

Texte

47
08

ISSN
1862-4804

**Probabilistische Bewertung des Umwelt-
risikos von Pflanzenschutzmitteln -
Umsetzung der georeferenzierten proba-
bilistischen Risikobewertung in den Vollzug
des PflSchG - Pilotphase für den Expositions-
pfad 'Abdrift' ausgehend von Dauerkulturen**

**Umwelt
Bundes
Amt**



Für Mensch und Umwelt

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 206 63 402
UBA-FB 001174



Probabilistische Bewertung des Umweltrisikos von Pflanzenschutzmitteln -

Umsetzung der georeferenzierten
probabilistischen Risikobewertung in
den Vollzug des PflSchG - Pilotphase
für den Expositionspfad 'Abdrift'
ausgehend von Dauerkulturen

von

Ralf Schulz

David Elsaesser

Renja Ohliger

Sebastian Stehle

Katharina Zenker

Universität Koblenz-Landau,
Institut für Umweltwissenschaften

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.umweltbundesamt.de>
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet IV 1.3
Alexandra Müller

Dessau-Roßlau, Januar 2009

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 001174	2.	3.
4. Titel des Berichts Umsetzung der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung in den Vollzug des PflSchG – Pilotphase -Dauerkulturen		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Schulz, Ralf Elsaesser, David Ohliger, Renja Stehle, Sebastian Zenker, Katharina	8. Abschlussdatum 28.08.2007	
	9. Veröffentlichungsdatum 16.01.2009	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Institut für Umweltwissenschaften Universität Koblenz-Landau, Campus Landau Fortstraße 7 76829 Landau	10. UFOPLAN-Nr. FKZ 206 63 402	
	11. Seitenzahl 182	
	12. Literaturangaben 118 (S. 82)	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau	13. Tabellen und Diagramme 16 (S. 7)	
	14. Abbildungen 13 (S. 7)	
	15. Zusätzliche Angaben	
16. Kurzfassung In dem vorliegenden F&E Vorhaben 206 63 402 wurde der Sachstand zur georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung (PRA) von Pflanzenschutzmitteln (PSM) dargestellt. Die Ausführungen beziehen sich in dieser Pilotstudie nur auf Dauerkulturen und Abdrift in Gewässer. Es wurde eine Gesamtzahl von 23 expositionsbestimmenden Faktoren definiert und geprüft, ob die Datenlage deren Einbindung in das Verfahren erlaubt. Zum allgemeinen Vorgehen bei der PRA wird ein vierstufiges Verfahren vorgeschlagen, welches Elemente aus den umfangreichen Vorarbeiten von BBA und IVA einbezieht: 1. Bundesweite Risikobewertung, möglichst nur unter Verwendung georeferenzierter Faktoren 2. Hot-Spot-Analyse, unter Berücksichtigung des räumlichen Ausmaßes der Belastung, der Belastungshöhe und der tolerierbaren Effekthöhe 3. Verfeinerte Expositionsberechnung, unter Verwendung von Luftbildern oder Feldkartierungen		

4. Managementmaßnahmen, mit einem Fokus auf landschaftsbezogene aktive Maßnahmen, die zu einer effektiven Risikoreduktion beitragen

Das vorgeschlagene PRA-Vorgehen bietet die konkrete Möglichkeit, die Landwirtschaft als aktiven Partner in den Prozess des Managements von Pflanzenschutzmaßnahmen im Einklang mit der Sicherung des Schutzgutes Oberflächengewässer einzubinden.

17. Schlagwörter

Abdrift, Anwendungsbestimmungen, Dauerkulturen, GIS, Pflanzenschutzmittel, Probabilistik, Risikobewertung, Risikomanagement

18. Preis

19.

20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB 001174	2.	3.
4. Report Title Umsetzung der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung in den Vollzug des PflSchG – Pilotphase -Dauerkulturen		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Schulz, Ralf Elsaesser, David Ohliger, Renja Stehle, Sebastian Zenker, Katharina	8. Report Date 28.08.2007	
6. Performing Organisation (Name, Address) Institut für Umweltwissenschaften Universität Koblenz-Landau, Campus Landau Fortstraße 7 76829 Landau		
9. Publication Date 16.01.2009		10. UFOPLAN-Ref. No. 206 63 402
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau		11. No. of Pages 182
12. No. of Reference 118 (p. 82)		13. No. of Tables, Diagrams 16 (p. 7)
13. No. of Tables, Diagrams 16 (p. 7)		14. No. of Figures 13 (p. 7)
15. Supplementary Notes		
16. Abstract The present research & development project 206 63 402 summarizes the current state of the art with regard to the georeferenced probabilistic risk assessment of pesticides (PRA). The project had a focus on permanent crops and spray drift as a route of entry into surface waters. A total of 23 exposure-determining factors were identified and it was assessed, whether the scientific data allows their inclusion in the PRA. The PRA itself is comprised of the following four steps, including elements of the extensive preliminary work conducted by IVA and BBA: 1. Nationwide risk assessment, preferably based only on georeferenced factors 2. Hot-Spot-Analysis, including the spatial extension of contamination, the level of contamination and the tolerable effect levels 3. Refined exposure assessment, using aerial photographs and field surveys		

4. Mitigation measures, with a focus on landscape-level active measures leading to effective risk reductions. The suggested PRA procedure offers the possibility to actively involve the farming community in the process of pesticide management while securing the high protection level of surface waters.

17. Keywords

Application guidelines, GIS, Permanent crops, Pesticides, Risk Assessment, Risk Management, Probabilistic, Spray drift

18. Price

19.

20.

Inhalt

1 Einführung in die Thematik.....	1
2 Expositionsbestimmende Faktoren	4
2.1 Einführung und Problematik	4
2.2 Identifikation der expositionsbestimmenden Faktoren	4
2.3 Implementierungsvorschläge der beiden Modellierungsansätze von BBA und IVA	7
2.4 Georeferenzierung.....	8
2.4.1 Georeferenzierte Faktoren	8
2.4.2 Möglichkeiten zur Einbeziehung der nicht georeferenzierten Faktoren	9
2.5 Prüfung der Faktoren auf dem Workshop	10
2.5.1 Allgemeines Vorgehen	10
2.5.2 Ergebnisse des Workshops bezüglich der Faktoren	12
2.5.2.1 Vorbemerkungen	12
2.5.2.2 Sofort zu berücksichtigende Faktoren	13
2.5.2.3 Zu einem späteren Zeitpunkt zu berücksichtigende Faktoren	15
2.5.2.4 Nicht zu berücksichtigende Faktoren	17
2.6 Beurteilung der bundesweiten Abschätzung der Exposition	18
3 Hot Spots	20
3.1 Ökologische Relevanz von PSM-Einträgen durch Abdrift.....	20
3.2 Identifikation und Analyse von Hot Spots.....	21
3.3 Hot-Spot-Definition und –Kriterien.....	24
3.4 Klassifikation von aquatischen Arten zur Untersuchung von Effekten durch PSM	27
3.5 Rolle der Wiederbesiedlung bzw. -erholung in der probabilistischen Risikobewertung.....	28
3.6 Hot-Spot-Maßnahmen	31
4 Modellierungsansätze.....	34
4.1 Datengrundlagen	34
4.2 Modellierungsansätze zur Driftexposition von IVA, BBA und „abstrakte“ Szenarien	36
4.3 Ansätze der Expositionsmodellierung für diffuse Eintragspfade	38
4.3.1 GIS-basierte Expositionsmodelle für Abdrift.....	38
4.3.2 GREAT-ER als Beispiel eines probabilistischen georeferenzierten Modells	40
4.4 Anforderungen an einen höherstufigen Modellansatz unter Berücksichtigung der Abbau-, Verlagerungs- und Transportprozesse von PSM in Gewässern.....	41
4.5 Kombiniertes vierstufiger Ansatz.....	42
5 Schritte für das weitere Vorgehen	48
5.1 Prioritäre Aufgaben (Vorschlag: noch 2007 fertigstellen).....	48
5.2 Mittelfristig zu bearbeiten (Vorschlag: möglichst 2008/2009 fertigstellen)	49
6 Workshopbericht.....	53
6.1 Programmübersicht	53
6.2 Diskussionspunkte für den Workshop	54
6.3 Protokolle der Diskussionsgruppen	58
7 Glossar	76

8 Literatur.....	82
9 Anhang	89
9.1 Datengrundlage für die Beurteilung der expositionsbestimmenden Faktoren	89
9.2 Effektklassen in der Mikro- und Mesokosmenauswertung (Van Wijngaarden et al. 2005).....	102
9.3 Strategien und Mechanismen der Wiederbesiedlung.....	102
9.4 Verdriftung mit der fließenden Welle als Mechanismus der Wiederbesiedlung.....	102
9.5 Gegenstromwanderung als Mechanismus der Wiederbesiedlung.....	106
9.6 Literaturrecherche zur Berücksichtigung von WB/WE in Feld- und MKS-Studien.....	108
9.7 Workshopberichtanhang – Folien der Gruppenpräsentationen am 23. Januar 2007	122
9.8 Workshopberichtanhang – Diskussionspapier zum Workshop vom 22. bis 24. Januar 2007	138

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1: Prinzipielles Ablaufschema der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung nach dem derzeitigen Stand der Diskussion.....	4
Abbildung 2.1: Übersicht der expositionsrelevanten Faktoren für die Abdrift aus Raumkulturen	5
Abbildung 2.2: Häufigkeiten der Breite-Tiefe Verhältnisse kleiner Fließgewässer (Breite < 1 m) im Weinanbaugebiet Südpfalz (n=39) (Ohliger & Zenker unveröffentlicht)	10
Abbildung 2.3: Einordnung der Faktoren in ein Entscheidungsbaumschema.....	11
Abbildung 2.4: Beurteilung der Faktoren, die sofort oder später in der bundesweiten Expositionsabschätzung bzw. in der verfeinerten Expositionsabschätzung berücksichtigt werden	19
Abbildung 3.1: Schematische Darstellung der Hot-Spot-Identifikation und -Analyse	23
Abbildung 4.1: Beispiele für ungenaue und fehlerhafte Darstellung in ATKIS	35
Abbildung 4.2: Verfahrensschema zur Berechnung der PEC im Landschaftsmaßstab.....	37
Abbildung 4.3: Überblick des Modells GREAT-ER (Boeije 1999)	40
Abbildung 4.4: Vorgehensweise zur sofortigen, bzw. mittelfristigen Umsetzung der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung in Deutschland	42
Abbildung 4.5: Festlegung der Perzentile	44
Abbildung 4.6: Mögliche Faktoren und Geodaten im Modellierungsansatz	45
Abbildung 6.1: Einordnung der Faktoren in ein Entscheidungsbaumschema.....	59

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Übersicht über die Berücksichtigungsvorschläge von BBA und IVA (Golla et al. 2006, Schad 2006a, Schad 2006b).....	7
Tabelle 2.2: Georeferenzierte Faktoren.....	8
Tabelle 2.3: Überblick über die in der bundesweiten und verfeinerten Expositionsabrechnung zu berücksichtigenden Faktoren	12
Tabelle 3.1: Übersicht zur Über- bzw. Unterschätzung verschiedener WB-Mechanismen in Mesokosmenstudien im Rahmen der Effektabschätzung für PSM.....	30
Tabelle 3.2: Übersicht über die Maßnahmen	31

Tabelle 4.1: Unterschiede und Gemeinsamkeiten der beiden Ansätze für eine georeferenzierte probabilistische Expositionsabschätzung.....	36
Tabelle 4.2: GIS-basierte Expositionsmodelle und ihre Eigenschaften im Vergleich	38
Tabelle 6.1: Implementierungsvorschläge der Faktoren und weiterer Handlungs- bzw. Forschungsbedarf..	61
Tabelle 6.2: Übersicht über die Maßnahmen	74
Tabelle 9.1: Datengrundlage der zu berücksichtigenden Faktoren.....	89
Tabelle 9.2: Datengrundlage der zu einem späteren Zeitpunkt zu berücksichtigenden Faktoren	96
Tabelle 9.3: Datengrundlage der nicht zu berücksichtigenden Faktoren	98
Tabelle 9.4: Datengrundlage zur Drift.....	102
Tabelle 9.5: Vorschlag der Berücksichtigung der organismischen Drift als Mechanismus der Wiederbesiedlung durch die BBA.....	105
Tabelle 9.6: Datengrundlage zur Gegenstromwanderung	106
Tabelle 9.7 Datengrundlage zur Berücksichtigung von WB/WE in Feld- und MKS-Studien (ergänzt und verändert nach Schulz 2004)	108

Abkürzungen

ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
BBA	Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
DLM	Digitales Landschaftsmodell
ERC	Environmental Relevant Concentration
F&E	Forschung und Entwicklung
GIS	Geoinformationssystem
IVA	Industrieverband Agrar
LC50	50% lethal concentration
MKS	Mesokosmenstudie
PEC	Predicted Environmental Concentration
PSM	Pflanzenschutzmittel
UBA	Umweltbundesamt
WB	Wiederbesiedlung
WE	Wiedererholung
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Einführung in die Thematik

Die Beurteilung eines möglichen Risikos für den Naturhaushalt durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) erfolgt derzeit in Deutschland in einem deterministischen Verfahren zur Expositionsanalyse, das auf ‚realistic worst case‘-Annahmen beruht. Diese Modellannahmen sind bewusst protektiv gewählt und sollen die Vielfalt der Wirklichkeit möglichst vollständig abdecken. Der sich weiter entwickelnde Stand von Wissenschaft und Technik eröffnet jedoch die Möglichkeit, eine realistischere Abbildung der Gewässerexposition durch PSM mittels georeferenzierter probabilistischer Risikobewertung zu leisten. Ein wesentliches Ziel ist hierbei die Ableitung einheitlicher und vereinfachter Anwendungsbestimmungen auf bundesweiter Ebene bei Gewährleistung eines ausreichend hohen Schutzniveaus für alle durch PSM-Einträge belasteten Gewässerökosysteme. Dies muss ggf. durch geeignete Managementmaßnahmen sichergestellt werden.

In einer georeferenzierten probabilistischen Expositionsabschätzung werden die räumliche Variabilität und die Wahrscheinlichkeitsverteilung der expositionsrelevanten Einflussgrößen berücksichtigt. Diese gehen in Form von Verteilungsfunktionen in die Berechnung ein. Mit Hilfe einer probabilistischen Methode kann die Wahrscheinlichkeit für das Ausmaß negativer Effekte quantifiziert werden. Georeferenziert bedeutet landschaftsbezogen, das heißt die Ausprägung der einzelnen Einflussfaktoren kann einzelnen Objekten in der Landschaft zugeordnet werden. Dieses Vorgehen ermöglicht die Identifizierung von Gewässersegmenten (kleinste räumliche Einheit bei der Betrachtung), in denen selbst nach Ableitung allgemeiner, bundesweiter Risikominderungsmaßnahmen auf Basis einer georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung Konzentrationen oberhalb der environmental relevant concentration (ERC) nicht mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden können. Räumliche Häufungen von Segmenten (zu sog. Gewässerabschnitten) mit erwarteten Konzentrationen oberhalb der ERC, die so genannten Hot Spots¹, müssen anhand eindeutiger Kriterien von den übrigen Oberflächengewässern abgrenzbar sein und ergeben sich als solche Abschnitte, bei denen selbst nach einer verfeinerten Risikobewertung (z.B. mittels Luftbildanalysen) das Risiko einer inakzeptablen Belastung nicht ausgeschlossen werden kann. Durch die GIS-basierte Lokalisierung können an den Hot Spots notwendige Managementmaßnahmen implementiert und dadurch ein ausreichend hohes Schutzniveau auch für diese Gewässerabschnitte garantiert werden.

Abbildung 1.1 stellt die jeweiligen Einzelschritte im Verlauf der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung schematisch dar. Die einzelnen Punkte werden in den entsprechenden Kapiteln (in Klammern angegeben) näher erläutert.

Ziel ist es, ein pragmatisches Verfahren einer georeferenzierten probabilistischen Expositionsabschätzung festzulegen, die das festgelegte Schutzziel gewährleistet. Da die vorhandene Datenbasis zu bestimmten Modellannahmen und Input-Parametern sehr eingeschränkt ist, sind zahlreiche Annahmen notwendig, die ausreichend konservativ festzulegen sind.

¹ Im vorliegenden Bericht wurde durchgehend der Begriff "Hot Spot" verwendet, der aber bei der praktischen Umsetzung des Verfahrens und insbesondere hinsichtlich der Akzeptanz bei den lokalen Akteuren aufgrund der Wortwahl evtl. nachteilig wirken könnte. Bei den sog. Hot Spots handelt es sich immer um Bereiche, an denen zusätzlich zu den bisherigen (passiven) Risikomanagementmaßnahmen (wie z.B. Abstandsaufgaben) weitere aktive Risikomanagementmaßnahmen (wie z.B. Heckenpflanzungen) durchgeführt werden. Für diese könnte auch z.B. der Begriff "Aktiv-Maßnahmen Areal" (AMA, engl. Active Mitigation Area, AMA) verwendet werden. Dieser Begriff macht explizit deutlich, dass in diesen Regionen (und unter Berücksichtigung des lokalen Einzugsgebietes) aktiv etwas getan werden muss, ohne eine negative Assoziation zu erzeugen.

