exposition und der ökotoxikologischen Wirkung der Substanz auf die Testorganismen berechnet. Diese Kennziffern geben das biologische Risiko eines Wirkstoffs unter z.T. standardisierten Bedingungen wieder.

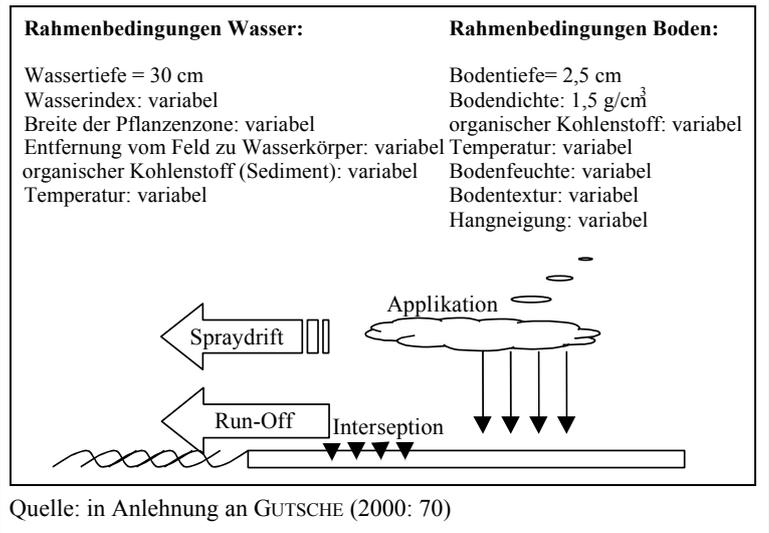
SYNOPS bildet die Spray-Drift und den Run-Off als wesentliche PSM-Eintragswege ab, für die variable Bedingungen der Ausbringung (z.B. Temperatur), konstante natürliche Gegebenheiten (z.B. Wassertiefe) und die Anwendung der Spray-Technik definiert werden (GUTSCHE und ROSSBERG, 1999: 70ff.). Diese natürlichen Randbedingungen geben die Referenzsituation wieder, wobei die Auswirkungen zwischen dem Modellmodul 'Boden' und 'Oberflächenwasser' eng korreliert sind. Zusammen mit den aus NEPTUN stammenden Daten über die Wirkstoffapplikation ergeben sich hieraus die Umweltkonzentrationen im Wasser. Darauf aufbauend kann für jeden Wirkstoff die Umweltexposition in einem kurzfristigen und langfristigen Zeithorizont und damit das akute und chronische biologische Risiko für die Referenzorganismen berechnet werden. Zum Schluss werden die Risikopotenziale in Abhängigkeit von der Fragestellung aggregiert. Die hier benutzte Modellanwendung beschränkt sich auf die Betrachtung des akuten biologischen Risikos und gewichtet bei der Festlegung des aggregierten biologischen Risikoindizes je Wirkstoffeinheit Beeinträchtigungen aller drei Referenzorganismen gleich.

Ein besonderer Einsatzbereich des Modells ist die räumliche Ausweisung von Risikopotenzialen durch Kombination von SYNOPS mit GIS (GOLLA et al., 2002), die bisher genutzt wurde, um das Zusammenspiel der natürlichen Standortfaktoren in Gefährdungskarten möglichst kleinräumig abzubilden. Sie eignet sich aber auch zur Kombination mit Instrumenten, welche die landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) auf Grundlage der Bodennutzungshaupterhebung als 'Regionshof' in Agrarsektormodellen abbilden. Die in diesem Beitrag beschriebene Modellverknüpfung zwischen SYNOPS und dem Agrarsektormodell RAUMIS zeigt eine solche Möglichkeit auf.

GIS-Datenbanken

Die verwendeten GIS-Datenbanken sollen eine möglichst gute Anpassung an die regionalen Gegebenheiten in den Landkreisen ermöglichen. Sie beziehen sich auf die natürlichen Standortbedingungen, die in SYNOPS eingehen, ebenso wie auf die Uferlängen, die für die Ermittlung des

Abbildung 2. Im Modell SYNOPS abgebildete Eintragswege über Spray-Drift und Run-Off



PSM-Risikos und der Opportunitätskosten von Bedeutung sind. Als Geodatenbasen für das SYNOPS-Modell dienen: Höhendaten vom U.S. Geological Survey (GTOPO 30 Digital Elevation Models), 30-jährige Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes, die digitale Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1 000 000 (BÜK, 1000) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und ATKIS DTK25 der Vermessungsverwaltungen der Länder und des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie. Unter Verwendung von ArcInfo wurden diese Werte auf die Modellkreise im RAUMIS umgerechnet.