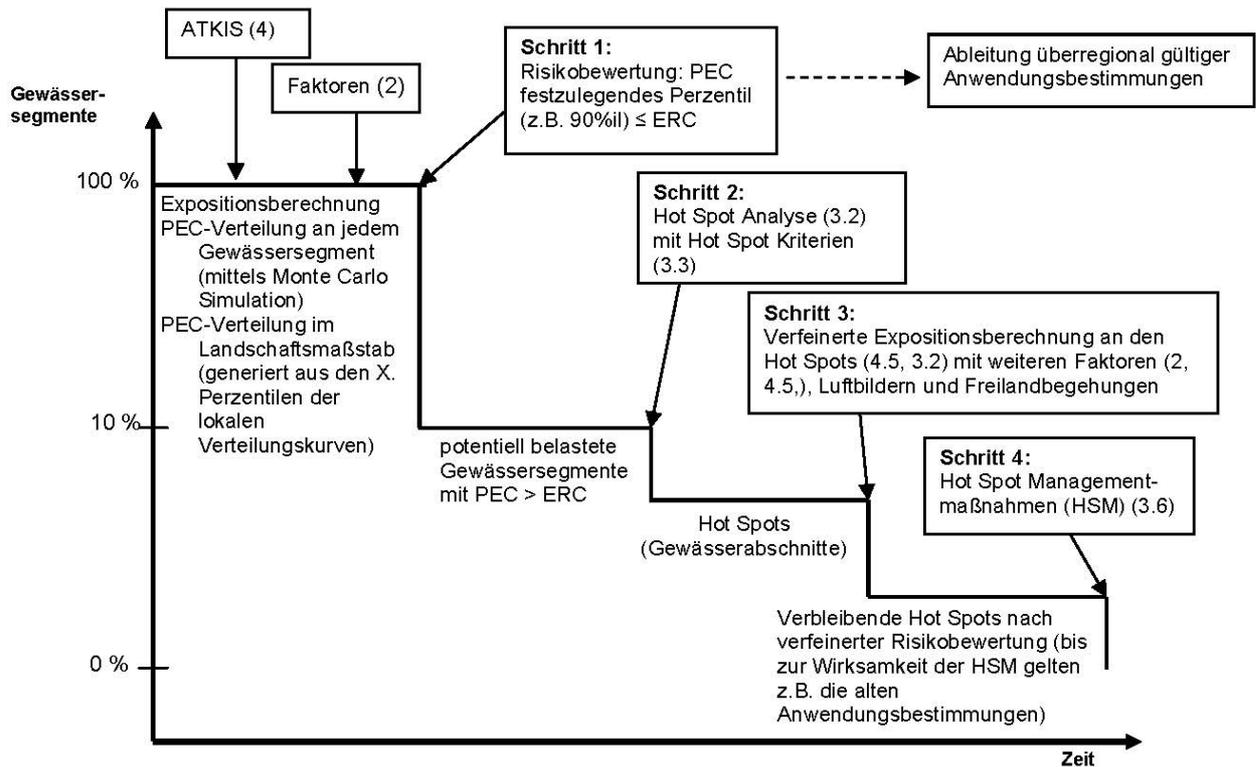


Abbildung 1.1: Prinzipielles Ablaufschema der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung nach dem derzeitigen Stand der Diskussion (Kapitel 4.5). Die Zahlen in den Klammern verweisen auf die entsprechenden Kapitel dieses Dokumentes.

Zu dieser Thematik fand im Januar 2007 ein Workshop im Umweltbundesamt Dessau statt. Dieser wurde vom Institut für Umweltwissenschaften der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau im Rahmen des vorliegenden Forschungs- und Entwicklungsvorhabens 206 63 402 ausgerichtet. Das F&E-Vorhaben zielt auf den Eintragungsweg Abdrift in Raumkulturen (Obstbau, Weinbau, Hopfen) ab. Weitere Eintragungspfade und andere Kulturen werden in späteren Folgeprojekten bearbeitet. Insbesondere wurden auf dem Workshop von verschiedenen Diskussionsgruppen und im Plenum folgende Themen diskutiert:

- Expositionsrelevante Faktoren
 - Identifikation der relevanten Faktoren
 - Wissenschaftliche Basis/Absicherung für jeden zu berücksichtigenden Faktor
 - Implementierungsmöglichkeiten (Prüfung und Verbesserung der bereits vorhandenen Vorschläge)
- Modellierungsansätze und technische Umsetzungsmöglichkeiten
 - Grundannahmen des Modellierungsansatzes
 - Vorteile und Grenzen der bereits vorgeschlagenen Ansätze von IVA und BBA und Möglichkeiten der Verschneidung zur Erzeugung von Synergien
 - Technische Umsetzungsmöglichkeiten aufgrund der Datengrundlagen
- Hot Spots
 - Identifikation
 - Kriterien
 - Managementmaßnahmen
- Wiederbesiedlung und Wiedererholung

Die Ergebnisse und Empfehlungen aus den Diskussionen in den einzelnen Gruppen sowie im Plenum wurden in den vorliegenden Endbericht eingearbeitet, der mit allen Workshopteilnehmern abgestimmte Workshopbericht einschließlich der Protokolle und eingearbeiteter Kommentierungen kann als separates Dokument im Kapitel 6 eingesehen werden.

Der vorliegende Abschlußbericht zum F&E Vorhaben 206 63 402 basiert auf den Recherchen und Ausarbeitungen der Projektnehmer. Generell wurden in den vorliegenden Bericht zudem die Ergebnisse und Empfehlungen des Workshops vom 22. bis 24. Januar 2007 am Umweltbundesamt in Dessau eingearbeitet. Dieser Bericht geht zunächst auf die beiden Hauptthemen des Vorhabens ein. In Kapitel 2 werden die expositionsbestimmenden Faktoren ausführlich hinsichtlich ihres wissenschaftlichen Hintergrundes und ihrer Verwendbarkeit in einem georeferenzierten probabilistischen Verfahren dargestellt. Anschließend wird in Kapitel 3 der Diskussionsstand zur Definition von Hot Spots und eine auf der Basis der Workshopergebnisse überarbeitete Definition von Hot Spots dargelegt. Diese wird in ein Verfahren zur Identifikation von Hot Spots eingebettet dargestellt. Hierbei spielen auch Wiederbesiedlung und Wiedererholung als ökologische Prozesse eine Rolle. In Kapitel 4 werden schließlich vorhandene Ansätze der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung von PSM dargestellt. Eine wichtige Rolle spielen hierbei die beiden Verfahren von BBA und IVA, die im Sinne einer Synthese, welche die Vorzüge beider Verfahren pragmatisch und wissenschaftlich begründet vereint, dargelegt werden. Da die Erarbeitung eines vollständig wissenschaftlich fundierten Bewertungsverfahrens noch eines weiteren Arbeits- und Zeitaufwandes bedarf, wird in Kap 4 ebenfalls ein pragmatisches Vorgehen hinsichtlich der Implementierung des Gesamtverfahrens aufgezeigt. Dieses beinhaltet Schritte, die zeitnah erarbeitet, eine Implementierung des Verfahrens mit konservativen Annahmen bis zum Ende des Jahres 2007 möglich machen könnten.

Außerdem sind Arbeitsschritte zu vollziehen, die längere Zeit in Anspruch nehmen, da hierfür umfangreiche Datenanalysen oder Erhebungen im Feld notwendig sind. Diese könnten dann in einer 2. Implementierungsphase in die Praxis eingebracht werden und so die konservativen Annahmen durch realistische Annahmen ersetzen. Die notwendigen Arbeitsschritte für diese beiden Implementierungsphasen sind in Kapitel 5 zusammengefasst und stellen gleichzeitig das inhaltliche Gerüst für ein F&E Vorhaben im Jahr 2007 dar. Die Inhalte des Kapitels 6 (Workshopbericht) wurden mit den Teilnehmern des Workshops abgestimmt und entsprechende Kommentare wurden eingearbeitet. Alle anderen Kapitel diesen Berichts stellen das Ergebnis des F&E Vorhabens 206 63 402 dar und wurden insofern selbstverständlich nicht mit den am Workshop beteiligten Gruppen abgestimmt.

Als besonders wichtig soll an dieser Stelle herausgestellt werden, dass das im vorliegenden Bericht beschriebene Vorgehen die besondere Chance bietet, die Landwirtschaft als aktiven Partner in den Prozess des Managements von Pflanzenschutzmaßnahmen im Einklang mit der Sicherung des Schutzgutes Oberflächengewässer einzubinden. Die georeferenzierte probabilistische Risikobewertung von PSM wird hierbei ein realitätsnahes Zulassungsverfahren mit vereinfachten Anwendungsbestimmungen ermöglichen. Sie wird gleichzeitig die Möglichkeit der Identifikation von Gebieten (Hot Spots) beinhalten, in denen Managementmaßnahmen durchzuführen sind. Erfolgen diese Maßnahmen, so kann in diesen Gebieten mit akzeptablen Auflagen ebenfalls Landwirtschaft möglich sein. Zusätzlich werden durch diese Maßnahmen positive Auswirkungen auf den Naturhaushalt insgesamt folgen. Letztendlich sind alle Beteiligten bei einer aktiven Sicherstellung des Schutzgutes Oberflächengewässer involviert und die Landwirtschaft kann mit vereinfachten und transparenteren Auflagen weiterhin sichergestellt werden.

2 Expositionsbestimmende Faktoren

2.1 Einführung und Problematik

Die bisher durchgeführte deterministische Expositionsabschätzung wird auf Basis konservativer Modellannahmen durchgeführt, mit denen extreme, jedoch nicht unrealistische Expositionsergebnisse bzw. -situationen erfasst werden sollen („realistic worst case“). Man geht von einem stehenden Modellgewässer mit einem Meter Breite 0,3 Meter Tiefe und Kastenprofil aus. Der Wind weht immer in Richtung des Gewässers und der Abstand zwischen Raumkultur und Gewässer beträgt stets drei Meter. Die Landschaft entspricht jedoch überwiegend nicht diesen „realistic worst case“-Annahmen. Um nun realistischere Expositionsszenarien zu erhalten, soll die Variabilität der Landschaft mit in die Expositionsabschätzung eingehen. Hierbei sind räumliche (z.B. Variation der Abstände zwischen Kulturfläche und Gewässer und der Gewässerbreiten) bzw. zeitliche Variabilitäten (z.B. Abtransport der eingetragenen PSM mit der Zeit) zu unterscheiden. Über die im deterministischen Modell berücksichtigten Parameter hinaus, gibt es zahlreiche weitere Faktoren, die die Driftexposition ebenfalls beeinflussen.

Um die räumliche Variabilität der Faktoren in die Abschätzung mit einzubeziehen, müssen die Parameter georeferenzierbar sein. Das heißt, jedem Element in der Landschaft muss eindeutig die Ausprägung des jeweiligen Parameters zuzuordnen sein. Sowohl das amtliche topographische-kartographische Informationssystem ATKIS, als auch Luft- oder Satellitenbilder können als Datengrundlage für die Georeferenzierung dienen. Ist ein Faktor nicht georeferenzierbar, bedarf es einer Prüfung, ob und auf welche Weise der Faktor dennoch in geeigneter Weise in die Expositionsabschätzung eingehen kann.

2.2 Identifikation der expositionsbestimmenden Faktoren

Für den Eintragsweg Abdrift konnten die folgenden expositionsbestimmenden Faktoren identifiziert werden (siehe auch Abbildung 2.1).

- **Relative Lage und Ausrichtung des Gewässerabschnitts zur Applikationsfläche**
Mit Hilfe dieser Informationen ist die Berechnung der Entfernung zwischen Kultur und Gewässer möglich.
- **Gewässertyp**
In der Expositionsabschätzung müssen fließende Gewässer, stehende Gewässer, permanente Gewässer und periodische Gewässer unterschieden werden. Die unterschiedlichen Eigenschaften der jeweiligen Gewässertypen sind für die Faktoren Gewässermorphologie und Hydrologie von Bedeutung
- **Wind**
Sowohl der Faktor **Windrichtung** als auch die **Windgeschwindigkeit** bestimmen maßgeblich die Exposition verdrifteter PSM in Gewässern. Mit zunehmenden Windgeschwindigkeiten zum Zeitpunkt der Applikation steigt die Menge der verdrifteten Partikel. Die Windrichtung beeinflusst, in welche Richtung die PSM verdriftet werden (z.B. in Richtung Gewässer).
- **Gewässermorphologie**
Die Gewässermorphologie wird durch die Faktoren **Wasserspiegelbreite**, **Wassertiefe**, **Gewässerprofil** und **Böschungsprofil** bestimmt. Aus diesen Angaben kann das Wasservolumen, und in einem zweiten Schritt die Konzentration des eingetragenen PSM im Gewässer ermittelt werden.

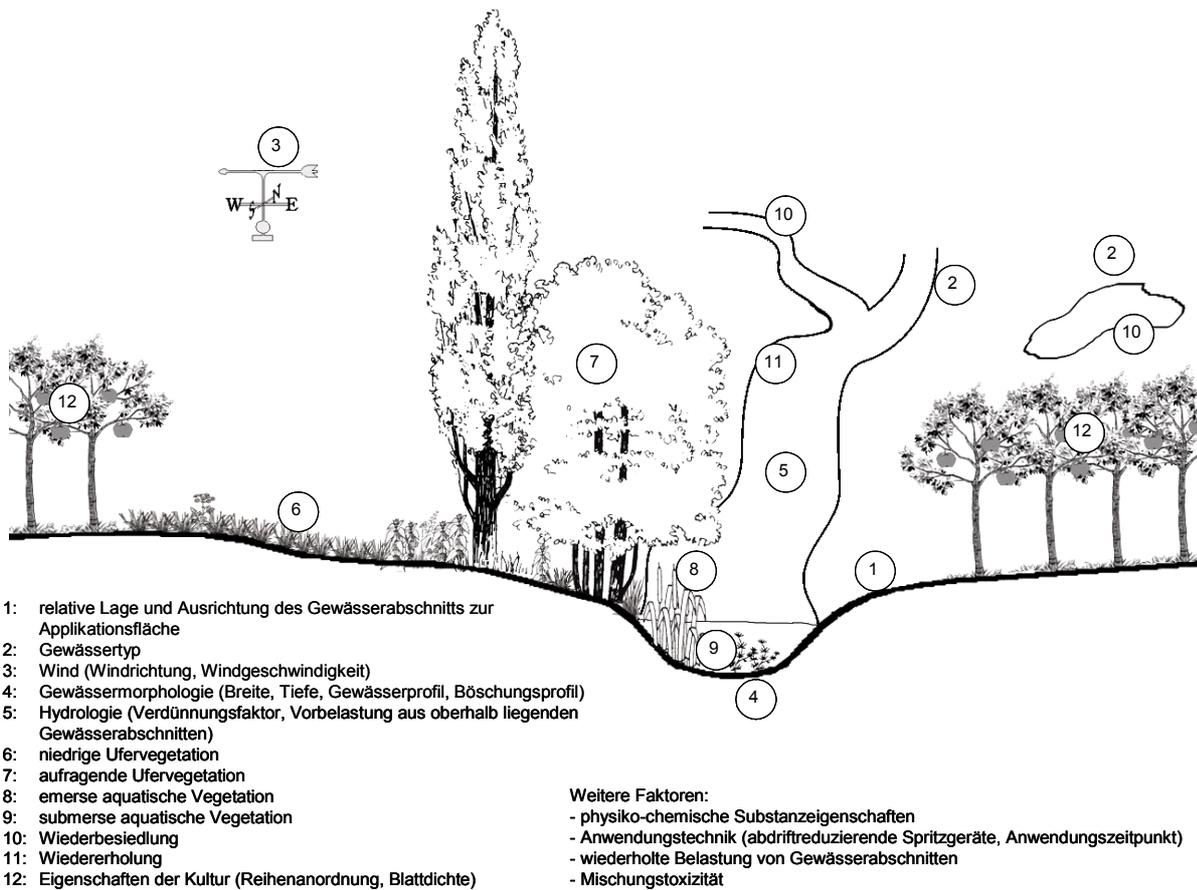


Abbildung 2.1: Übersicht der expositionsrelevanten Faktoren für die Abdrift aus Raumkulturen

• Hydrologie

In fließenden Gewässern ist durch Austausch des Wasserkörpers eine Verdünnung (**Verdünnungsfaktor**) der eingetragenen PSM zu erwarten. In Folge werden jedoch auch unterhalb liegende Gewässerabschnitte durch den Abtransport von oben belastet (**Belastung aus oberhalb liegenden Gewässerabschnitten**).

• Physiko-chemische Substanzeigenschaften

Die physiko-chemischen Eigenschaften der applizierten PSM (z.B.: K_{oc} , DT_{50} , Wasserlöslichkeit, Henry-Konstante) beeinflussen den Verbleib der PSM auf ihrem Weg zum und im Gewässer.

• Eigenschaften der Kultur

Zum einen kann hier die **Reihenordnung der Kultur** (paralleler oder senkrechter Verlauf zum Gewässer) eine Rolle spielen. Außerdem beeinflusst die **Blattdichte der Kultur** die Menge der verdrifteten PSM.

• Anwendungstechnik

Die Verwendung **abdriftreduzierender Spritzgeräte** kann die Entstehung der Drift reduzieren.

Weiterhin muss hier der **Anwendungszeitpunkt** der PSM berücksichtigt werden. Geht man bei der Modellierung von einer gleichzeitigen Applikation aller Flächen aus, oder applizieren die Landwirte zeitlich versetzt.

- **Niedrige Ufervegetation**

Unter niedriger Ufervegetation versteht man Vegetation im Uferbereich, deren oberen Teile die verdrifteten Partikel aus dem unteren Bereich der Driftwolke abfangen, die jedoch aufgrund ihrer geringen Höhe nicht als vertikales driftminderndes Schutzschild fungieren kann.

- **Aufragende Ufervegetation**

Unter aufragender Ufervegetation wird Vegetation verstanden, die als vertikales driftminderndes Schutzschild für das Gewässer fungieren kann. Bildlich gesprochen ist dies Vegetation, die man bei Blick von der Kultur aus in Richtung Gewässer in der Seitenansicht sehen kann.

- **Emerse Vegetation**

Dieser Faktor umfasst jegliche Vegetation, die sich über der Wasseroberfläche befindet und somit potentiell PSM-Einträge über Driftdeposition abschirmen können. Hierzu können zum einen die emersen Teile von Wasserpflanzen (z.B. Schilf), aber auch Ufervegetation zählen, die sich über die Wasseroberfläche erstreckt (z.B. Brombeeren).

Im Zusammenhang mit der Identifikation von relevanten Einflussgrößen werden oft auch Faktoren genannt, die die Exposition durch Abtrieb im eigentlichen Sinne nicht beeinflussen. Zu diesen Faktoren gehören:

- **Submerse Vegetation**

Submerse Vegetation ist jegliche Vegetation, die sich unterhalb der Wasseroberfläche befindet. An diese können sich PSM, die bereits ins Gewässer gelangt sind binden und dort von Mikroorganismen abgebaut werden. Der Faktor submerse Vegetation ist vermutlich negativ korreliert mit dem Verdünnungsfaktor. Je mehr submerse Makrophyten sich in einem Fließgewässer befinden, desto langsamer fließt das Gewässer und desto geringer ist auch der Verdünnungsfaktor.

- **Wiederbesiedlung**

Belastete Gewässerabschnitte mit geschädigten Zönosen können durch Organismen benachbarter unbelasteter Gewässer (z.B. Nebenbäche, benachbarte Seen oder Tümpel) und damit ggf. von anderen Populationen wiederbesiedelt werden.

- **Wiedererholung**

Rückzugsräume (z.B. Nebenbäche) oder Ruheräume im Gewässer (z.B. Ausbuchtungen, Stillzonen) bieten Organismen die Möglichkeit eine PSM-Kontamination zu vermeiden und dort zu überdauern. Lässt die Belastung nach, ist ggf. eine Wiedererholung der, am Belastungsort vorhandenen Population möglich.

- **Mehrfachbelastung von Gewässersegmenten**

Ein Gewässer ist im Laufe des Jahres mehreren PSM-Belastungen ausgesetzt. Wird ein PSM beispielsweise zwei Wochen nach einer Pflanzenschutzmaßnahme das gleiche oder ein ähnlich wirkendes PSM erneut angewendet und in das Gewässer eingetragen, so kann ein nach der ersten Applikation eingesetzter Wiedererholungsprozess verzögert werden.

- **Mischungstoxizität**

In der Landschaft wird zu einem Zeitpunkt nicht nur ein bestimmtes PSM angewendet. In der Realität ist der Fall denkbar, dass auf einem benachbarten Feld zeitgleich ein anderes PSM appliziert wird. Dadurch könnten zu einem Zeitpunkt unterschiedliche Mittel in ein Gewässer gelangen und ggf. additive Effekte hervorrufen.

Diese letztgenannten Faktoren nehmen keinen direkten Einfluss auf die zu erwartenden Freilandkonzentrationen, sie beeinflussen vielmehr die daraus entstehenden Effekte.

Beispielsweise kann die submerse Vegetation nicht den Eintrag der verdrifteten PSM in das Gewässer mindern wird jedoch ggf. Einfluss auf die Wirkstoffkonzentration in der Wasserphase haben. Eingetragene PSM können sich an die Pflanzen binden und dort von Mikroorganismen abgebaut werden. Somit werden die Auswirkungen des Eintrags auf aquatische Organismen vermindert. Diese Parameter werden allerdings in Mesokosmenstudien teilweise bereits auf der Effektseite bei der Ableitung der ökotoxikologischen Endpunkte berücksichtigt. Je nachdem, inwieweit diese Parameter bereits in die Kalkulation der ERC eingehen, wäre eine Berücksichtigung in der Expositionsabschätzung denkbar. Diese letztgenannten Faktoren wurden auf dem Workshop diesbezüglich mit dem Ergebnis überprüft, dass diese Faktoren nur bei der Wirkungsbewertung berücksichtigt werden sollten (siehe 2.5.2.3).

2.3 Implementierungsvorschläge der beiden Modellierungsansätze von BBA und IVA

Sowohl von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) (siehe z.B. Golla et al. 2006) als auch vom Industrieverband Agrar (IVA) (siehe z.B. Schad 2006a) liegen bereits Vorschläge vor, wie eine georeferenzierte probabilistische Expositionsabschätzung aussehen könnte. Tabelle 2.1 bietet eine Übersicht, welche expositionsrelevanten Faktoren in den jeweiligen Ansätzen berücksichtigt werden, und auf welche Weise diese in die PEC-Berechnung eingehen.

Tabelle 2.1: Übersicht über die Berücksichtigungsvorschläge von BBA und IVA (Golla et al. 2006, Schad 2006a, Schad 2006b)

Expositionsbestimmender Faktor	Vorschlag zur Berücksichtigung BBA	Vorschlag zur Berücksichtigung IVA
Relative Lage und Ausrichtung des Gewässerabschnitts zur Applikationsfläche	3 m - 150 m	3 m - 150 m
Abdrift	Verteilungsfunktion der Abdriftmesswerte nach Rautmann et al. 2001	Abdrifteckwerte nach Rautmann et al. 2001 (90%il)
Gewässertyp	Strom, Fluss, Bach: fließend Graben, Kanal : stehend	Alle Gewässer werden als Graben stehend angenommen
Wind		
Windrichtung	Gleichverteilung (zufällige Ziehung einer von 8 Hauptwindrichtungen pro Simulationslauf)	Gleichverteilung (gewichtetes Mittel der lokalen 90%il PEC der 8 Hauptwindrichtungen)
Windgeschwindigkeit	Nicht berücksichtigt	Nicht berücksichtigt
Gewässermorphologie		
Gewässerbreite	Gleichverteilung innerhalb der ATKIS-Breitenklassen	Breite: 1 m
Gewässertiefe	Gleichverteilung innerhalb jeder Breitenklasse	Tiefe: 0,3 m
Gewässerprofil	Strom, Fluss, Bach: U-Profil Graben, Kanal: Trapez	Kastenprofil
Böschungprofil	Nicht berücksichtigt	Nicht berücksichtigt
Hydrologie		
Verdünnungsfaktor	Strom, Fluss, Bach: Faktor 10 Graben, Kanal: Faktor 0	Nicht berücksichtigt

Vorbelastung aus oberhalb liegenden Gewässerabschnitten	Nicht berücksichtigt	Nicht berücksichtigt
Physiko-chemische Substanzeigenschaften	Nicht berücksichtigt	Nicht berücksichtigt
Eigenschaften der Kultur		
Reihenanzordnung der Kultur	Nicht berücksichtigt	Nicht berücksichtigt
Blattdichte der Kultur	Berücksichtigt durch Abdrifteckwerte nach Rautmann et al 2001	Berücksichtigt durch Abdrifteckwerte nach Rautmann et al. 2001
Anwendungstechnik		
Spritzgeräte	Nicht berücksichtigt	Nicht berücksichtigt
Anwendungszeitpunkt	Zeitgleiche Applikation auf allen Anwendungsflächen	Zeitgleiche Applikation auf allen Anwendungsflächen
Vegetation im Gewässerumfeld		
Niedrige Ufervegetation	Nicht berücksichtigt	Nicht berücksichtigt
Auftragende Ufervegetation / Vegetationsbarrieren	Gehölz: Reduktion 75 % Wald/Forst: Reduktion 75 % Hecken/Knick: Reduktion 50 % Baumreihe: Reduktion 10 %	Büsche, Hecken, Bäume ohne Blätter: 25 % Büsche, Hecken, Bäume mit Blätter: 75 % sehr dichte, hohe Büsche, Bäume, Hecken: 90 %
Vegetation in Gewässern		
Abschirmungseffekte durch emerse Vegetation	Gleichverteilung innerhalb der ATKIS-Breitenklassen	Nicht berücksichtigt
Aufnahme und Abbau der PSM-Stoffe im Zusammenhang mit submerser Vegetation	Nicht berücksichtigt	Nicht berücksichtigt
Wiederbesiedlungs- und Wiedererholungspotential		
Wiederbesiedlung	Lokalisierung von unbelasteten Wiederbesiedlungsabschnitten mit ATKIS	Nicht berücksichtigt
Wiedererholung	Nicht berücksichtigt	Nicht berücksichtigt
Mehrfachbelastung von Gewässersegmenten	Nicht berücksichtigt	Nicht berücksichtigt
Mischungstoxizität	Nicht berücksichtigt	Nicht berücksichtigt

2.4 Georeferenzierung

2.4.1 Georeferenzierte Faktoren

Die Einbeziehung der räumlichen Variabilität der Faktoren erfordert deren Georeferenzierbarkeit. Tabelle 2.2 gibt Auskunft darüber, welche Faktoren bereits in ATKIS in bestimmter Qualität georeferenziert sind. Die Ausprägung dieser Faktoren kann für jedes Landschaftsobjekt einzeln aus der ATKIS-Datenbank entnommen werden. Die Verfügbarkeit der Geodaten einzelner Faktoren sagt jedoch noch nichts über deren Genauigkeit aus. Weiterhin besteht die Möglichkeit, Parameter über Luftbilder mit sehr hoher Genauigkeit zu georeferenzieren.

Tabelle 2.2: Georeferenzierte Faktoren

Expositionsbestimmender Faktor	Georeferenziert in ATKIS	Möglichkeit der Georeferenzierung über Luftbilder
Relative Lage und Ausrichtung des Gewässersegments zur Applikationsfläche	Ja	Ja
Abdrift	Nein	Nein
Gewässertyp	Ja	Ja

Wind		
Windrichtung	Nein	Nein
Windgeschwindigkeit	Nein	Nein
Gewässermorphologie		
Gewässerbreite	Ja	Ja
Gewässertiefe	Nein	Nein
Gewässerprofil	Nein	Nein
Hydrologie		
Verdünnungsfaktor	Nein	Nein
Vorbelastung aus oberhalb liegenden Gewässersegmenten	Nein	Nein
Wiederholte Belastung von Gewässersegmenten	Nein	Nein
Physiko-chemische Substanzeigenschaften		
Mischungstoxizität		
Vegetation im Gewässerumfeld		
Niedrige Ufervegetation	Ja	Ja
Auftragende Ufervegetation / Vegetationsbarrieren	Ja	Ja
Vegetation in Gewässern		
Submerse Vegetation	Nein	Nein
Emerse Vegetation	Nein	Nein
Wiederbesiedlungs- und Wiedererholungspotential		
Wiederbesiedlung	Nein	Nein
Wiedererholung	Nein	Nein
Eigenschaften der Kultur		
Reihenanzahl der Kultur	Nein	Ja
Blattdichte der Kultur	Nein	Nein
Anwendungstechnik		
Spritzgeräte	Nein	Nein
Anwendungszeitpunkt	Nein	Nein

2.4.2 Möglichkeiten zur Einbeziehung der nicht georeferenzierten Faktoren

Tabelle 2.2 zeigt, dass zahlreiche drifrelevante Faktoren weder in ATKIS georeferenziert vorliegen, noch mit Hilfe von Luftbildern georeferenziert werden können. Falls vermeidbar, sollten diese Faktoren nicht in einer frühen Phase der PEC-Berechnung (siehe ‚Faktoren‘ in Abbildung 1.1) berücksichtigt werden, da dies dazu führen kann, dass „ungünstige“ Gewässerstrecken bezüglich des entsprechenden Faktors nicht eindeutig lokalisiert werden können. Eine Einbeziehung bei der verfeinerten Expositionsberechnung ist aber denkbar und kann ggf. sinnvoll sein. Die weiteren Darlegungen zeigen jedoch, dass eine Reihe von Faktoren trotz fehlender Georeferenzierung für die bundesweite Expositionsberechnung vorgeschlagen werden, da diese entweder absolut essentiell sind (Abdrift, Windrichtung, Gewässertiefe) oder hinreichend abgesicherte bzw. konservative Annahmen gemacht werden können (Gewässerprofil, Blattdichte der Kultur, Anwendungszeitpunkt).

Für die Einbeziehung dieser Faktoren wären folgende Möglichkeiten denkbar:

Nicht georeferenzierte Faktoren können ggf. mit bereits georeferenzierten verknüpft werden. Beispielsweise könnte aus dem georeferenzierten Faktor Fließgewässerbreite ggf. die Fließgewässertiefe abgeleitet werden. Im Folgenden wird hier beispielhaft ein mögliches Vorgehen dargestellt. Laut Träbing (1996) besteht z.B. bei kleinen bis mittelgroßen natürlichen Fließgewässern ein relativ festes Verhältnis zwischen Gewässertiefe und Breite. Mit Hilfe der Gewässerstrukturgütekartierung, die für alle natürlichen Fließgewässer mit einer Breite > 1m erhoben wurde, könnte die Breite der Gewässer bestimmt werden. Für jeden der 100 m langen, kartierten Fließgewässerabschnitte wurde ein Breite-Tiefe-Verhältnis aufgenommen. Für jeden dieser Abschnitte wäre demnach unter Berücksichtigung der Unsicherheiten einer

solchen Extrapolation die Ableitung der Tiefe vorstellbar. Im Einzelfall muss jedoch die notwendige Datenbasis für ein solches Vorgehen kritisch evaluiert werden, bevor generalisierte Annahmen gemacht werden können.

Weiterhin besteht die Möglichkeit, durch Freilandbegehungen oder Freilandversuche Informationen zu den jeweiligen Faktoren zu sammeln und daraus Verteilungsfunktionen zu generieren. Die Ausprägung des Faktors kann dann direkt in Form der Verteilungsfunktion, oder in Form eines protektiven, festen Wertes, der aus der Verteilungsfunktion abgeleitet wurde („Perzentil“) berücksichtigt werden. Die von Ganzelmeier (1995) und Rautmann (2001) erstellte Abdriftverteilung stellt ein Beispiel für eine solche Vorgehensweise dar.

Bei dem Faktor Gewässertiefe wäre ein solches Vorgehen folgendermaßen vorstellbar. Die Gewässerstrukturgütekartierung liegt nicht für Fließgewässer < 1 m Breite vor. Freilanduntersuchungen bezüglich der Breite-Tiefe-Verhältnisse kleiner Bäche können Informationen liefern, aus denen eine Verteilungsfunktion abgeleitet werden kann. Ein Beispiel einer so generierten Verteilungsfunktion ist in Abbildung 2.2 dargestellt. Anhand solcher Verteilungskurven können die Tiefen für die jeweilige Breite abgeleitet werden. Neben Freilandbegehungen können für bestimmte Parameter auch Luftbildanalysen Daten zur Generierung von Verteilungsfunktionen liefern.

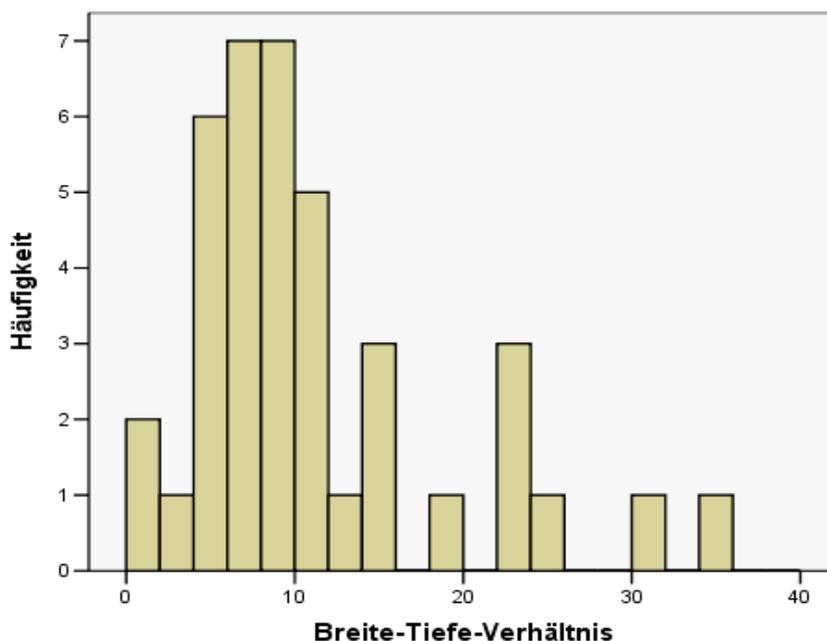


Abbildung 2.2: Häufigkeiten der Breite-Tiefe-Verhältnisse kleiner Fließgewässer (Breite < 1 m) im Weinanbaugebiet Südpfalz (n=39) (Ohliger & Zenker unveröffentlicht)

2.5 Prüfung der Faktoren auf dem Workshop

2.5.1 Allgemeines Vorgehen

Jeder in der Tabelle 2.1 aufgeführte Parameter wurde auf dem Workshop einer kritischen Prüfung hinsichtlich seiner Relevanz für die Expositionsabschätzung sowie hinsichtlich der Fragestellung unterzogen, ob eine Implementierung auf der Grundlage der derzeit vorhandenen wissenschaftlichen Basis möglich wäre. Die hierfür notwendige bereitgestellte Datengrundlage kann dem Anhang 9.1 entnommen werden.

Für Faktoren, die in der Expositionsabschätzung berücksichtigt werden sollen, wurden die bereits vorhandenen Implementierungsvorschläge diskutiert und es wurde ein fachlich abgesichertes Vorgehen für die Berücksichtigung erarbeitet. Bei der Erarbeitung der Vorschläge gilt immer der Grundsatz, dass die Vorschläge anhand der wissenschaftlichen Daten- und Kenntnislage begründbar und vertretbar sein müssen. Ist die Qualität der Datenbasis ungenügend, so bedarf es eines hinreichend konservativen Vorschlags und ggf. wird weiterer Forschungsbedarf bzw. Handlungsbedarf aufgezeigt.