Die Uferlänge ist eine wesentliche Determinante für die Opportunitätskosten, die auf einen Landkreis bei unterschiedlichen Randbreiten zukommen. Aus der Gesamtuferlänge je Landkreis wird durch Multiplikation mit den definierten Uferbreiten diejenige Produktionsfläche berechnet, die im Modellszenario bei Anlage des bundesweiten Uferstrandstreifenprogramms mit Breiten von 3, 30 und 50 m umgewidmet werden würde.

Bei dieser Berechnung wird lediglich diejenige Uferlänge berücksichtigt, an die tatsächlich die LF innerhalb einer Pufferbreite von 10 m angrenzt. Zur Ermittlung der Nachbarschaftsverhältnisse der Uferlängen bedarf es eines Mindestmaßstabes von 1:10 000. Die Datengrundlage der benötigten räumlich verorteten Landnutzungseinheiten (Ackerland, Grünland, Wald) lieferte das 'Amtliche digitale Topographisch-Kartographische Informationssystem' (ATKIS). Um die Landnutzungsinformationen auf die im RAUMIS definierten Modellkreise zu berechnen, war es nötig, die Kreisgrenzen mit den digitalen Kartenblättern in ATKIS zu verschneiden.

Die Uferlängen gehen ebenfalls ein in die Ermittlung des Gewässerindex I_G . Dieser gibt als *exogener* Standortfaktor die relative räumliche Gewässernetzdichte als eine wichtige Bestimmungsgröße für den tatsächlichen PSM-Eintrag an. Er ist definiert als das Verhältnis von Uferlänge zur landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF):

$$(1) \quad I_{G,LKi} = UL_{LF,LKi} / LF^*_{ges,LKi}$$

* Die LF ist definiert als die landwirtschaftlich genutzte Fläche abzüglich Grünland, Baumschulen sowie Korbweiden-, Pappelanlagen und Weihnachtsbaumkulturen

mit:

- $I_{G,LKi}$ = Index für die durchschnittliche Gewässernetzdichte G des Landkreises i
- $UL_{LF,LKi}$ = gesamte Uferlänge (an der LF angrenzend) des Landkreises i
- $LF_{ges,LKi}$ = gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) des Landkreises i

3.2 Berechnung des PSM-Indikators

Auf der Basis des Modells SYNOPSIS wurde für die RAUMIS-Hauptfruchtarten aufgrund der in diesen Fruchtarten eingesetzten Wirkstoffe das Umweltrisikopotential getrennt für Fungizide, Herbizide und Insektizide berechnet. Für den Obstbau wurden die am häufigsten eingesetzten Wirkstoffe über eine Analyse ausgewählter Betriebe, die vorab aus dem Datenbestand der NEPTUN-Erhebung 2000/2001 im Obstbau entnommen wurden, ermittelt und die Risikoindizes analog zum Feldbau mittels SYNOPSIS berechnet. Da eine NEPTUN-Erhebung für Wein noch nicht vorlag, wurde für die Berechnung der Risikopotentiale im Weinbau auf Expertenschätzungen der Pflanzenschutzdienste zurückgegriffen.

Zur Zusammenführung der fruchtartenspezifischen Informationen wurde jeweils der Behandlungsindex für Herbizide, Fungizide und Insektizide pro Frucht mit dem entsprechenden Risikoindex multipliziert und anschließend aggregiert.

Um eine Möglichkeit zu eröffnen, regionale Unterschiede in den Ausprägungen der für SYNOPSIS zugrunde gelegten standardisierten natürlichen Bedingungen zu berücksichtigen, wurden für die häufigsten Wirkstoffe Modellrechnungen mit Varianten für Hangneigung, Niederschlag und Bodengruppe durchgeführt. Diese Berechnungen auf der Grundlage von geschätzten Eintragsfunktionen erlauben es, den relativen Einfluss der tatsächlichen Ausprägung der natürlichen Standortfaktoren auf die Höhe des Risikopotenzials landkreisspezifisch anzupassen.

$$(2) \quad R_{PSM,LKi} = \sum_{f=1}^{326} (R_{f,LKi} * A_{int,f,LKi}) * E_{G,H,B,N,E,LKi}$$

mit:

- $R_{PSM,LKi}$ = Risikopotenzial R des Landkreises i
- $R_{f,LKi}$ = Summe aller Risikopotenziale / Frucht f * relativer Anbauanteil des Landkreises i
- $A_{int,f,LKi}$ = fruchtartenspezifischer Anpassungsfaktor über $BI_{f,LKi}$ als regionale Abweichung vom mittleren Behandlungsindex (\bar{BI}) / Frucht f des Landkreises i
- $E_{G,H,B,N,E,LKi}$ = Risikoanpassung an natürliche Standortfaktoren in Abhängigkeit von der Hangneigung, der Bodenart, des Niederschlags und der Gewässernetzdichte des Landkreises i

wobei:

$$(3) \quad E_{G,H,B,N,E,LKi} = IRO_{H,LKi} * IRO_{B,LKi} * IRO_{N,LKi} * I_{G,LKi}$$

mit:

- $E_{G,H,B,N,E,LKi}$ = Risikoanpassung an natürliche Standortfaktoren in Abhängigkeit von der Hangneigung, der Bodenart, des Niederschlags und der Gewässernetzdichte des Landkreises i

- $IRO_{H,LKi}$ = Risikoeinfluss der Hangneigungsabweichung H (Hangneigungsklassen) des Landkreises i vom durchschnittlichen Risikopotenzial gemäß der Modelldefinition im SYNOPSIS
- $IRO_{B,LKi}$ = Risikoeinfluss der Abweichung des Landkreises i vom durchschnittlichen Bodentyp B gemäß der Modelldefinition im SYNOPSIS
- $IRO_{N,LKi}$ = Risikoeinfluss der Niederschlagsabweichung N des Landkreises i von der durchschnittlichen Niederschlagsintensität gemäß der Modelldefinition im SYNOPSIS
- $I_{G,LKi}$ = Index des Einflusses der durchschnittlichen Gewässernetzdichte IG des Landkreises i

Im Ergebnis findet durch dieses Verfahren eine nach derzeitigem Modellaufbau optimale Anpassung der Risikohöhe an die 'standardisierten worst-case-Eintragsbedingungen' statt, welches zudem eine – möglichst kleinräumig – regional differenzierte Risikoabschätzung zulässt.

4. Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeitsanalyse

Mit Hilfe des eben beschriebenen Indikators können Unterschiede der ökotoxikologischen Belastungen von aquatischen Lebensgemeinschaften in Oberflächengewässern in Abhängigkeit von den Uferlandstreifenbreiten ermittelt werden. Wenn diese den Opportunitätskosten der für die Uferlandstreifen unterschiedlicher Breite benötigten LF gegenübergestellt werden, können Aussagen zur Kosten-Wirksamkeit unterschiedlicher Randbreiten gemacht werden. Im Folgenden werden die Ergebnisse für den Flächenverbrauch, die Opportunitätskosten und die ökologische Wirkung zuerst getrennt ausgewiesen, bevor sie in der Kosten-Wirksamkeitsanalyse zusammengeführt werden.

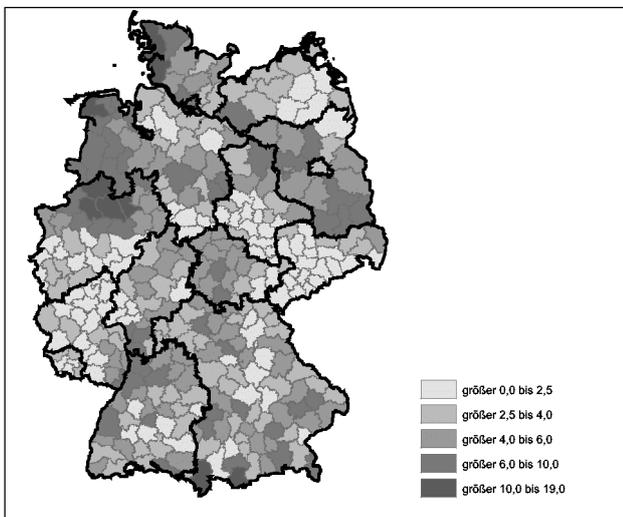
Flächenanspruch des Umweltprogramms

Das Referenzsystem für die Analyse bildet die Umsetzung der Ausgestaltung agrarpolitischer Maßnahmen unter der Reformagenda 2000 (BERTELSMEIER et al., 2002: 5). Vor diesem Hintergrund werden die Wirkungen der verringerten Produktionsfläche (LF) abgeschätzt. Abbildung 3 zeigt beispielhaft den prozentualen Flächenverbrauch durch die Anlage der Uferlandstreifen an, die mit einer Breite von 30 m die landwirtschaftlich genutzte Fläche verdrängen würden.

Bei einer Uferbreite von 30 m ergäben sich u.a. in den Landkreisen Dithmarschen (12,2 v.H.), sowie Aurich (11,8 v.H.) und Coesfeld (11,78 v.H.) sehr hohe Anteile an Umwidmungsflächen. Hingegen war der geringste Flächenanteil mit 0,8 v.H. an der gesamten LF im Oberbergischen Kreis zu finden.

Nach Bundesländern variiert für diese Uferbreite der Anteil des Flächenanspruchs zwischen 2,12 v.H. und 10,57 v.H. Hervorzuheben sind Bayern und Niedersachsen, die mit jeweils etwa 98 350 ha den höchsten absoluten Flächenanspruch aufweisen. Ihre relativen Flächenanteile an der LF liegen bei 4,14 bzw. 5,17 v.H. Als Beispiele mittlerer Flächenansprüche können Mecklenburg-Vorpommern (34 939 ha - 3,09 v.H.) und Sachsen Anhalt (36 738 ha - 3,44 v.H.) angeführt werden. Sehr geringe absolute Flächenansprüche haben hingegen Rheinland-Pfalz mit 14 372 ha (2,96 v.H.) sowie das Saarland mit 1 608 ha (3 v.H.)

Abbildung 3. Flächenanteil (v.H.) an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) bei der Anlage eines Uferrandstreifens mit einer Breite von 30 m (Umwidmungsfläche)



Quelle: eigene Darstellung

Opportunitätskosten

Die ökonomische Fragestellung zielt auf die Bestimmung der Höhe der (betriebswirtschaftlichen) Opportunitätskosten durch die von den Uferbreiten abhängige Verringerung der LF ab. Zur Berechnung dieser Opportunitätskosten wird die Einkommensgröße 'Bruttowertschöpfung zu Faktorkosten' herangezogen, da sie vom Produktionswert die Vorleistungen sowie die Produktionssteuern (exkl. Abschreibungen) abzieht, jedoch die Subventionen mit in die Berechnung einschließt.

RAUMIS ermittelt die optimale Anpassungsreaktion des Faktoreinsatzes und der Produktion auf die exogen vorgegebene Verringerung der Produktionsfläche. Hierbei werden die intrasektoralen Wechselwirkungen zwischen der Pflanzenproduktion (u.a. Futterbau) und der Tierproduktion modellendogen im Optimierungsansatz berücksichtigt. Hinsichtlich der Interpretation der Modellergebnisse bleibt anzumerken, dass im Rahmen des makroskaligen Ansatzes sowie der Modellspezifikationen zur Berechnung der Szenarien die Ergebnisse als Richtwerte zur Einordnung der Kostenstrukturen zu betrachten sind. In diesem Zusammenhang muss bei Betrachtung der derzeitigen Abbildungsgüte hinsichtlich der verwendeten digitalen Daten im GIS und der verwendeten Agrarstatistik über die landwirtschaftliche Produktionsstruktur im RAUMIS auf eine Abstraktion der Ausprägung der natürlichen Standortfaktoren verwiesen werden. Neben der absoluten Höhe der Opportunitätskosten ist die Bedeutung der regionalen Differenzierung der Ergebnisse für die umweltpolitische Diskussion hervorzuheben.

Kostenstrukturen: Es ergeben sich für ganz Deutschland bei einer Uferbreite von 3 m sektorale Opportunitätskosten in Höhe von 14 Mio. Euro. Die Kosten steigen bei 30 m auf 221,842 Mio. Euro und bei 50 m insgesamt auf 381,05 Mio. Euro. Gegenüber dem Referenzszenario sinkt die Bruttowertschöpfung zu Faktorkosten in der Landwirtschaft bei 3 m um 0,08 v.H., bei 30 m um 1,2 v.H. sowie bei 50 m um

2,04 v.H. Maximal verringert sich die Bruttowertschöpfung im Landkreis Dithmarschen um 0,46 v.H. bei 3 m, um 5,3 v.H. bei 30 m und um 9,4 v.H. bei 50 m. Dabei steigen die Varianzen der Landkreiswerte in von den Uferbreiten exponentiell von 0,086 (3 m), über 2,11 (30 m) bis auf 5,4 (50 m) an.

Auffällig ist, dass der Landkreis, der bei geringen Uferrandbreiten die höchsten absoluten Kosten trägt (Freiburg), bei größeren Uferrandbreiten nicht mehr an der Belastungsspitze liegt. Diesen Platz übernimmt dann das Emsland, das offensichtlich den Flächenverlust von 3 m relativ zu Freiburg besser kompensieren kann, bei höheren Randbreiten jedoch das 'Kompensierungspotenzial' erschöpft hat, so dass es bei den Randbreiten von 30 und 50 m den höchsten Wertschöpfungsverlust aller Modellkreise zu verzeichnen hat. Ursache hierfür sind die Verflechtungsstrukturen zum Grünland, Futterbau und zur Tierproduktion. Denn eine Verringerung der Futterbaufläche ist nach Wertschöpfungskriterien gewichtiger als die der Marktfruchtfläche, da durch sie auch die Tierproduktion mit hohem Wertschöpfungspotenzial eingeschränkt wird.

Die Tabelle 1 gibt die durchschnittlichen direkten Prämienkosten für die einzelnen Bundesländer unter der Annahme an, dass die Prämie den länderspezifischen durchschnittlichen Opportunitätskosten je ha Uferrandstreifen entspricht.