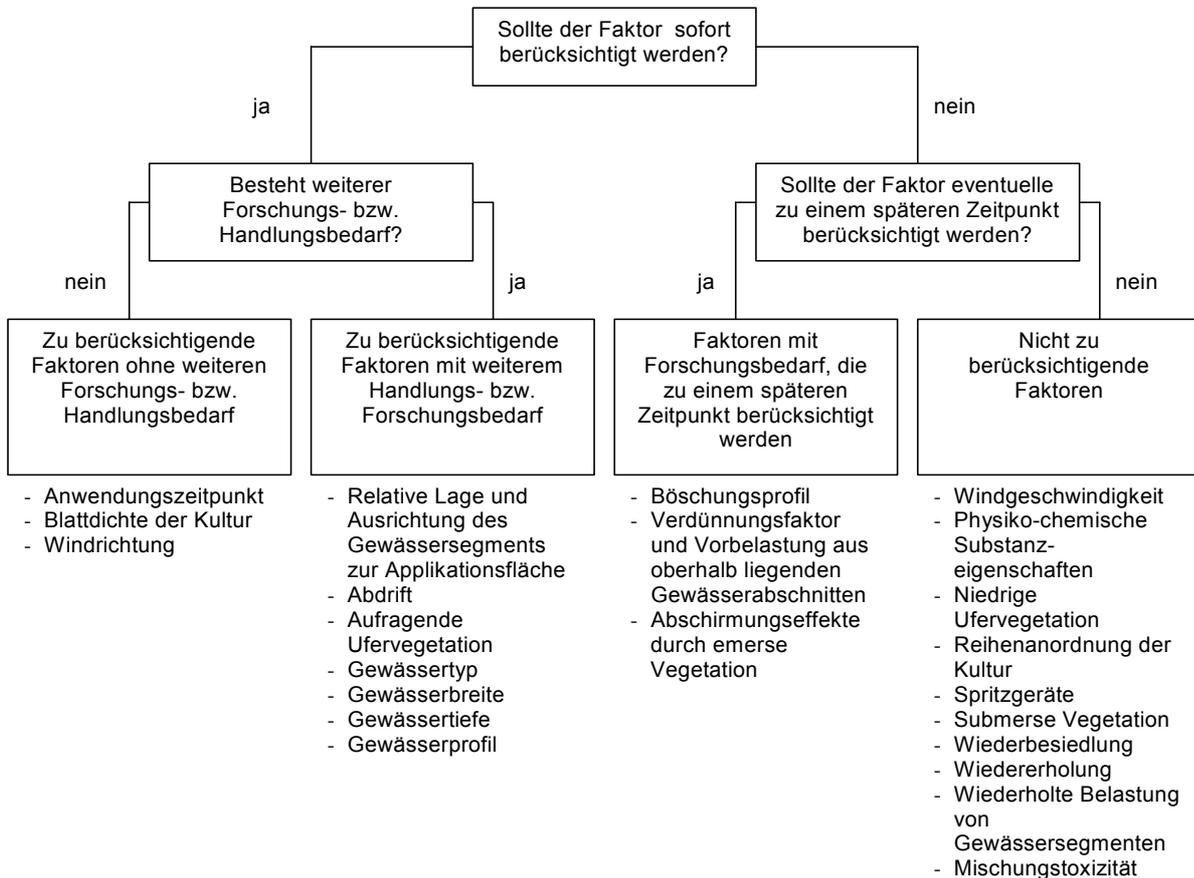


Abbildung 2.3: Einordnung der Faktoren in ein Entscheidungsbaumschema

Innerhalb der Gruppe der Faktoren, die zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht berücksichtigt werden sollen, konnten weiterhin Faktoren identifiziert werden, die aufgrund ihrer ungenügenden Datenbasis zur Zeit nicht berücksichtigt werden können, die jedoch für die Exposition durch Abdrift durchaus von Relevanz sind (z.B. emerse Vegetation, Böschungsprofil). Für diese Faktoren wurde ebenfalls weiterer Handlungs- und Forschungsbedarf aufgezeigt. Zu einem späteren Zeitpunkt sollten diese Faktoren auf Grundlage weiterer Forschungsergebnisse ggf. sogar in der bundesweiten Berechnung berücksichtigt werden. Zum jetzigen Zeitpunkt können diese auf Basis von Freilandbegehungen bereits in die verfeinerte Risikobewertung einfließen. In der Kategorie ‚nicht zu berücksichtigende Faktoren‘ wurden einerseits Faktoren eingeordnet, die als vernachlässigbar eingestuft wurden oder deren Berücksichtigung auf Seiten der Effektbewertung erfolgen müsste (siehe Kapitel 2.5.2.4). Andererseits befinden sich innerhalb der Kategorie auch Faktoren wie beispielsweise physiko-chemische Substanzeigenschaften, deren Berücksichtigung grundsätzlich innerhalb einer Expositionsbewertung wichtig wären, diese jedoch im Rahmen des geplanten statischen

Modells nicht geleistet werden kann. Unter Voraussetzung eines dynamischen Ansatzes, welcher Fate-Prozesse im Gewässer berücksichtigt, wäre eine Einbeziehung dieser Faktoren ebenfalls sinnvoll. Abbildung 2.3 zeigt das Vorgehen anhand eines Entscheidungsbaumes sowie die Einordnung der jeweiligen Faktoren. Die Tabelle 6.1 in Kapitel 6.3 liefert einen Überblick bezüglich der auf dem Workshop erarbeiteten Implementierungsvorschläge sowie des weiteren Forschungs- und Handlungsbedarfs.

2.5.2 Ergebnisse des Workshops bezüglich der Faktoren

2.5.2.1 Vorbemerkungen

Im Folgenden werden die Ergebnisse und Empfehlungen bezüglich der expositionsrelevanten Faktoren dargestellt, die sich aus den Diskussionen in den entsprechenden Diskussionsgruppen ergeben (vgl. auch Kapitel 6.3). Tabelle 2.3 zeigt einen Überblick der Faktoren, die in der georeferenzierten probabilistischen Expositionsabschätzung nach Einschätzung der Workshopteilnehmer berücksichtigt werden sollen. Hierbei ist zu unterscheiden, ob Faktoren in die bundesweite oder in die verfeinerte Expositionsberechnung (gemäß Abb. 1.1) eingehen. In die bundesweite Abschätzung gehen demnach die Faktoren Anwendungszeitpunkt, Blattdichte der Kultur, Windrichtung, relative Lage und Ausrichtung des Gewässersegments zur Applikationsfläche, Abdrift, aufragende Ufervegetation, Gewässertyp sowie Gewässermorphologie ein. In die verfeinerte Expositionsabschätzung gehen demgegenüber die Faktoren Böschungsprofil, Verdünnungsfaktor/Belastung aus oberhalb liegenden Bereichen und Abschirmungseffekte durch emerse Vegetation ein. Außerdem werden die Faktoren in Tabelle 2.3 hinsichtlich ihrer zeitlichen Einbindung im Rahmen der weiteren Verfahrensentwicklung und -implementierung in Deutschland eingeordnet. Es wird zwischen sofort und mittelfristig zu berücksichtigbaren Faktoren unterschieden. Die sofort zu berücksichtigbaren Faktoren könnten innerhalb kürzester Zeit (vermutlich noch in 2007), nachdem weitere wichtige Schritte (vgl. Kapitel 4.5 und 5.1) erfolgt sind, im Verfahren implementiert werden. Dies würde eine baldige Anwendbarkeit und Erprobung sicherstellen, bedarf aber einiger vorläufiger konservativer Annahmen und Festlegungen. Alle mittelfristig zu berücksichtigenden Faktoren können erst in das Verfahren implementiert werden, wenn die hierfür nötigen weiteren Arbeitsschritte (vgl. Kapitel 4.5 und 5.2) erfolgt sind. Danach kann von einer vollständigen Implementierung gesprochen werden und die entsprechende Ableitung von Risikomanagementmaßnahmen an den tatsächlichen Hot Spots kann beginnen (vgl. Kapitel 4.5 Schritt 2). Nicht dargestellt sind in Tabelle 2.3. die nicht zu berücksichtigenden Faktoren (vgl. Kapitel 2.5.2.4).

Tabelle 2.3: Überblick über die in der bundesweiten (A) und verfeinerten (B) Expositionsberechnung zu berücksichtigenden Faktoren

Berücksichtigungszeitpunkt	Faktor	Geo-referenziert	Datengrundlage	Berücksichtigungsvorschlag
Sofort	(A) Anwendungszeitpunkt	Nein	-	- Annahme: zeitgleiche Applikation
Sofort	(A) relative Lage und Ausrichtung des Gewässersegments zur Applikationsfläche	Ja	ATKIS*	- 3 m - 150 m
Sofort	(A) Abdrift	Nein	Rautmann et al. 2001	- Verteilungsfunktion der Abdriftwerte (Rautmann et al. 2001)
Sofort	(A) Windrichtung	Nein	-	- Annahme: Gleichverteilung
Sofort	(A) Gewässertyp	Ja	ATKIS	- Berücksichtigung von Fließgewässern, Gräben, sowie flächenhaften Gewässern (besonders auch kleine Stehgewässer)

Sofort	(A)	Gewässerbreite	Ja	ATKIS*	- Innerhalb der ATKIS-Breitenklassen Annahme der Untergrenze als Breite: 6 m - 12 m: 6 m 3 m - 6 m: 3 m < 3 m zunächst Annahme 1 m
Mittelfristig				Freiland- begehungen	- Nach Abschluss weiterer Forschung Berücksichtigung von Verteilungsfunktionen innerhalb der Breitenklassen
Sofort	(A)	Gewässertiefe	Nein	-	- Ableitung der Gewässertiefe von der Gewässerbreite - Zunächst Annahme geschätzter Einzelwerte je Breitenklasse 6 m – 12 m Breite: 0,7 m Tiefe 3 m – 6 m Breite: 0,5 m Tiefe < 3 m Breite: 0,3 m Tiefe
Mittelfristig				Freiland- begehungen	- Nach Abschluss weiterer Forschung Berücksichtigung von Breite-Tiefe- Verteilungsfunktionen
Sofort	(A)	Gewässerprofil	Nein	-	- Ableitung vom georeferenzierten Faktor Gewässertyp - Graben: Trapez - Fließgewässer: U-Form
Sofort	(A)	aufragende Ufervegetation	Ja	ATKIS*	- Berücksichtigung mit Reduktionswerten auf Basis der vorhandenen Literatur
Sofort	(A)	Blattdichte der Kultur	Nein	-	- Ausreichende Berücksichtigung in den Abdriftwerten von Ganzelmeier und Rautmann
Sofort Ggf. mittelfristig	(B) (A)	Böschungsprofil	Nein	Freiland- begehungen	- Generierung einer Verteilungsfunktion
Sofort Ggf. mittelfristig	(B) (A)	Verdünnungsfaktor / Vorbelastung aus oberhalb liegenden Gewässer- abschnitten	Nein	Freiland- begehungen	- Generierung einer Verteilungsfunktion
Sofort Ggf. mittelfristig	(B) (A)	Abschirmungseffek- te durch emerse Vegetation	Nein	Freiland- begehungen	- Generierung einer Verteilungsfunktion (ggf. in Abhängigkeit zur Gewässerbreite)

* Die Datenbasis ATKIS kann für kritische Gebiete ggf. durch Luftbildanalysen oder Feldbegehungen verfeinert werden

2.5.2.2 Sofort zu berücksichtigende Faktoren

Anwendungszeitpunkt:

Als Anwendungszeitpunkt wird im Verfahren eine zeitgleiche Applikation auf allen Kulturlächen angenommen. Dieser Ansatz erscheint pragmatisch, da es sich um ein statisches Berechnungsmodell handelt. Die Berücksichtigung zeitlich versetzter Anwendungszeitpunkte im Zusammenhang mit Verteilung und Transport der PSM im Gewässer bedürfte eines zeitlich dynamischen Konzeptes.

Blattdichte der Kultur:

Die Blattdichte der Kultur wird bereits ausreichend in den Abdriftwerten Rautmann et al. (2001) in Form der Driftwerte für frühe und späte Applikation berücksichtigt.

Windrichtung:

An Wetterstationen wird der Wind in der Regel 10 m über dem Grund gemessen (DWD 2007). Es existiert somit kein bundesweiter Datensatz der vorherrschenden Windrichtungen in der relevanten Höhe von zwei bis drei Metern. Ein georeferenzierter Ansatz zur Identifizierung von Regionen mit einem erhöhten PSM-Eintragsrisikos aus den USA (Pfleeger 2006) arbeitet mit Windrichtungsdaten, die 10 m über der Erdoberfläche gemessen wurden, da auch in den USA keine Messungen in geringerer Höhe vorhanden

sind. Lokal vorherrschende Windrichtungen in Bodennähe (2 - 3 m Höhe) können jedoch stark von diesen Daten abweichen, da diese vom lokal vorhandenen Relief sowie von der jeweiligen Tageszeit bestimmt werden. Die Generierung einer Verteilungsfunktion wäre zu komplex. Die Workshopssteilnehmer haben daher die pragmatische Annahme einer Gleichverteilung im Rahmen der probabilistischen Simulation diskutiert. Diese Annahme hätte jedoch zur Folge, dass an einigen Gewässersegmenten die PEC-Werte über- bzw. an anderen Segmenten unterschätzt werden. Eine eindeutige Lokalisierung der Segmente mit hoher Belastung wäre dann nicht mehr möglich. Weitergehende Sicherheit könnte hier durch die erneute Annahme einer „protektiven“ (worse-case) Windrichtung erreicht werden, die jedoch ebenfalls keine genaue Abbildung der realen Situation einer vorherrschenden Windrichtung darstellt. Auch wurde diskutiert, dass die Annahme einer gleichverteilten Windrichtung bereits im Rahmen des deterministischen Verfahrens implementierbar gewesen wäre und dann zu einer deutlichen Reduzierung der Expositionsschätzung geführt hätte.

Für diesen insgesamt als relativ wichtig erachteten Faktor ist eine tiefergehende Analyse von vorliegenden Daten sinnvoll. Diese sollen dahingehend überprüft werden, inwiefern sie für eine bessere Abbildung der realen lokalen Situation genutzt werden können.

Relative Lage und Ausrichtung des Gewässersegments zur Applikationsfläche:

Die relative Lage und Ausrichtung des Gewässersegments zur Applikationsfläche wird in einer Entfernung von 3 m bis 150 m berücksichtigt. Die maximale Entfernung von 150 Metern soll beibehalten werden, da mit diesem Wert in der Berechnung bereits Erfahrung vorliegt. Mit der Verbreiterung der Pufferstreifen um die Gewässer fließen zwar vermehrt Null-Werte in die Berechnung ein, dem kann jedoch mit einem entsprechend festgelegten Perzentil begegnet werden. Für die Hot-Spot-Analyse hat die Breite des gewählten Pufferstreifens keine Bedeutung.

Abdrift:

Die Abdrift soll in Form einer Verteilungsfunktion in das Berechnungsmodell eingehen. Verteilungswerte zur Abdrift sind vorhanden, und können sowohl im Verfahren der BBA als auch im Verfahren der IVA verwendet werden.

Auftragende Ufervegetation:

Der Faktor auftragende Ufervegetation wird im Berechnungsverfahren berücksichtigt. Für diesen Faktor existiert eine umfangreiche Datenbasis (siehe 9.1), aufgrund derer Reduktionswerte für Hecken, Büsche und Bäume fachlich abgesichert festgelegt werden können. Die Festlegung der endgültigen Reduktionswerte steht jedoch noch aus.

Gewässertyp:

Im Verfahren sollen neben den Gewässertypen Fließgewässer und stehende Gräben auch flächenhafte Stehgewässer berücksichtigt werden. Anzustreben ist hier die komplette Abbildung der Gewässer, insbesondere kleiner stehender Teiche oder Tümpel (z.B. ab 0,01 ha). Daten zu diesen Gewässern sind jedoch zum jetzigen Zeitpunkt in der Regel nicht vorhanden, da ATKIS stehende Gewässer erst ab einer Fläche von 0,1 ha erfasst. Hier besteht dringender weiterer Forschungs- und Erfassungsbedarf. Des Weiteren muss eine Überprüfung der Fehler und der Genauigkeit des ATKIS-Datensatzes stattfinden.

Gewässermorphologie:

Die Variabilität der Gewässerbreite soll in der Expositionsberechnung berücksichtigt werden. Angestrebt wird die Berücksichtigung auf Basis von Verteilungsfunktionen innerhalb der ATKIS-Breitenklassen (< 3 m; 3 m – 6 m; 6 m – 12 m). Zum jetzigen Zeitpunkt sind jedoch zu geringe Informationen bezüglich der realen

Gewässerspiegelbreitenverteilung bekannt. Eine erste Verteilungskurve wurde von der BBA auf Basis von 378 gemessenen Gewässerbreiten im Raum Braunschweig (Liess & von der Ohe 2005) generiert. Diesbezüglich besteht weiterer Forschungsbedarf, vor allem für die Gewässerbreiteklasse < 3 m sowie bezüglich saisonaler Aspekte. Besonders kleine Bäche sind starken Abflussschwankungen ausgesetzt, mit zunehmender Lauflänge und zunehmenden Einzugsgebiets verringern sich die Schwankungen (Träbing 1996).

Da zum jetzigen Zeitpunkt noch keine validen Verteilungsfunktionen innerhalb der ATKIS-Breitenklassen generiert werden können, wird zunächst die Breite mittels konservativ abgeleiteter Einzelwerte berücksichtigt. Dabei wird die Untergrenze der Klasse als Einzelwert festgelegt. Für Gewässer der Breitenklasse 6 – 12 m wird eine Breite von 6 m, und für Gewässer der Klasse 3 – 6 m wird eine Breite von 3 m angenommen. Problematisch ist die Festlegung eines Einzelwertes für die Gewässerbreiteklasse < 3 m Breite. Hier stellt sich die Frage, welche Breite als hinreichend konservativ festgelegt werden kann. Hierzu wären detaillierte Kenntnisse zu der Verteilung innerhalb dieser Breitenklasse hilfreich (Forschungsbedarf). Zunächst gehen die Gewässer < 3 m Breite mit einer Breite von 1 m in die Berechnung ein.

In der Diskussion herrscht Konsens, dass die Gewässertiefe sich aus einer Funktion der Gewässerbreite ableiten lässt. Träbing (1996) bestätigt diese Annahme bei kleinen bis mittleren natürlichen Fließgewässern. Die Gewässertiefe soll im Verfahren ebenfalls in Form von Verteilungsfunktionen berücksichtigt werden, sobald eine ausreichende Datenbasis zu Breiten-Tiefe-Verhältnissen der Gewässer vorliegt. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf. Zunächst gehen die Gewässertiefen als geschätzte Einzelwerte in Abhängigkeit der ATKIS-Breitenklassen in das Modell ein. Für Gewässer mit einer Breite von 6 – 12 m wird eine Tiefe von 0,7 m angenommen, für Gewässer mit einer Breite von 3 – 6 m eine Tiefe von 0,5 m und für Gewässer mit einer Breite < 3 m eine Tiefe von 0,3 m.

Die Annahme einer Breite von 1 m und einer Tiefe von 0,3 m könnte im probabilistischen Verfahren nicht hinreichend konservativ sein. In der Plenumsdiskussion wurde jedoch beschlossen, vorerst mit diesen Werten zu arbeiten, bis ausreichende Informationen zu Breite-Tiefe-Verteilungsfunktionen vorhanden sind. Im Gegenzug werden jedoch die emerse Vegetation und das Böschungsprofil vorerst nicht berücksichtigt (siehe 2.5.2.3).

Der Ansatz der BBA für den Gewässertyp Graben ein Trapez als Profilform anzunehmen und für den Gewässertyp Fließgewässer eine U-Form erscheint den Workshopteilnehmern pragmatisch. Bei den notwendigen Freilanduntersuchungen bezüglich der Breite-Tiefe-Verhältnisse soll zur Überprüfung dieser Annahme auch die Profilform mit aufgenommen werden.

2.5.2.3 Zu einem späteren Zeitpunkt zu berücksichtigende Faktoren

Die Faktoren Böschungsprofil, Verdünnung und Vorbelastung aus oberhalb liegenden Gewässerabschnitten, sowie Abschirmungseffekte durch emerse Vegetation sind für die Exposition durch Abdrift von Relevanz. Aufgrund einer ungenügenden Datenbasis können diese Faktoren zum jetzigen Zeitpunkt jedoch im sofort umsetzbaren Verfahren der bundesweiten Expositionsrechnung nicht berücksichtigt werden. Bezüglich dieser Faktoren besteht weiterer Forschungsbedarf. Auf Grundlage der zukünftigen Forschungsergebnisse kann entschieden werden, ob eine Berücksichtigung bei der lokalen PEC-Berechnung zu einem späteren Zeitpunkt im mittelfristigen Verfahren sinnvoll und möglich ist. Auf Basis von Freilandbegehungen könnten

die Faktoren jedoch zum jetzigen Zeitpunkt in der verfeinerten Expositionsrechnung berücksichtigt werden (siehe Tabelle 2.3), wenn ausreichend Daten vorliegen.

Böschungprofil:

Die tiefe Einschneidung eines Gewässers in den Boden kann zur Minderung der PSM-Deposition in Gewässern beitragen. Das Ausmaß der Driftminderung ist jedoch schwierig zu quantifizieren und die Ausprägung des Böschungsprofils kann nicht auf Luftbildern erkannt werden. Um diesen Faktor in der Abschätzung berücksichtigen zu können, ist weiterer Forschungsbedarf notwendig. Zum einen müsste das Böschungsprofil von Gewässern im Freiland aufgenommen werden, Zum anderen müssten Studien zur driftreduzierenden Wirkung von tiefen Böschungsprofilen durchgeführt werden.

Verdünnungsfaktor und Vorbelastung aus oberhalb liegenden Gewässerabschnitten:

Es herrscht Einigkeit, dass in Fließgewässern, bezogen auf einen einzelnen betrachteten Punkt im Gewässer, eine Expositionsverringerung existiert, die z.T. auch auf Verdünnungsprozesse (Dispersionsprozesse) und eine Verkürzung der Verweildauer zurückgeführt werden kann. Dies hat zunächst nichts mit der Berechnung der theoretischen Konzentration zu einem Zeitpunkt, aufgrund von PSM-Deposition pro Fläche und Wasservolumen zu tun. Die bisher im BBA-Vorschlag implementierte Annahme einer Verdünnung von 1:10 kann fachlich jedoch nicht abgesichert werden. Dieser Wert wurde von Untersuchungen bei Kläranlagen abgeleitet. Ein Wert von 1:10 bedeutet, dass das von der Kläranlage in einen Bach eingeleitete Wasser mit dem 10-fachen Volumen aus dem Oberlauf des Fließgewässers verdünnt wird. Der Eintrag von PSM über Abdrift kann mit den Vorgängen bei Kläranlagen nicht verglichen werden. Versuche mit Tracern in kleinen Bächen im Weinanbaugebiet Pfalz deuten auf einen Verdünnungsfaktor in Folge von Dispersionsprozessen von 0,7 auf einer 25-m Strecke stromabwärts des Eintragsortes hin (Ohliger & Zenker). Diese dynamische Verdünnung (Dispersion) ist nicht zu verwechseln mit der Annahme einer augenblicklichen Durchmischung der eingetragenen PSM, die von der Eintragsoberfläche, der Gewässerbreite und -tiefe abhängt. Auswirkungen der verschiedenen gegenläufigen Faktoren sind von den toxikologischen und physiko-chemischen Eigenschaften der jeweiligen Stoffe sowie von den Gewässereigenschaften abhängig.

Die Annahme eines Verdünnungsfaktors bedingt neben einer verkürzten Expositionszeit jedoch auch eine Verlagerung der Belastung von oben nach unten, so dass im Ganzen eine längere Gewässerstrecke belastet sein kann. Dieser Tatsache muss im Falle einer Berücksichtigung des Faktors ebenfalls Rechnung getragen werden. Die Vermutung liegt nahe, dass sich die Effekte beider Faktoren tendenziell gegeneinander aufheben. Der Verdünnungsfaktor sollte zum jetzigen Zeitpunkt nicht zuletzt auch aus dem Grund, weil es sich bei dem derzeitigen Verfahren um ein statisches Modell handelt, nicht berücksichtigt werden. Eine gleichzeitige Berücksichtigung der Verdünnung stromabwärts sowie der Vorbelastung aus oberhalb liegenden Gewässerabschnitten könnte in einem dynamischen Modell im Rahmen einer späteren Ausbaustufe des Verfahrens erfolgen.

Abschirmungseffekte durch emerse Vegetation:

Die emerse Vegetation kann erheblich die Driftdeposition in Gewässern beeinflussen. Bisher haben sich jedoch nur wenige Studien mit der Reduktionswirkung emerse Vegetation beschäftigt (siehe Tabelle 9.2 im Anhang). Der Faktor ist außerdem nicht georeferenziert, er ist jedoch vermutlich von der Gewässerbreite und der Beschattung durch aufragende Ufervegetation abhängig. Das Vorkommen und die Charakteristika emerse Vegetation, sowie der Zusammenhang zwischen Gewässerbreite, Beschattung und Vorkommen etc. sind durch Freilandbegehungen näher zu charakterisieren.

2.5.2.4 Nicht zu berücksichtigende Faktoren

Windgeschwindigkeit:

Der Faktor Windgeschwindigkeit kann im Verfahren vernachlässigt werden. Laut guter landwirtschaftlicher Praxis soll eine Applikation nur bei Windstärken < 5 m/s erfolgen. Unterschiedliche Windstärken < 5 m/s werden bereits in der Abdriftverteilung berücksichtigt, da die Untersuchungen von Rautmann et al. (2001) bei unterschiedlichen Windstärken durchgeführt wurden.

Physiko-chemische Substanzeigenschaften:

Die physiko-chemischen Substanzeigenschaften sind vor allem für die Verteilung und den Verbleib der eingetragenen PSM im Gewässer relevant. Eine Berücksichtigung wäre demnach nur in einem Fate-Modell möglich. Da es sich bei dem hier dargestellten Verfahren um einen statischen Ansatz handelt, werden die physiko-chemischen Substanzeigenschaften nicht berücksichtigt.

Niedrige Ufervegetation:

Die niedrige Ufervegetation hätte je nach Höhe und Rauigkeit ein Potential PSM-Einträge über Abdrift in ein Gewässer zu mindern. Hinweise hierfür liefern Studien, die in Feldkulturen durchgeführt wurden (siehe Tabelle 9.3 im Anhang). Bisher wurden jedoch keine Studien in Raumkulturen durchgeführt und die Daten aus den Feldkulturen sind aufgrund der unterschiedlichen Applikationstechnik nicht auf Raumkulturen übertragbar. Außerdem ist die niedrige Ufervegetation schwierig zu quantifizieren und weist eine hohe Variabilität im Jahresverlauf auf (z.B. Wiesen werden gemäht). Aus diesen Gründen wird der Faktor in der Expositionsabschätzung vernachlässigt.

Reihenanzordnung der Kultur:

Es gibt Studien, die bestätigen, dass die Reihenanzordnung der Kultur sowie die Kronenanzordnung die Abdrift beeinflussen. Der Einfluss dieses Faktors wurde von der Diskussionsgruppe als gering und somit vernachlässigbar eingestuft.

Spritzgeräte:

Driftreduzierende Spritzgeräte bleiben als Option des Risikomanagements (Anwendungsaufgabe) erhalten.

Submerse Vegetation:

Die submerse Vegetation kann den Eintrag der verdrifteten PSM in das Gewässer nicht mindern und gehört deshalb nicht zu den expositionsrelevanten Faktoren. Die Vegetation wird ggf. Einfluss auf die Wirkstoffkonzentration in der Wasserphase haben, indem sich eingetragene PSM an die Pflanzen binden und dort von Mikroorganismen abgebaut werden. Ein Eintrag der PSM ins Gewässer kann dadurch jedoch nicht verhindert werden. Weiterhin sind die Pflanzen selbst ein Schutzgut im Gewässer, eine Berücksichtigung würde im Falle von Herbiziden zu einem Konflikt führen.

Wiedererholung und Wiederbesiedlung:

Sowohl Wiedererholung als auch Wiederbesiedlung werden als Faktoren nicht berücksichtigt, da sie keinen Einfluss auf die Exposition der PSM im Gewässer haben. Sie spielen jedoch bei der Hot-Spot-Identifikation eine Rolle.

Wiederholte Belastung von Gewässersegmenten:

Die Wirkstoff-Akkumulation im Wasser durch wiederholten Eintrag spielt bei Fließgewässern eine geringere Rolle, da ein Abtransport der Belastung zu erwarten ist. Bei Gräben und flächenhaften Stehgewässern spielt eine Mehrfachbelastung eine größere Rolle, da die einmal eingetragenen PSM bis zu ihrem Abbau im System verbleiben. In Raumkulturen gibt es jedoch nur wenige stehende Gewässer, diese sind im Ackerbau

von größerer Bedeutung. Es handelt sich hierbei jedoch um einen Faktor, der in der Effektbewertung berücksichtigt werden muss.

Mischungstoxizität:

Die Mischungstoxizität soll als Faktor ebenfalls auf der Seite der Effektbewertung berücksichtigt werden.

2.6 Beurteilung der bundesweiten Abschätzung der Exposition

Die Durchführung einer bundesweiten georeferenzierten probabilistischen Expositionsabschätzung, muss weiterhin die Sicherung des Schutzniveaus für aquatische Ökosysteme gewährleisten. Es ist deshalb notwendig auszuschließen, dass das erarbeitete Verfahren die zu erwartenden Freilandkonzentrationen unterschätzt. Auf der anderen Seite sollte aber im Zuge der angestrebten realistischeren Bewertung auch eine Überschätzung der zu erwartenden Konzentrationen so weit wie möglich ausgeschlossen werden. Hierfür wird eine eingehende Sensitivitätsanalyse des unter Kapitel 4.5 erläuterten Modells gefordert. Im Rahmen dieses Forschungs- und Entwicklungsvorhaben war eine solche Analyse nicht möglich. Im Folgenden wurde jedoch für eine erste Einschätzung jeder Faktor dahingehend geprüft, ob eine Berücksichtigung bzw. Nichtberücksichtigung im Verfahren eher zu einer Unter- bzw. zu einer Überschätzung der Exposition führt.

Die Annahme einer zeitgleichen Applikation auf allen Kulturlflächen kann die zu erwartende PSM-Konzentration in den einzelnen Gewässersegmenten im statischen Modell überschätzen, wenn innerhalb der 150 m Pufferstreifen mehrere Applikationsflächen in der betrachteten Himmelsrichtung liegen und die Einträge addiert würden. Eine Unterschätzung der Exposition kann mit dieser konservativen Annahme ausgeschlossen werden. Die Berücksichtigung der aufragenden Ufervegetation auf Basis von ATKIS wird ebenfalls nicht zu einer Unterschätzung der Exposition führen, da in ATKIS Hecken beispielsweise erst ab einer Länge von 200 m erfasst werden. Dort wo ATKIS aufragende Ufervegetation aufzeigt, ist mit großer Wahrscheinlichkeit auch in der Landschaft aufragende Vegetation zu finden. In der Realität ist jedoch die Existenz weiterer Gewässerabschnitte mit schützender Ufervegetation, die von ATKIS nicht erfasst werden, denkbar. Zur Erreichung einer hohen Realitätsnähe sind an dieser Stelle weitere Auswertungen von Luftbildern oder Freilandbegehungen sinnvoll.

Die reduktionsmindernden Faktoren Böschungprofil, emerse Vegetation und niedrige Ufervegetation werden im Verfahren nicht berücksichtigt. Ihre Vernachlässigung führt zu einer leichten Überschätzung der Exposition. Der Verdünnungsfaktor und die Vorbelastung aus oberhalb liegenden Gewässerabschnitten werden zunächst nicht berücksichtigt. Da sich die Einflüsse beider Faktoren vermutlich gegeneinander aufheben, ist die Nichtberücksichtigung der beiden Faktoren neutral zu bewerten.

Die Annahme einer Gleichverteilung der vorherrschenden Windrichtungen ist pragmatisch, aber nicht konservativ. Diese Annahme kann zu einer Unterschätzung der Exposition an einzelnen Gewässersegmenten führen. Auch die berücksichtigten Gewässertypen bedingen eine Unterschätzung. Vor allem kleine stehende Gewässer werden in ATKIS vermutlich nicht korrekt dargestellt, wobei die Quantifizierung der Ungenauigkeiten nach wie vor aussteht. Dies führt zu einer Unterschätzung der Grundgesamtheit relevanter Gewässersegmente und somit zu einer Unterschätzung auf bundesweiter Ebene.

Ferner wird das Wasservolumen kleiner Bäche und Gräben durch die Annahme einer Gewässerbreite von 1 m sowie einer Tiefe von 0,3 m überschätzt, da diese oft sehr viel flacher sind. Diese Tatsache führt,

zumindest bei den als kritisch zu betrachtenden kleinen Gewässern ebenfalls eher zu einer Unterschätzung der Exposition.

Durch die Berücksichtigung der Faktoren Blattdichte der Kultur, Abstand Kultur-Gewässer, Abdrift und des Gewässerprofils sowie der Nicht-Berücksichtigung der Faktoren Windgeschwindigkeit, physiko-chemische Substanzeigenschaften, Reihenanzordnung der Kultur ist weder eine Über- noch eine Unterschätzung zu erwarten.

Die Einordnung der jeweiligen Faktoren kann der Abbildung 2.4 entnommen werden. Dargestellt ist, inwiefern jeder Faktor, in der Form, in der er nach dem derzeitigen Stand berücksichtigt (oder nicht berücksichtigt) werden soll, zu einer korrekten Einschätzung oder zu einer Über- bzw. Unterschätzung der Exposition führt. Eine Quantifizierung der Über- und Unterschätzung ist gleichwohl nicht möglich bzw. erfordert weiteren Forschungsbedarf. Insofern ist auch die einfache Aufrechnung der Faktoren nicht zulässig.

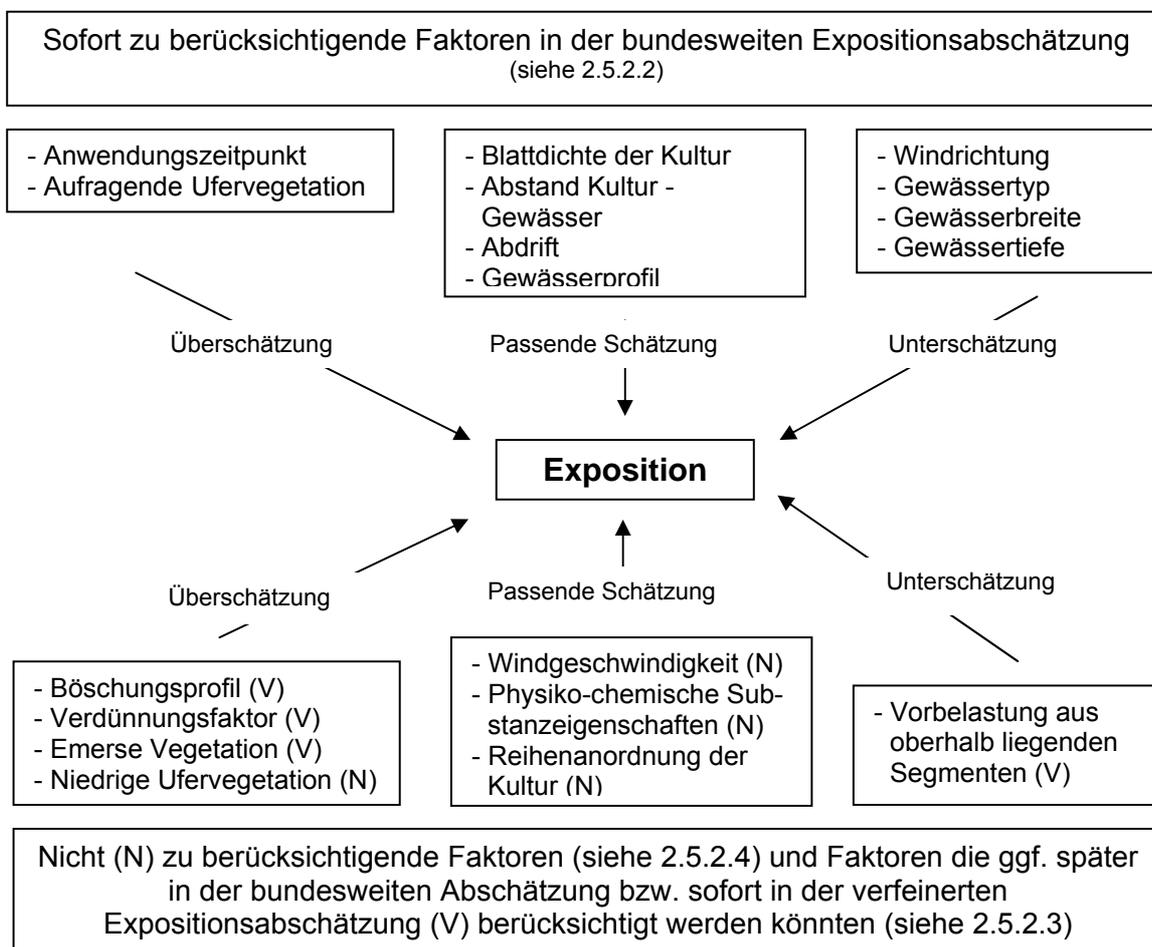


Abbildung 2.4: Beurteilung der Faktoren, die sofort oder später in der bundesweiten Expositionsabschätzung bzw. in der verfeinerten Expositionsabschätzung berücksichtigt werden könnten

3 Hot Spots

3.1 Ökologische Relevanz von PSM-Einträgen durch Abdrift

Die ökologische Relevanz von Einträgen von PSM in Gewässer ist unbestritten und es gibt zahlreiche Studien zu diesem Komplex (Schulz 2004). Im vorliegenden Projekt werden jedoch lediglich Einträge über Abdrift aus Raumkulturen betrachtet. Wie dem Anhang, Kapitel 9.6 entnommen werden kann, sind nur sehr wenige Feldstudien bekannt, in denen Spraydrift von PSM aus Raumkulturen in Gewässer und deren potentiellen ökotoxikologischen Folgen untersucht worden sind. Dies erscheint erstaunlich vor dem Hintergrund, welche herausgehobene Bedeutung Abdrift über viele Jahre in der regulatorischen Expositionsabschätzung hatte. Im Folgenden soll auf verschiedene Aspekte einiger der vorhandenen Freilandstudien kurz eingegangen werden. Eine ausführliche Auflistung findet sich im Anhang in Kapitel 9.6.