Dabei ist zu beachten, dass diese Angaben nur eine Untergrenze für die Belastungen der öffentlichen Hand durch ein solches Programm darstellen, wenn auf freiwilliger Basis an allen Ufern der Bundesländer Randstreifen angelegt werden sollten. In dem Fall muss sich die Prämie nämlich an den Landwirten mit den höchsten Opportunitätskosten richten. Hinzu kämen noch die Transaktionskosten derartiger Programme. Auf der anderen Seite ist nicht damit zu rechnen, dass ein auf freiwillige Teilnahme angelegtes Programm zu einer vollständigen Einbringung aller in Frage kommenden Flächen führt. Insofern können die hier angegebenen Werte der durchschnittlichen Opportunitätskosten auch als erste Annäherung an den auf die öffentliche Hand zukommenden Finanzbedarf angesehen werden.

Absolut würden bei einer Randbreite von 3 m besonders Baden-Württemberg mit 4,626 Mio. Euro, Niedersachsen mit 3,319 Mio. Euro und Nordrhein-Westfalen mit 3,094 belastet. Im Falle einer Uferrandbreite von 30 m stechen Bayern, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen mit Gesamtbelastungen von 36,76 Mio. Euro, 49,40 Mio. Euro und 41,30 Mio. Euro hervor. Die höchsten Hektarprämien hätten hingegen Nordrhein-Westfalen mit 551,7 Euro, Mecklenburg-Vorpommern mit 528,9 Euro, Niedersachsen mit 502,1 Euro und Baden-Württemberg mit 466,4 Euro. Es wird deutlich, dass mit höherer Uferandstreifenbreite die benötigten Beträge je ha in fast allen Fällen steigen. Hierin spiegeln sich die Grenzen wider, die einer Kompensation des Flächenverlustes gesetzt sind. Ein kleiner Flächenverlust kann von der Landwirtschaft durch entsprechende Anpassungen deutlich besser abgedeckt werden als die hohen Flächenverluste, die mit 30 oder sogar 50 m Randstreifenbreiten verbunden sind.

Ökologische Auswirkungen

Den oben dargestellten Kosten müssen für eine Kosten-Wirksamkeitsanalyse die ökologischen Wirkungen gegen-

Tabelle 1. Überblick über durchschnittliche Opportunitätskosten der Bundesländer bei Uferbreiten von 3, 30 und 50 m sowie hieraus resultierende Prämienkosten je ha

	FA I ¹	Euro /ha	FA II ²	Euro /ha	FA III ³	Euro /ha
Sachsen	0,193	101,364	5,158	270,055	8,849	277,956
Rheinland-Pfalz	0,207	144,328	6,029	419,443	10,350	431,987
Saarland	0,024	18,816	0,27951	21,3434	0,496	22,7574
Mecklenburg- Vorpommern	0,241	115,846	11,024	528,957	19,054	548,561
Sachsen Anhalt	0,209	51,7476	8,041	198,384	13,872	205,340
Hessen	0,466	190,710	9,718	397,545	16,602	407,487
Bayern	1,415	143,519	36,767	372,838	63,819	388,295
Thüringen	1,130	278,892	12,845	316,888	21,604	319,774
Baden-Württemberg	4,626	1002,64	21,526	466,479	34,245	445,262
Brandenburg	1,417	257,03	3,883	70,43	5,666	61,65
Niedersachsen	3,319	337,417	49,401	502,197	86,182	525,664
Nordrhein-Westfalen	3,094	413,297	41,308	551,768	70,211	562,694
Schleswig-Holstein	1,433	262,543	23,629	432,913	41,438	455,518
Summe Euro		14,892		221,842		381,05

Legende:

- Zu 1: Gesamter Finanzmittelaufwand I (FA I) in Mio. Euro / Bundesland sowie die durchschnittliche Prämie zur Deckung der Opportunitätskosten der Landwirtschaft in Euro / ha bei einer Uferandbreite von 3 m.
 Zu 2: Gesamter Finanzmittelaufwand II (FA II) in Mio. Euro / Bundesland sowie die durchschnittliche Prämie zur Deckung der Opportunitätskosten der Landwirtschaft in Euro / ha bei einer Uferandbreite von 30 m.
 Zu 3: Gesamter Finanzmittelaufwand III (FA III) in Mio. Euro / Bundesland sowie die durchschnittliche Prämie zur Deckung der Opportunitätskosten der Landwirtschaft in Euro / ha bei einer Uferandbreite von 50 m.