Wie in der Studie von Shires & Bennett (1985) dargestellt, sind die Organismen in besonderem Maße betroffen, welche sich häufig an oder direkt unter der Wasseroberfläche aufhalten. So werden die luftatmenden Rückenschwimmerarten teilweise direkt vom PSM benetzt oder kommen in Kontakt mit der nur geringfügig verdünnten Substanz. Sie sind für die Untersuchung der ökologischen Relevanz als gefährdeter einzustufen als beispielsweise aquatische Arten, welche sich vorzugsweise in Höhlen oder im interstitialen Porensystem aufhalten und dort der PSM-Welle bis zu einem gewissen Grad entgehen können. Dieser Komplexität ist allerdings in der Bewertungspraxis kaum gerecht zu werden und die Annahme der vollständigen Durchmischung kann insofern als ein pragmatischer Ansatz angesehen werden.

Schulz et al. (2001a) untersuchten die Abdrift von Azinphos-methyl und Endosulfan aus Obstplantagen im Western Cape, Südafrika. Die in wassergefüllten Auffangschalen gemessenen Depositionsraten und die resultierenden Konzentrationen im Gewässer stimmten sehr gut überein. Auch konnte eine sehr gute Übereinstimmung der gemessenen und nach den Abdrifteckwerten vorhergesagten Konzentrationen festgestellt werden. Während direkt im Anschluß an ein Depositionsereignis Werte von bis zu 1,7 µg/L Azinphos-methyl und bis zu 10 µg/L Endosulfan nachgewiesen wurden, lagen die 1-h Mischwerte (aus composite sampling) ca. 50 m unterhalb der Depositionsbereiche bei 0,5 bzw. 1 µg/L. Wasserproben aus den Versuchen mit Azinphos-methyl wurden für 24-h Toxizitätstests verwendet, wobei Mortalitäten von 13,8% bzw. 8,7% festgestellt wurden. Weitere Studien kamen zu ähnlichen Ergebnissen (Schulz et al. 2001b; Schulz et al. 2003). Eine andere Studie (Crossland et al. 1982; Nr. 23 im Anhang 9.6) stellt die Untersuchungen zu PSM-Spraydrift aus einem Weinfeld in Frankreich dar. Von der Applikationsmenge von 30 bzw. 45 g/ha, erreichten 0,04 – 0,45 mg Cypermethrin je m² der Gewässeroberfläche. Durch Verdünnung konnten im Oberflächenwasser noch 0,4 – 1,7 µg/l der Chemikalie nachgewiesen werden.

Diese Konzentration war jedoch schon nach relativ kurzer Zeit (einige Stunden) nicht mehr messbar. Um die Effekte auf die aquatische Lebensgemeinschaft erfassen zu können, wurde während der Untersuchung auch die Drift beobachtet und in stündlichem Rhythmus erfasst. Nach der Applikation konnte eine starke Zunahme von Arthropoden in der Drift festgestellt werden, welche nach 24 Stunden wieder auf ein Normalmaß zurückgekehrt war.

Auf die Aspekte Transport, Abbau und Verteilung von PSM wird in Kapitel 4.4 eingegangen. Zu den Aspekten Wiedererholung und Wiederbesiedlung finden sich Ausführungen in Kapitel 3.5 und umfangreiche Angaben im Anhang (Kapitel 9.3 bis 9.6).

3.2 Identifikation und Analyse von Hot Spots

Im vorgeschlagenen Verfahren der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung wird in einem ersten Schritt durch das Festlegen überregional geltender Anwendungsaufgaben sichergestellt, dass mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit für einen vordefinierten Anteil (z.B. 90 Prozent) der durch Spray-Drift-Einträge potentiell betroffenen Gewässersegmente die umweltrelevante Konzentration (ERC) nicht überschritten wird. Für diese Gewässersegmente können unverträgliche Auswirkungen auf aquatische Organismen mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden. Durch die Auswahl der bundesweit geltenden Anwendungsbestimmungen wird der Prozentsatz an Gewässersegmenten festgelegt, an denen auch ohne Hot-Spot-Management eine ERC-Überschreitung mit hinreichender Sicherheit ausgeschlossen werden kann. Die Anwendungsbestimmungen müssen sich daher nach der Höchstzahl von Hot-Spots richten, deren Management leistbar ist. Ein hohes festgelegtes Perzentil der räumlichen PEC-Verteilung bedingt strenge Abstandsauflagen und führt zu einer geringeren Anzahl an Hot-Spot-Stellen, an denen Risikominderungsmaßnahmen implementiert werden müssen.

Für die verbleibenden, aufgrund ihrer standörtlichen Gegebenheiten (z.B. geringer Abstand zur Applikationsfläche und Nicht-Vorkommen von driftreduzierender Vegetation) durch hohe Expositionen gekennzeichneten Gewässersegmente, die durch die erforderliche Ableitung bundesweit geltender Anwendungsbestimmungen dem Bewertungsansatz folgend einem erhöhten Risiko von ERC-Überschreitung ausgesetzt sind, müssen unverträgliche Auswirkungen auf Populationen aquatischer Organismen durch einen zweiten Schritt der Risikoanalyse ausgeschlossen werden können. Mittels dieses zweiten Schritts der Risikobewertung, der sog. Hot-Spot-Analyse, ist daher zu bestimmen, wo ökologisch relevante räumliche Häufungen („Cluster-Bildung“) solcher Gewässersegmente oder unverträglich hohe Belastungen in einzelnen Gewässersegmenten zu erwarten sind. Zu diesem Zweck sollen sog. Hot-Spot-identifizierende Kriterien definiert (siehe Kapitel 3.3) werden, um bundesweit diejenigen Gewässersegmente lokalisieren zu können, an denen ggf. zusätzliche Managementmaßnahmen zur Gewährleistung eines ausreichenden Schutzniveaus notwendig sind (siehe Abb. 3.1).

Für identifizierte Hot Spots können anschließend die potentiellen Expositionen in einer verfeinerten Risikobewertung (2. Hot-Spot-Analyse, Abb. 3.1) mit Hilfe hochauflösender Luftbilder und/oder einer Überprüfung der expositionsbestimmenden Faktoren vor Ort („ground truthing“) analysiert und validiert werden. Diese sehr realitätsnahe Expositionsanalyse ermöglicht die Unterscheidung zwischen den in der Realität zu erwartenden Hot Spots, welche durch die tatsächlichen standörtlichen Gegebenheiten bestimmt werden, und den artifiziellen Hot Spots, die z.B. auf Ungenauigkeiten der bis zu diesem Schritt verwendeten Geodaten zurückgeführt werden können. Es können somit diejenigen Gewässersegmente identifiziert werden, für die das erforderliche Schutzniveau nicht ausreichend durch die bundesweit geltenden Auflagen abgesichert werden kann und daher gesonderte Risikomanagementmaßnahmen (Hot-Spot-Management, siehe Kapitel 3.4) erforderlich sind.

Das hier dargestellte Verfahren der Hot-Spot-Identifikation im Rahmen der ersten und zweiten Hot-Spot-Analyse wird anhand von, nach dem deterministischen Verfahren gerade noch zulässigen, realistic worst-case (bezogen auf die zur Bestimmung der Hot-Spot-Kriterien verwendeten ecological traits, siehe 3.3)

Modellsubstanzen stellvertretend durchgeführt. Dieses Verfahren ermöglicht die Lokalisation aller Hot-Spot-Abschnitte in der Landschaft. Demnach ist es im Rahmen der probabilistischen Risikobewertung zu Beginn notwendig, die maximale Anzahl und Ausdehnung der Hot-Spots für die im Rahmen der Hot-Spot-Kriterien verwendeten ecological traits anhand der verschiedenen Wirkungsschemata der unterschiedlichen realistic worst-case Modellsubstanzen (Dummy) zu bestimmen.

Die Hot-Spot-Identifikation erfolgt damit produktunabhängig, im Rahmen des Zulassungsverfahrens ist jedoch eine wirkstoffbezogene, verfeinerte Risikobewertung für die einzelnen Hot-Spot-Kriterien (siehe 3.3) möglich (z.B. Bestimmung der tatsächlichen Dosis-Wirkungsbeziehung eines Wirkstoffes). Durch diese verfeinerte Risikobewertung kann die anhand der realistic worst-case Substanzen bestimmte maximale Anzahl und Ausdehnung der in der Landschaft verorteten Hot-Spot-Stellen durch die Anwendung wirkstoffbezogener Hot-Spot-Kriterien realistischer analysiert und somit ggf. eingegrenzt werden. Diese Konzeption stellt die Zulassungsfähigkeit und damit die Produktverfügbarkeit aktuell zugelassener Produkte sicher.

Bis zum Zeitpunkt der erfolgreichen Implementierung von geeigneten Risikominderungsmaßnahmen in den identifizierten Hot Spots sind umsetzbare Übergangslösungen für das Risikomanagement bereit zu halten, um auch in identifizierten Hot Spots durchgängig ein ausreichend hohes Schutzniveau garantieren zu können. Bei gleichzeitiger Gewährung verringerter bundesweiter Anwendungseinschränkungen auf Basis der Ergebnisse der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung ist dies ggf. über die zeitlich begrenzte Anwendung der „alten“, deterministisch abgeleiteten Auflagen in diesen Gebieten zu gewährleisten.

Im Rahmen des Workshops wurde das hier beschriebene Verfahren der Hot-Spot-Identifikation und –Analyse generell akzeptiert, als zielführend und sinnvoll erachtet

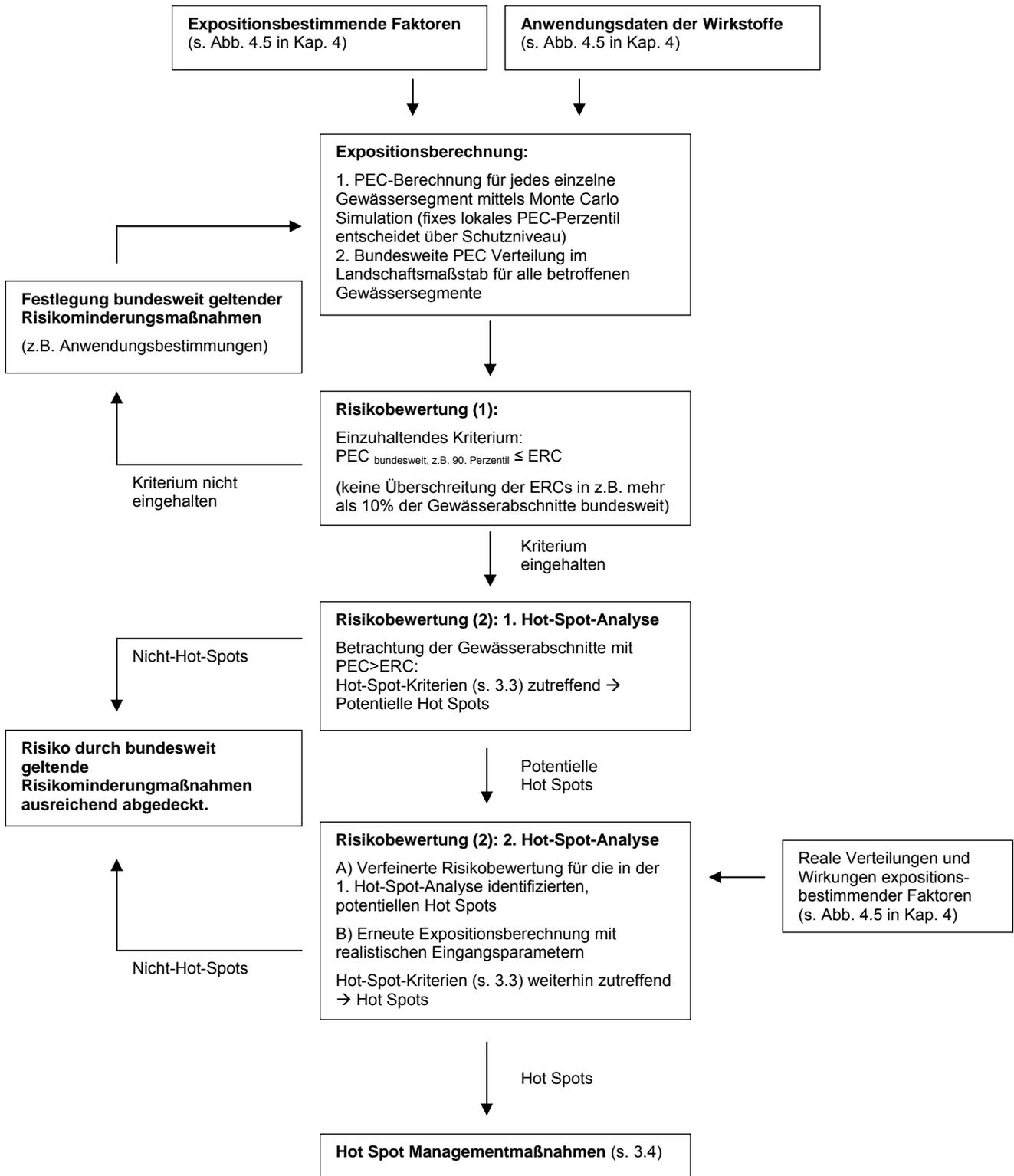


Abbildung 3.1: Schematische Darstellung der Hot-Spot-Identifikation und -Analyse

3.3 Hot-Spot-Definition und –Kriterien

Das angestrebte Verfahren erfordert eine wissenschaftlich fundierte Definition des Begriffes „Hot Spot“ sowie die Festlegung geeigneter Kriterien, mit denen potentielle Hot Spots im GIS eindeutig identifiziert bzw. lokalisiert werden können. Nur so können die notwendigen Risikomanagementmaßnahmen durchgeführt und damit ein ausreichend hohes Schutzniveau für alle Gewässer garantiert werden. Die Definition geeigneter Hot-Spot-Kriterien orientiert sich hierbei an dem im Pflanzenschutzgesetz und der EU Direktive 91/414/EEC genannten Schutzziel, d.h. ein Auftreten von längerfristig andauernden adversen Effekten auf Populationen von Lebewesen sind zu vermeiden. Maßgebend für die populationsbiologische Relevanz von PSM-Kontaminationen ist zum einen das zeitlich-räumliche Ausmaß der ERC-Überschreitungen im Gewässer und zum anderen die Höhe der ERC-Überschreitung. Die zeitliche Dynamik der Belastungen in einzelnen Gewässersegmenten ist nach den aktuellen Vorschlägen für eine georeferenzierte probabilistische Expositionsanalyse nicht berücksichtigt, da diese von einem statischen Gewässermodell ausgehen. Für eine ausreichend protektive Risikoabschätzung ist daher von einer gleichzeitigen Ausbringung des zu bewertenden PSM und damit einer gleichzeitig stattfindenden Exposition aller betroffenen Gewässersegmente auszugehen. Im statischen Modell können Hot Spots daher nur durch die räumliche Ausdehnung und die Höhe der Überschreitung der ERC beschrieben werden. Da sich ab einer zu definierenden maximalen Höhe der ERC-Überschreitung das Risiko einer weit reichenden Verlagerung der Belastung über das einzelne Segment hinaus in nachfolgende Segmente und somit das Risiko unverträglicher Auswirkungen stark erhöht, wird, neben den unten hergeleiteten Hot-Spot-Kriterien, das Erreichen von maximal vertretbaren Gewässerkonzentrationen bereits als ausreichend anzusehen sein, um ein einzelnes Segment als Hot Spot zu definieren. Anhand dieser Konzeption kann das Fehlen eines Fate-Modells (siehe Kapitel 2.5.2.4: Nicht zu berücksichtigende Faktoren) in der Hot-Spot-Thematik konservativ ausgeglichen werden.

Ein Hot Spot wird im Rahmen des vorgeschlagenen Verfahrens über die Anzahl räumlich aggregierter Gewässersegmente mit erhöhter Wahrscheinlichkeit einer ERC-Überschreitungen bestimmter Höhe definiert, bei der unverträgliche, da populationsrelevante Auswirkungen auf Gewässerorganismen innerhalb der so belasteten Streckenlänge und darüber zu erwarten sind.