Quelle: eigene Darstellung

übergestellt werden. Dies geschieht durch die Ausweisung des Risikoreduktionspotentials entsprechend dem oben erläuterten PSM-Indikator. Die Auswirkungen des Uferandstreifenprogramms umfassen die Risikoreduktionen durch den verringerten *Run-Off* sowie durch die verringerte *Abdrift*. Modellrechnungen der BBA konnten die Reduktionsraten mittels des Modells SYNOPSIS modellendogen über die verringerte Exposition abschätzen, indem für jeden Einzelwirkstoff das Verringerungspotenzial des Stoffeintrags bestimmt und im Folgeschritt nach Wirkstoffkompartimenten zu einem Gesamtwert aggregiert wurde. Dieses Verfahren wurde getrennt nach den Eintragswegen Abdrift und Run-Off durchgeführt und letztlich zur 'Gesamtrisikoreduktion' zusammengeführt.

Die Berechnungen gründen, wie vorne dargestellt, auf der Annahme konstanter Anwendungsbedingungen und geben das Gefahrenpotenzial unter Einbezug der regional differenzierten Ausprägungen der natürlichen Standortfaktoren wieder. Hierbei werden die wirkstoffspezifischen Abstandsauflagen zur Zulassung im Rahmen der Verordnung über Pflanzenschutzmittel (PflSchMVO) nicht in die Betrachtung einbezogen. Denn die Einhaltung der Zulassungsvorschriften sowie die Einhaltung der 'Guten fachlichen Praxis' über die bestimmungsgemäße und sachgerechte Anwendung von Pflanzenschutzmitteln impliziert grundsätzlich die Aussage, dass bereits im Vorfeld ein Gewässereintrag ordnungsrechtlich ausgeschlossen wurde. Ein Eintrag beruht demnach immer auf einer Abweichung der idealtypischen Anwendungssituation. Eine Modellierung der Auswirkungen des Uferandstreifenprogramms unter Berücksichtigung der wirkstoffspezifischen Abstandsauflagen würde aus diesem Grunde nicht die maximale Wirkung des Programms quantifizieren, sondern stets implizit den 'ord-

nungsrechtlichen Effekt' der Abstandsauflagen wiedergeben. Demnach sei an dieser Stelle ausdrücklich auf eine mögliche Überschätzung der Wirkung des Uferandstreifenprogramms hingewiesen – besonders im Falle geringer Uferandbreiten (z.B. 3 m).

Die Ergebnisse sind definiert als das maximale Reduktionspotenzial des PSM-Risikos für aquatische Lebensgemeinschaften in Oberflächengewässern. Tabelle 2 zeigt die Risikoreduktion aus der Summe der verringerten Einträge über die Abdrift und den Run-Off bei einer annahmegemäß geschlossenen Vegetationsdecke des Uferandstreifens auf. Nach Umrechnung des Gesamteffekts auf die Indikatororganismen hat die Uferbreite von 3 m eine Reduzierung des Risikos von 60,94 v.H. zur Folge. Die Risikoreduktion erhöht sich insgesamt bei 30 m auf 93,66 v.H. und bei 50 m auf 96,06 v.H..

Ergebnisse zur Kostenwirksamkeit unterschiedlicher Uferandstreifenprogramme

Die Relation der Risikoreduktionsraten zu den berechneten Kostenstrukturen der Opportunitätskosten lässt Rückschlüsse auf die Kostenwirksamkeit³ der verschiedenen Randbreiten zu.

³ Eine ökonomische Bewertung dieser Risikoreduktionen erfolgt nicht, so dass diese Ergebnisse nicht als ein Hinweis auf eine volkswirtschaftliche Vorzüglichkeit einer Randbreite verstanden werden dürfen. Der Wert einer KWA liegt vor allem darin, den Verantwortlichen die Kosten für gewünschte Veränderungen aufzuzeigen. Sie kann auch auf Maßnahmen hinweisen, die ohne nennenswerte Veränderung der Wirkung große Änderungen in den Kosten hervorrufen oder die zu großen Wirkungsunterschieden bei annähernd gleichen Kosten führen (BÖHM et al., 2002).

Tabelle 2. Reduktionspotenziale des Wirkstoffeintrags über die Abdrift und den Run-Off nach Wirkstoffkompartimenten in g/ha Wasseroberfläche für das Jahr 2000

	Summe Referenz	Ufer 3 m	Ufer 30 m	Ufer 50 m
Herbizide	17,9478	7,111868494	1,215568797	1,05922185
Fungizide	9,6673	3,694299079	0,527137047	4,21504E-06
Insektizide	1,5909	0,598921828	0,108027489	0,090005477

Quelle: eigene Berechnungen

Bei einer Randbreite von 3 m ergibt sich ein Verhältnis von 60,94 v.H. zu 14,89 Mio. Euro. Somit betragen die Kosten zur Reduzierung eines einzigen Prozentpunktes 'Risiko' 0,244 Mio. Euro. Im Vergleich liegt das Verhältnis der Risikoreduktion zu den resultierenden Opportunitätskosten bei 30 m bei 93,66 v.H. zu 221,842 Mio. Euro, d.h. dass die Reduzierung eines Prozentpunktes 'Risiko' 2,368 Mio. Euro kosten würde.

Bei einer Uferbreite von 50 m sinkt die Relation weiter auf 96,06 v.H. zu 381,05 Mio. Euro ab. Dies hat zur Reduktion eines Prozentpunktes 'Risiko' Kosten in Höhe von 3,966 Mio. Euro zur Folge. Bei der Frage nach der optimalen Breite eines Randstreifens sind allerdings nicht so sehr die absoluten Kosten und Reduktionspotenziale von Bedeutung, sondern die Veränderungen, die sich aufgrund einer Änderung der Randbreiten ergeben. Eine Verbreiterung von 3 auf 30 m senkt das Risiko um knapp 33 Prozentpunkte, verursacht aber zusätzliche Kosten von 207 Millionen €. Noch schlechter sieht das Verhältnis bei einer Ausdehnung der Randbreiten auf 50 m aus, wo es kaum noch zu einer Risikoreduktion kommt (unter 3%), die Kosten aber weiter stark zunehmen. Während bei der geringsten Uferbreite die Kosten pro vermindertem Risikopunkt (RP) etwa 0,24 Mio. € betragen, muss für eine weitere Reduktion des Risikos durch eine Verbreiterung der Uferbreite auf 30 m 0,63 Mio. €/RP aufgebracht werden. Bei der weiteren Verbreiterung der Randstreifen kommt es bei hohen Kosten kaum noch zu einer Risikoreduktion, so dass sich das Kosten-Wirksamkeitsverhältnis für die weitere Risikoreduktion auf etwa 53 Mio. € je Risikopunkt verschlechtert.

Die Bewertung der Ergebnisse bzgl. ihrer naturwissenschaftlichen Wirksamkeit beschränkt sich hierbei allerdings auf die aggregierte Gegenüberstellung des sektoralen Kosteneffekts zum Risikoreduktionspotenzial bei alternativen Uferbreiten. Demnach findet keine weitergehende Wirkungsanalyse der Zusammenhänge im Zönosengefüge aquatischer Organismen statt.

5. Schlussfolgerungen

Der in diesem Artikel vorgestellte Indikator leistet durch die Ermittlung von Opportunitätskosten für eine Reduzierung des PSM-Risikos in Oberflächengewässern einen wichtigen Beitrag zur Konzipierung der auf Pflanzenschutzmittel fokussierten Umweltpolitik. Erst mit dieser Information ist die Wissenschaft in der Lage, unterschiedliche Maßnahmenvorschläge hinsichtlich der Kosten für ökologische Leistungen zu beurteilen. Wie dies geschehen

kann, wurde hier am Beispiel möglicher Breiten von Uferstreifen dargestellt. Dabei wurde deutlich, dass das beste Kosten-Wirksamkeitsverhältnis (bezogen auf den gewählten Indikator) bei der geringsten der drei berechneten Uferbreiten gegeben ist. Vor allem aber zeigte sich, dass die Opportunitätskosten für eine Risikoreduktion durch Uferstreifen zwischen den Regionen stark differieren. Dies weist darauf hin, dass ein bundesweit einheitliches Uferstreifenprogramm keine kostengünstige Möglichkeit zur Verringerung des PSM-Risikos darstellt. Speziell durch die

regional differenzierte Sichtweise kann die Kosten-Wirksamkeitsanalyse in diesem Artikel jedoch einen Beitrag zur effizienten Ausgestaltung solcher Programme liefern.

Mit dem hier entwickelten Ansatz gelingt es zudem, im Rahmen von Agrarsektormodellen (hier RAUMIS) eine im Vergleich zum bisher gebräuchlichen Indikator deutlich verbesserte Abbildung der PSM-Risiken durch die regionale landwirtschaftliche Nutzung zu erreichen. Dies ist auch für die praktische Politikberatung von großem Interesse. So ist es mit diesem Indikator möglich, auf ökotoxikologischen Analysen beruhende Einschätzungen über die Veränderung des PSM-Risikos durch z.B. die Reform der EU-Agrarpolitik oder anderer politischer Instrumente abzugeben.