Die im Rahmen einer probabilistischen Risikobewertung vollzogene Hot-Spot-Definition determiniert, aufgrund der notwendigen Bewertung der Populationsrelevanz einer im Gewässer vorliegenden PSM-Belastung, einen Fokus auf die Ökologie verschiedener Arten und auf Erkenntnisse der Effektbewertung. Dieses Vorgehen wurde im Rahmen des Workshops als sinnvoll und zielführend akzeptiert. In diesem Kontext wurde darüber hinaus beschlossen, dass Wiederbesiedlungs- und Wiedererholungsprozesse im Rahmen der Hot-Spot-Kriterien in das Verfahren der probabilistischen Risikobewertung implementiert werden müssen, da diese Prozesse im Landschaftsmaßstab stattfinden und in diesem Umfang nicht im Rahmen der Effektbewertung einbezogen werden können. Eine Redundanz der Bewertung von Wiederbesiedlungs- bzw. Wiedererholungsprozessen in der probabilistischen Expositionsabschätzung und im Rahmen der ERC-Bestimmung ist jedoch zwingend zu vermeiden.

Weiterhin wurden von den Workshopteilnehmern die untenstehenden Hot-Spot-Kriterien diskutiert und akzeptiert. Aufgrund der in aquatischen Ökosystemen vorhandenen Vielfalt zu schützender Arten ist für die Herleitung der Hot-Spot-Kriterien (zur Vereinfachung) eine Gruppierung verschiedener Arten hinsichtlich ihrer ökologischen Charakterisierung (ecological traits) sinnvoll. Die Hot-Spot-Bewertung erfolgt demnach anhand der Einschätzung der Effekte auf charakteristische ecological traits (z.B. Sensitivität,

Schlupfzeitpunkt, Wanderungsfähigkeit, Generationszeit), die bezüglich der Grundgesamtheit aller Arten jeweils einen realistic worst-case darstellen.

1) Räumliches Ausmaß der Belastung (räumliche Aggregation)

Entscheidend für die ökologische Relevanz und somit Vertretbarkeit der räumlichen Ausdehnung einer PSM-Belastung ist die trait-spezifische Beurteilung der Effekthöhe und des Wiedererholungspotentials für die erwartete Kombination aus Belastungssituation und räumlichem Ausmaß der Belastung. Es herrschte daher Konsens, dass das räumliche Ausmaß eines Hot Spot keine feststehende (artengruppenunabhängige) Größe ist, sondern von den spezifischen ecological traits – in diesem Falle besonders der Mobilität und Wanderungsfähigkeit – der betrachteten Organismengruppen abhängt. Da die Wiedererholung auch von der Mobilität der Organismen und der räumlichen Ausdehnung einer Population im Gewässer abhängt, wird der zur Definition eines Hot Spots zu berücksichtigende Gewässerabschnitt je nach betrachteter Organismengruppe und deren charakteristischen ecological traits unterschiedlich lang sein (für mobile Organismen, wie z.B. Fische können längere Abschnitte noch akzeptabel sein als z.B. für flugunfähige Invertebraten). Die Einschätzung der Populationsrelevanz einer PSM-Belastung wird demnach anhand der räumlichen Ausdehnung von durch unterschiedliche ecological traits gekennzeichneten, jeweils einen realistic worst-case repräsentierenden, Artengruppen im Gewässer und der innerhalb dieser Gewässerstrecke vorliegenden Belastung vollzogen.

Im Falle der Bewertung des räumlichen Ausmaßes einer Belastung isolierter Kleingewässer (Gewässergröße < relevanter Populationsausdehnung) ist für die räumliche Ausdehnung einer Population die Gewässergröße anzunehmen. Für die Analyse von Wiederbesiedlungsprozessen in isolierten Kleingewässern ist die Betrachtung der Nachbarschaft zu anderen Gewässern notwendig.

2) Bestimmung der tolerierbaren Effekthöhe

Für Populationen gelten spezifische Schwellen der Effekthöhe, bis zu der Wiedererholung – und damit die Vermeidung populationsrelevanter Auswirkungen – sichergestellt ist. Diese noch zu bestimmenden Werte würden in der Praxis jeweils der Gesamtheit der innerhalb der relevanten räumlichen Einheit prognostizierten Effekte gegenübergestellt werden, denn nur innerhalb dieser räumlichen Ausdehnung einer Population kann eine Wiedererholung und Wiederbesiedlung sicher angenommen werden. Im Rahmen des Workshops wurde eine vertiefte Diskussion dieser Thematik auf den im Jahr 2007 stattfindenden ELINK-Workshop („EU Workshop on Linking Aquatic Exposure and Effects in the Registration Procedure of Plant Protection Products“) vertagt. Wie oben bereits dargelegt, bestand jedoch Konsens, dass die jeweiligen tolerierbaren Effekthöhen wiederum für verschiedene Gruppen von Organismen (charakterisiert durch realistic worst-case traits) festgelegt werden müssen und sowohl Wiedererholungs- als auch Wiederbesiedlungsprozesse beinhalten sollen.

Verschiedene alternative Ansätze zur Bestimmung dieser kritischen Werte für die einzelnen Organismengruppen sind im Folgenden kurz beschrieben:

- a) Aus Populationsmodellierungen (Modelle für räumlich-zeitliche Populationsdynamiken) können Aussagen bezüglich der Thematik Wiedererholung von Populationen gewonnen werden. Solche auf autökologischen Erkenntnissen beruhenden Modelle (z.B. Kolar et al. 1997, Barnthouse 2004) können unter Einbeziehung bestimmter Faktoren (große Spannweite taxonomischer Gruppen;

Implementierung von Populationswachstumsraten, Intensität der Störung (prozentuale Mortalität der Gesamtpopulation)) zu Aussagen hinsichtlich der ökologischen Relevanz der räumlichen Ausdehnung von oberhalb der ERC-belasteten Gewässerabschnitten in der Hot-Spot-Thematik führen.

Es ist jedoch bei der Anwendung von Modellen zur Entscheidungsfindung zu beachten, dass eine abgesicherte Datenbasis als Grundlage für die getroffenen Modellannahmen vorliegen muss. Außerdem sollte die Richtigkeit der Modellergebnisse anhand geeigneter Daten (Experimente oder Monitoring) dargestellt werden.

- b) Eine Auswertung von Wiederbesiedlung und Wiedererholung nach Belastung durch diverse Stressoren und damit (prozentualer) Schädigung der Population im Freiland könnte hier weitere wissenschaftliche Erkenntnisse liefern. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in vielen Fällen die Lebensgemeinschaft im Freiland an den regelmäßig auftretenden Stressor angepasst sein kann und somit aus toleranten Arten besteht. Somit sind die Freilanduntersuchungen kritisch bezüglich der Repräsentativität der untersuchten Gewässer und der vorgefundenen Zönosen für die zu bewertenden Gewässer und somit der Übertragbarkeit der Ergebnisse zu überprüfen. Eine weitere Schwierigkeit besteht hierbei in der Trennung von einwirkenden Stressfaktoren und in der Sicherstellung einer hinreichenden Abwesenheit von Stressfaktoren, wenn anhand der Daten Wiederbesiedlung und Wiedererholung beurteilt werden sollen.
- c) Wissenschaftlich fundierte Aussagen zur ökologischen Relevanz der bei einer bestimmten Konzentration auftretenden adversen Auswirkungen auf Populationen von Gewässerorganismen sind durch Auswertung von Mikro- und Mesokosmenstudien hinsichtlich der bei verschiedenen Konzentrationen aufgetretenen Effektklassen (siehe Anhang 9.2) und ihrer Relationen möglich. Für Insektizide liegt z.B. eine solche Untersuchung für insgesamt 31 Mikro- und Mesokosmenstudien vor (Van Wjingaarden et al. 2005). Dabei ist zu beachten, dass Arten, die in Mesokosmenstudien eingesetzt werden, nicht vollständig den zu schützenden Arten im Freiland (wie z.B. univoltine Insektenarten, sensitive Fischarten oder submerse Pflanzenarten) in ihren ökologischen Eigenschaften entsprechen und somit Mesokosmenstudien in Bezug auf die Aspekte Wiedererholung und Wiederbesiedlung ggf. nicht uneingeschränkt auf das Freiland übertragbar sind. Dieser Ansatz wird daher ohne Einschränkung nur für solche Organismen geeignet sein, deren Wiedererholungspotenzial in Mesokosmentests ausreichend gut beschrieben wird (z.B. Zooplankton, Algen, ggf. weitere Gruppen).

3) Klassifizierung der Belastungshöhe

Anhand der Bewertung der Belastungshöhe jedes einzelnen Gewässersegmentes innerhalb der räumlichen Ausdehnung einer Population kann die Summe der Effekte auf diese Population abgeschätzt werden. Für die Definition eines Hot Spot würde es theoretisch ausreichen, für die einzelnen Gewässersegmente zu bestimmen, ob die ERC überschritten wird (Ja/Nein-Ansatz). Für eine realistischere Risikoabschätzung ist es jedoch zielführend, die Effektstärke (in Abhängigkeit von der Belastungshöhe) zu berücksichtigen. Die Klassifizierung der Belastungshöhe nach zu erwartendem Effekt wird anhand der Steilheit verschiedener trait-bezogener Dosis-Wirkungsbeziehungen bestimmt. Dabei ist die Betrachtung von realistic worst-case Modellsubstanzen bezogen auf die einzelnen ecological traits (also Substanzen mit relativ steiler Dosis-

Wirkungs-Kurve) notwendig. Das Ziel einer sinnvollen Klassifizierung der Belastungshöhen könnte auf unterschiedlichem Wege erreicht werden:

- a) Anhand vorliegender Literatur wird für die unterschiedlichen Organismengruppen eine realistic worst-case Dosis-Wirkungs-Beziehung beschrieben und der Klassifizierung der Belastungshöhen zu Grunde gelegt. Jede Klasse entspricht demnach einer bestimmten Effekthöhe, die in die Bewertung des Gesamteffektes innerhalb eines relevanten Gewässerabschnittes eingeht. Dies bedeutet, dass unterschiedlich hohe Effektwerte aus den einzelnen Segmenten zur Berechnung des Gesamteffekts für die relevante räumliche Einheit summiert werden.
- b) Aus Mesokosmenuntersuchungen, wobei die Repräsentativität des Testsystems in Bezug auf die Wiedererholung der betrachteten Organismen zu beachten ist. Der Ansatz wird daher nur für solche Organismen geeignet sein, deren Wiederholungspotenzial in Mesokosmentests ausreichend gut beschrieben wird (siehe oben).

Eine **Hot-Spot-Definition** wird somit anhand der Kombination aus dem räumlichen Ausmaß einer Belastung (1) und der in den Einzelsegmenten vorliegenden individuellen Belastungssituation (3) ermöglicht, wobei ein Vergleich der innerhalb der räumlichen Ausdehnung der Population vorherrschenden Gesamtbelastung mit der artspezifischen Effekttoleranz (2) erfolgt.

Eine realistischere Hot-Spot-Bewertung anhand der oben aufgeführten Kriterien ließe sich zudem durch die Verwendung von Daten zur realen Verteilung bzw. Ausbreitung von Arten in der Landschaft vollziehen. Diese könnten eine zielgerichtete, realitätsbezogene Bewertung der Effekte einer in den betroffenen Gewässern erwarteten PSM-Exposition ermöglichen. Die Grundlage eines solchen Ansatzes könnte die Datenbank der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) darstellen. Aufgrund fehlender Daten zur realen Verteilung der Arten in der Landschaft muss der Hot Spot-Identifizierung nach den o.g. Kriterien aktuell die Modellannahme zugrundegelegt werden, dass die Individuen einer Population innerhalb der relevanten räumlichen Einheit gleichmäßig verteilt auftreten.

3.4 Klassifikation von aquatischen Arten zur Untersuchung von Effekten durch PSM

Um die Auswirkungen von PSM auf die Ökosysteme der angrenzenden Gewässer erfassen zu können, müssen die einzelnen aquatischen Arten in Gruppen zusammengefasst werden. Dann können die Effekte der eingetragenen chemischen Substanzen jeweils auf die Taxagruppe bezogen, erfasst werden.

Die Klassifikation kann nach verschiedenen Herangehensweisen erfolgen (Literaturrecherche):

- Das Forschungsteam um H. T. Ratte der RWTH Aachen stellte 2006 auf der Institutshomepage einen Forschungsansatz vor, welcher strukturelle Veränderungen von kleinen Gewässern durch eine abweichende Zusammensetzung der typischen biologischen Referenzzönose erfassbar machen soll. In Weiterentwicklung dieses Ansatzes könnten die Gewässer Deutschlands nach ihrer Struktur gruppiert werden und die Effekte von PSM bei der Zulassung auf diese speziellen Gemeinschaften bzw. auf deren sensibelste Arten hin überprüft werden.

- Lorenz et al. stellten 2004 eine Studie vor, welche die Ströme Deutschlands nach den darin lebenden Invertebraten in Typen unterteilt. Parameter der Gruppierung sind hier Ökoregionen, Geologie und Substrat. Auch mit diesem Ansatz lassen sich Gemeinschaften mit jeweils besonders sensiblen und damit potentiell gefährdeten Arten unterscheiden.
- Im Jahr 2006 wurde vom UBA eine Daten-CD veröffentlicht, welche eine im Rahmen der Umsetzung der WRRL deutschlandweit durchgeführte Typisierung der Oberflächenwasserkörper enthält. Unterschieden werden Gewässertypen des norddeutschen Tieflandes, des Mittelgebirges und der Alpen bzw. des Alpenvorlandes. Beispielsweise ist der Gewässertyp 9.1 der Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsfluss. Auch aus dieser Gruppierung ließen sich typische Zönosen ableiten. Vorteilhaft an diesem Ansatz ist, dass die im Rahmen der WRRL bereits erhobenen Daten weiterverwendet werden könnten. Beachtet werden muss jedoch, dass es sich bei der Erfassung vor allem um Gewässer handelt, welche breiter als 1 m sind. Für die Einbeziehung typischer Agrargewässer müssten unter Umständen noch weitere Typen definiert werden, was einen nicht unerheblichen Aufwand nach sich ziehen würde.
- Erst kürzlich wurden die Agrargewässer in Südengland, namentlich Bäche, Flüsse, Gräben und Teiche unter der Federführung des Ponds Conservation Trust bezüglich ihres Wertes der relativen Biodiversität miteinander verglichen (Williams et al. 2003). Das Hauptresultat der Arbeit war, dass besonders kleine Gewässer ganz erheblich zur Biodiversität einer Region beitragen und sich dabei deutlich voneinander unterscheiden können, was die Zusammensetzung der Gemeinschaft anbelangt. Die Erfassung der Biodiversität wurde in England erst in einem relativ kleinen Rahmen durchgeführt und scheint daher wenig geeignet als Grundlage für ein deutschlandweites Risikobewertungsverfahren.
- Ein deutlich anders geartetes Verfahren setzt für alle permanenten und periodischen, in ATKIS erfassten Gewässer grundsätzlich die gleiche, alle Arten umfassende Gemeinschaft voraus. Statt nach ihrem Vorkommen im Raum werden die aquatischen Arten nach ihren ökologischen Eigenschaften („Traits“) gruppiert. Die Traits, welche hier von Bedeutung sind, sind z.B. Dauer eines Reproduktionszyklus, Mobilität, Vorhandensein aquatischer Lebensstadien zur Haupt-PSM-Applikationszeit usw. Ein ähnlicher Ansatz wurde in den vergangenen Jahren in der Forschungsgruppe um Matthias Liess am UFZ, Leipzig entwickelt (Liess & von der Ohe 2005).

Im Verlauf des Workshops kristallisierte sich die konsensfähige Meinung der Teilnehmer heraus, einen Ansatz unter Verwendung von traits im weiteren probabilistischen Risikobewertungsverfahren verfolgen zu wollen. Die weitere Konkretisierung dieses Ansatzes muss vor einer endgültigen Implementierung der probabilistischen Risikobewertung vorgenommen werden. Die Lösung dieser Aufgabe kann z.B. in einem weiteren F&E-Vorhaben realisiert werden.

3.5 Rolle der Wiederbesiedlung bzw. -erholung in der probabilistischen Risikobewertung

Die Einbindung von Wiederbesiedlung (WB) bzw. Wiedererholung (WE) in das probabilistische Risikobewertungsverfahren wurde ebenfalls auf dem Workshop in Dessau diskutiert. Die Wiederbesiedlung beschreibt dabei den Eintrag bzw. die Einwanderung von Organismen aus anderen Gewässern bzw. Gewässerabschnitten und damit ggf. aus anderen Populationen. Es existieren hier verschiedene

Mechanismen, wie die Drift, die Gegenstromwanderung, der Zuflug von Organismen oder der passive Transport mit Medien wie Wasservögeln oder Wind. Diese Phänomene sind im Anhang 9.3 „Strategien und Mechanismen der Wiederbesiedlung“ näher erläutert. Je räumlich näher unbelastete Gewässerabschnitte vorliegen, z.B. in Form von Nebengewässern, Wald- oder Wiesenabschnitten, desto erfolgreicher und schneller kann die Wiederbesiedlung eines belasteten Gewässerabschnitts stattfinden. In natürlichen Ökosystemen ist die WB von essentieller Bedeutung, wenn ein Störungsereignis zu einer sehr hohen oder gar vollständigen Mortalität einer Art geführt hat.

Interne Wiedererholung entsteht durch Reproduktion von Individuen der nach einer Störung verbliebenen Population. Die WE wird begünstigt, wenn das Gewässer möglichst strukturreich ist, so dass z.B. eine Kontamination mit PSM nicht gleichmäßig über das gesamte Wasservolumen erfolgen kann und weniger oder gar nicht belastete Ruheräume für den Rückzug zur Verfügung stehen. Mit WB/WE werden im Folgenden solche Erholungsprozesse bezeichnet, welche auf einer Kombination von Wiedererholung und Wiederbesiedlung beruhen. Sie sind in der Natur die Regel.