Literatur

- BERTELSMEIER, M., H. GÖMANN, W. KLEINHANB, P. KREINS, D. MANEGOLD und F. OFFERMANN (2002): Auswirkungen der KOM-Vorschläge im Rahmen der Halbzeitbewertung der Agenda 2000. In: Schriftenreihe der Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie, Bd. 320, Bonn.
- BÖHM, E., T. HILLENBRAND und J. LIEBERT (2002): Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz. UBA-FB 000221, Umweltbundesamt, Berlin.
- BURTH, U., V. GUTSCHE, B. FREIER und D. ROBBERG (2002): Das notwendige Maß bei der Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel. In: Nachrichtenblatt Deutscher Pflanzenschutzdienst 54 (12), Stuttgart: 297-303.
- CHRISTEN, O. und Z. O'HALLORAN-WIETHOLTZ (2002): Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft. Institut für Landwirtschaft und Umwelt, ILU-Heft 3/2002, FIL, Bonn.
- CORELL, G., FINUS, M., C. HAGNER und R. HERMANN (1994): Modellstudie zu umweltrelevanten Informationen aus der Agrarstatistik. Schriften 59, Zentrum für regionale Entwicklungsforschung der Justus-Liebig-Universität Gießen.
- DVWK (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall) (1995): Maßnahmen zum verstärkten Schutz im Verursacherbereich Landwirtschaft. Arbeitskreis 'Belastungen der Gewässer aus der Landwirtschaft- gemeinsame Lösungsansätze', Dresden.
- GEIER, U., M. MEUDT, B. RUDLOFF und G. URFEI (1998): Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft - Indikatorensysteme -. UBA-Texte 42/99, Umweltbundesamt, Berlin.
- GOLLA, B., S. ENZIAN, B. JÜTTERSONKE und V. GUTSCHE (2002): Entwicklung und Testung eines GIS-gestützten Verfahrens zur Erstellung thematischer Risikokarten als Grundlage für eine Differenzierung von Anwendungsbestimmungen zum Schutz

- des Naturhaushaltes beim Einsatz von PSM. UBA-Texte 24/02, Umweltbundesamt, Berlin.
- GUTSCHE, V. und D. ROSSBERG (1999): Synoptisches Bewertungsmodell für Pflanzenschutzmittel. (engl.) In: Autorenkollektiv (1999): Comparing Environmental Risk Indicators for Pesticides. Results of the European CAPER Project. Centre for Agriculture and Environment Utrecht, CLM 426, Appendix 2b: 69-83.
- GUTSCHE, V. (2000): Brauchen wir chemischen Pflanzenschutz? Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft BBA, Heft 371: 68-83.
- KREINS, P. und C. CYPRIIS (1999): Entwicklung der regionalen Wettbewerbsfähigkeit im Bereich der Milchproduktion und Folgen für die Landnutzung. Vervielfältigtes Manuskript für die 39. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e. V. in Kiel, 4.-6. Oktober 1999.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (2002): Gemeinsamer Bericht zu Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft aus Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. Hannover.
- LÖHE, W. (1997): Extensivierungspotenziale in der Landwirtschaft, Regional differenzierte Simulationsanalysen unter alternativen agrar- und umweltpolitischen Rahmenbedingungen für die Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen. Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2002): Richtlinien über die Gewährung von Zuwendungen für die Förderung der Anlage von Uferandstreifen. Runderlass des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz II-6 - 72.40.42 vom 20.04.2002, Düsseldorf.
- OERTER, K. UND T. HELLENBROICH (2003): Das neue Bundesnaturschutzgesetz - ein Weg zur naturschonenden Landwirtschaft? Agrarbündnis e.V., ABL-Verlag Rheda-Wiedenbrück/Hamm: 201-206.
- ROBBBERG, D., V. GUTSCHE, S. ENZIAN und M. WICK (2002): NEPTUN 2000 - Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 98.
- SCHULTZKE, D., A. HILLMANN und S. LORENZ (1998): Abschlußbericht (Final Report) des EU-Projektes: Regional Guidelines to Support Sustainable Land Use by EU Agri-environmental Programmes (AEP). AIR 3 CT94-1996, Landesanstalt für Großschutzgebiete, Eberswalde.
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (2000): Umweltgutachten 2000, Schritte ins nächste Jahrtausend (Kurzfassung). Metzler-Pöschel Verlag, Stuttgart.
- WEINGARTEN, P. (1995): Grundwasserschutz und Landwirtschaft, Eine quantitative Analyse von Vorsorgestrategien zum Schutz des Grundwassers vor Nitratreinträgen. Dissertation, Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.
- VON MÜNCHHAUSEN, H. Frhr. und H. NIEBERG (1997): Agrar-Umweltindikatoren: Grundlagen, Verwendungsmöglichkeiten und Ergebnisse einer Expertenbefragung. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.): Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Fachtagung am 11. und 12.07.1996 in Wittenberg. Schriftenreihe, Initiativen zum Umweltschutz, Bd. 5. Zeller Verlag, Osnabrück: 13-29.

Danksagung

Wir danken zwei anonymen Gutachtern für wertvolle Hinweise und Anregungen.

Kontaktautorin:

PROF. DR. KARIN HOLM-MÜLLER

Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn,

Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie

Nussallee 21, 53115 Bonn

Tel.: 02 28-73 23 33, Fax: 02 28-73 59 23

E-Mail: holm-mueller@agp.uni-bonn.de