Teilaspekte der WB/WE spielen bereits in der deterministischen Risikobewertung eine erhebliche Rolle, wenn die Bewertung eines PSM z.B. auf der Grundlage von Mesokosmentests vorgenommen wird. Erschwerend für eine mögliche Implementierung der WB/WE in die georeferenzierte probabilistische Risikobewertung wirkt außerdem, dass die bewertungsrelevanten ökotoxikologischen Endpunkte zum Teil Modellökosystemtests (Mesokosmentests) entstammen, in denen der Faktor WB/WE bereits berücksichtigt wurde, und zum Teil Labortest, in denen WB/WE nicht berücksichtigt wurden. Wenn der Faktor WB/WE bereits in der Wirkungsabschätzung berücksichtigt wurde, ist dies in jedem Fall in der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung „anzurechnen“.

Prozesse der Wiedererholung werden mit hoher Wahrscheinlichkeit zur Definition taxagruppen-bezogener Hot Spots benötigt, wobei die Ausdehnung und Fähigkeit zur Reproduktion einer Artengruppe einfließen werden. Im Folgenden muss also nur die Frage nach Möglichkeiten der weiteren Berücksichtigung von Wiederbesiedlungsmechanismen beantwortet werden. Prinzipiell handelt es sich hierbei nur um solche Mechanismen, welche in Mesokosmenstudien nur unzureichend abgebildet werden können (Siehe Kapitel 3.3 „Hot Spot Definition und Kriterien“).

Die Berücksichtigung des Wiederbesiedlungs-Potenzials in der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung kann also sowohl zu einer Ent- als auch zu einer Belastung führen. Im Folgenden soll auf Grundlage der Tabelle 3.1 erläutert werden, dass dies nicht nur von dem jeweils ermittelten WB-Potenzial des Gewässerabschnittes, sondern auch von der Art des relevanten Wiederbesiedlungspfades abhängt:

Tabelle 3.1: Übersicht zur Über- bzw. Unterschätzung verschiedener WB-Mechanismen in Mesokosmenstudien im Rahmen der Effektabschätzung für PSM

Mechanismus	Über-, Unter- schätzung	Begründung
Drift	Im Mesokosmos oft unterschätzt.	Die Verdriftung von Organismen wird in der Regel nicht berücksichtigt, da es sich bei der überwiegenden Zahl der Mesokosmos-Studien um Stillgewässeransätze handelt. Als Beispiele sollen Amphipoden und Insektenlarven genannt werden, die mit der Strömung über weite Distanzen transportiert werden können.
Zuflug	Im Mesokosmos oft überschätzt.	Bei diesem Mechanismus besteht die Gefahr einer Überschätzung der tatsächlichen Verfügbarkeit von Zuflug-Quellen im Freiland. Die unabgedeckten Kontrollbecken und die kontaminierten Testsysteme liegen in unmittelbarer Nähe zueinander, so dass ein Zuflug von Organismen (vor allem mesolimnische Insektenarten) aus der Kontrolle in die anderen Testbecken überverhältnismäßig schnell und intensiv erfolgen kann.
Gegenstromwanderung	Im Mesokosmos unterschätzt.	Die meisten Mesokosmen werden nicht als Fließgewässer-Systeme, sondern als Stehgewässer betrieben. Dadurch kann dieser Wiederbesiedlungsmechanismus nicht erfasst werden. Betroffen von dieser Unterschätzung sind Arten, die gegen die Strömung wandern können (z.B. Amphipoden und Fische).
Passiver Transport aus anderen Gewässern	Im Mesokosmos gut abgebildet.	Dieser eher unbedeutende Wiederbesiedlungsmechanismus ist in Mesokosmen vergleichsweise gut abgebildet. Die Becken des Mesokosmos sind meist nicht abgedeckt. Wasservögel und andere Transportmedien (z.B. Wind) haben somit theoretisch uneingeschränkten Zugang.

Aus der Tabelle 3.1 geht hervor, dass im Besonderen die Wiederbesiedlungsmechanismen Drift und Gegenstromwanderung in Mesokosmenstudien infolge ihrer räumlichen Komponente nicht ausreichend abgebildet sind. Besonders Gruppen wie Fische oder Invertebraten mit ein- oder mehrjährigem Generationszyklus können im Mesokosmos keine Wiederbesiedlung zeigen. Fische fehlen aus technischen Gründen in diesen Studien zumeist ganz.

Die Berücksichtigung des Wiederbesiedlungspfades „Zuflug“ in der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung wird im Fall eines ökotoxikologischen Endpunktes auf der Grundlage eines Laborwertes in der Regel zu einer Entlastung führen. Entsteht der Endpunkt jedoch einer im Mesokosmos beobachteten Wiederbesiedlung auf der Basis von Zuflug, so kann dies nicht vorausgesetzt werden: In Mesokosmen wird die Möglichkeit einer Wiederbesiedlung über Zuflug tendenziell überschätzt (durch räumliche Nähe unbelasteter Kontroll-Mesokosmen; siehe Tabelle 3.1). Die Berücksichtigung des Wiederbesiedlungspotenzials in der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung wird daher möglicherweise besonders in solchen Fällen zu einer Belastung führen, in denen die bewertungsrelevante Organismengruppe vor allem über Zuflug wiederbesiedelt (viele Insektengruppen).

Das gewässerspezifische Potenzial zur Wiederbesiedlung ist im Freiland sehr variabel ausgeprägt. Doch genauso vielfältig sind die Strategien der einzelnen Arten bzw. Artengruppen, besiedelbare Gewässerabschnitte zu besiedeln. Eine Betrachtung muss daher nach den gleichen Artengruppen erfolgen, wie sie zur Bestimmung der Hot Spots noch festzulegen sind (siehe Kapitel 3.4 zur Klassifikation der Arten). Im Anhang (Kapitel 9.3 und 9.4) befinden sich nähere Informationen zu den

Wiederbesiedlungsmechanismen Drift und Gegenstromwanderung, welche aus einer Literaturrecherche gewonnen wurden.

Vorgänge der Wiederbesiedlung sind für solche Gewässerabschnitte von Bedeutung, bei denen die PEC die ERC sehr stark übersteigt. In diesen Fällen ist bei einigen Arten mit einer so hohen Mortalität zu rechnen, dass die Regeneration allein durch Wiedererholung unmöglich ist oder einen zu langen Zeitraum beanspruchen würde. In solchen Fällen wird nach dem derzeitigen Konzept (siehe Kapitel 4.5 Kombiniertes vierstufiger Ansatz) eine verfeinerte Expositionsbeurteilung mit Hilfe von hochauflösenden Luftbildern, teilweise auch durch Freilandbegehungen durchgeführt. In diesen Arbeitsschritt ließe sich eine nähere Betrachtung der Wiederbesiedlung integrieren

3.6 Hot-Spot-Maßnahmen

Im Anschluss an die Identifikation und Lokalisation von Hot Spots in der Landschaft sollen an diesen Gewässerabschnitten Managementmaßnahmen umgesetzt werden, welche zu einer Minderung des Risikos für aquatische Organismen durch den Einsatz von PSM führen.

Auf dem Workshop in Dessau vom 22. – 24.01.07, im Rahmen des vorliegenden F&E-Vorhaben 206 63 402 wurde eine erste Übersicht über die verschiedenen Management-Optionen erstellt (Tabelle 3.2). Diese Liste wird auch in Abstimmung mit Vertretern der Praxis (Anwender, Pflanzenschutzdienste usw.) noch zu ergänzen, auf Praktikabilität/Umsetzbarkeit zu prüfen und durch monetäre Werte zu erweitern sein. Besonders die Frage der Zuständigkeiten konnte noch nicht abschließend beantwortet werden.

Tabelle 3.2: Übersicht über die Maßnahmen

	Zeit- rahmen	Effizienz	Umsetz- barkeit	Kosten	Akzeptanz	Kontrol- lierbarkeit	Verant- wort- lichkeit
Landschaftsbezogene Maßnahmen							
Verbreiterung der Uferstreifen	schnell	mittel	schwierig		hoch	leicht	offen
	- konkret: Erhöhung des Abstands zwischen Kultur und Gewässer - umfasst keine spezielle Bepflanzung, Wirkung allein durch den Abstand						
Optimierung der Bepflanzung der Uferstreifen		hoch	schwierig		hoch	leicht	offen
	- gezielte Anpflanzung von driftreduzierenden Arten (schnell wachsend, dicht) - Eingriff in die lokale Situation (Beschattung) - ehemalige landwirtschaftliche Flächen können später kein Schutzgut werden (keine Probleme mit terrestrischen Schutzzielen) - Vorschrift (Auflagen im Alten Land): Randvegetation muss höher sein als die Kultur						
Optimierung der Pflege der Ufervegetation	schnell	hoch	leicht	gering	?		
	- z.B. Grasmahd-Zeitpunkt relativ zu Applikationszeiten						

Optimierung der Reihenanzordnung	mittel	leicht	keine	hoch	leicht	Landwirt
- Problem: Erosion und Runoff - evtl. eine Möglichkeit im Obstbau in Norddeutschland (im Rahmen der regelmäßig notwendigen Neuanpflanzungen)						
Umstrukturierung von Regenrückhaltebecken	- speziell im Weinbaugebiet - Problem: Definition oberhalb liegender Gewässerabschnitte als „Zuleitungen mit höherer Belastung“ → Diskussion: Schutzgut - Möglichkeiten zur Reinigung in artificial wetlands					
Verbesserung des Potentials zur Wiederbesiedlung und -erholung						
Gewässerumbau am Hot Spot	- zur Verbesserung der Wiedererholung durch Erhöhung der Strukturvielfalt des Gewässers am Hot Spot - geringer Flächenbedarf - verringert die Fließgeschwindigkeit → Problem bei Gräben, die entwässern sollen (Obstbau: Wurzelfäule)					
Gewässerneuanlage	unklar	schwierig		?	leicht	offen
- Schaffung von Refugien für Wiederbesiedlung durch Gewässerneuanlage - künstliche Gräbenstiche z.B. in angrenzenden Waldgebieten						
Anwendungsbezogene Maßnahmen						
Technische Driftminimierung	hoch	leicht	klein	hoch	gering	
Abstandsauflagen	hoch	leicht	klein	gering	gering	
Anwendung nur bei Windstille bzw. Wind vom Gewässer weg	hoch	schwierig	gering	gering	kaum	
Anwendungsverbot in Hot-Spot-Abschnitten	hoch	leicht	gering	gering	kaum	

Unterschieden wird grundsätzlich zwischen landschafts- und anwendungsbezogenen Maßnahmen. Der Einsatz von Maßnahmen mit Landschaftsbezug wird deutlich präferiert. Beispiele hierfür sind unter anderem die Optimierung der Pflege und Bepflanzung der Uferbereiche oder die Anlage von Uferrandstreifen.

Anwendungsbezogene Maßnahmen sind z.B. Abstandsauflagen oder Anwendungsverbote der betreffenden PSM bei besonderen klimatischen Bedingungen oder generell in Hot Spots. Problematisch bei dieser Form der Auflagen sind die geringe Akzeptanz bei den Beteiligten und die erschwerte Kontrollierbarkeit in der Praxis. Wegen ihrer schnellen Wirksamkeit und des geringen Kostenaufwandes könnten anwendungsbezogene Maßnahmen ggf. in der Übergangszeit bis zur Wirksamkeit der landschaftsbezogenen Auflagen eingesetzt werden.

Bezüglich der Umsetzung der Maßnahmen wurden folgende Vorschläge gemacht:

- Eine Verringerung der Abstandsauflagen kann erst nach einer erfolgreichen Umsetzung der Managementmaßnahmen erfolgen.
- Lokal soll die Umsetzung voraussichtlich nach Gemeinden erfolgen.
- Insgesamt soll die Umsetzung der Maßnahmen als Kooperation zwischen Pflanzenschutzämtern, Anbauverbänden, Behörden, Industrie, Gemeinden und Landwirten gestaltet werden.

- Die Maßnahmen müssen in Ausbaustufen nach Prioritäten realisiert werden (zuerst Stellen, an denen potentiell sehr toxische Substanzen ins Gewässer gelangen und Gebiete mit besonders hohem Eintragspotenzial).
- Auflagen, wie z.B. das Verbreitern des Pufferstreifens sollten bei Neuanpflanzungen umgesetzt werden, die in Raumkulturen ca. alle 10-15 Jahre regulär nötig sind.

Weiterhin wäre, insbesondere auch mit Hinblick auf den Erhalt der Förderfähigkeit solcher Maßnahmen, zu prüfen, auf welchem Weg eine erfolgreiche Umsetzung von Hot Spot-Managementmaßnahmen durch das Verfahren gewährleistet werden kann. Auf der einen Seite sollte nach Ausweisung von Hot Spots auch eine (rechts-) verbindliche Pflicht zur Durchführung erforderlicher Maßnahmen bestehen, und auf der anderen Seite sollte die bestehende Regelung nicht dazu führen, dass erforderliche landschaftsbezogene Maßnahmen nicht mehr gefördert werden können (z.B. im Rahmen der Agrarumweltprogramme in den Ländern). Durch die Zusammenarbeit der zuständigen Behörden des Bundes und der Länder sollten hier geeignete Lösungen erarbeitet werden.

Als weiterer bedeutender Punkt bei der Umsetzung von Hot-Spot-Maßnahmen ist die Kommunikation mit den direkt Betroffenen und der Öffentlichkeit anzusehen. Die Formulierung eines positiven Endsignals an die betroffenen Landwirte und die Öffentlichkeit im Allgemeinen wird als sehr bedeutsam angesehen. Sie führte zu einer Erhöhung der Akzeptanz, weil sie die Landwirte als aktive Partner in den Prozess einbindet. Auch die Kommunikation von positiven Nebeneffekten durch die Maßnahmen wurde als wichtig erachtet. Ein Beispiel ist der Ausbau des dezentralen Hochwasserschutz u.a. durch die Verbreiterung von Pufferflächen, welche als Retentionsflächen wirksam werden können oder durch die Herabsetzung der Abflussgeschwindigkeit als Folge der Erhöhung des Struktureichtums im Gewässer.

Es konnte jedoch bisher keine endgültige Entscheidung darüber getroffen werden, wie der Bedarf an Maßnahmen an die „Pflanzenschutz-Mangagement-Gemeinden“ vermittelt werden kann, ohne dass sich die betroffenen Gemeinden öffentlich kritisiert oder gar angeprangert fühlen. Hier ist im Sinne des Erfolges der Gesamtkonzeption eine sensible Vorgehensweise mit enger Einbindung der lokalen Akteure notwendig. Die tatsächliche Umsetzung landschaftsbezogener Risikomanagementmaßnahmen muss als eines der Kernelemente des gesamten Verfahrens erkannt werden. Nur so kann die positive Komponente des Verfahrens den Akteuren und der Gesellschaft deutlich gemacht werden, was letztendlich die Akzeptanz des Verfahrens erhöhen wird.

Um die Umsetzung der Maßnahmen zeitnah zu gewährleisten, müssen Kontrollgremien und Verantwortlichkeiten definiert werden. Für diese Aufgabe werden die Pflanzenschutzdienste der Länder vorgeschlagen. Darüber hinaus ist die Durchführung eines Monitoringprogramms von zentraler Bedeutung, um die Effizienz der durchgeführten Maßnahmen zu garantieren. Ein solches Programm könnte zusätzlich die schlechte Datenlage zum chemischen und ökologischen Zustand bundesdeutscher Agrargewässer verbessern.

4 Modellierungsansätze

4.1 Datengrundlagen

Die Daten als Basis für eine Modellierung im GIS sind nicht für alle Faktoren in zufriedenstellender Güte bundesweit verfügbar (siehe Tabelle 2.2). Neben den bundesweit vorhandenen Daten auf Grundlage des ATKIS Basis DLM besteht die Möglichkeit, einige Faktoren mit Luftbilddauswertung zu georeferenzieren. Für größere Genauigkeit, vor allem hinsichtlich der Gewässermorphologie, Abflusseigenschaften und Ufervegetation sind Freilandbegehungen unverzichtbar. Daten, die im Rahmen der Gewässerstrukturgüte- und andere Freilandkartierungen bereits erhoben wurden, müssen auf ihre Verwertbarkeit überprüft werden. In dem anzulegenden Datenpool sollten alle georeferenzierten Informationen einheitlich zusammengefasst werden. Als Basis hierfür eignet sich der ATKIS-Datensatz, in den zusätzliche Gewässer- und Flächenänderungen fortlaufend integriert werden können.

Das **ATKIS Basis DLM** (Digitales Landschaftsmodell) gewährleistet eine Lagegenauigkeit von ± 3 m und wird Ende 2006 in allen Bundesländern in der 2. Erfassungsstufe verfügbar sein (AdV 2006). Durch die Regeln der Objektbildung in ATKIS treten in den Daten jedoch Ungenauigkeiten auf (Abbildung 4.1). Beispielsweise werden die Objekte der Objektgruppe 'Vegetationsflächen' im ATKIS-Basis DLM erst ab einer Fläche von 1 ha erfasst. Kleinere Flächen einer Objektart werden einer der angrenzenden Flächen, deren Merkmale in Bezug auf die Objektart vergleichsweise ähnlich sind, zugeschlagen. ATKIS ordnet eine Grünfläche somit eher einer Ackerfläche zu als einer Waldfläche. Hecken werden von ATKIS erst ab einer Länge von 200 m aufgenommen. Weiterhin wird die Objektart „Binnensee, Stausee, Teich“ in ATKIS erst ab einer Fläche von 0,1 ha dargestellt. Nicht ständig Wasser führende Fließgewässer und Gräben kleiner 500 m werden von ATKIS ebenfalls nicht erfasst (AdV 2003). Aus den ATKIS-Daten lassen sich die Abstände zwischen den einzelnen Dauerkulturen und den Gewässern, sowie die Pufferwirkung größerer Hecken und Gehölzstreifen ableiten. Neben den reinen Abstandsbeziehungen der Dauerkulturflächen zu den linienhaft dargestellten Gewässern lassen sich auch linienhaft dargestellte Wege mit einer Breitereverteilung in die Abstandsberechnung miteinbeziehen.

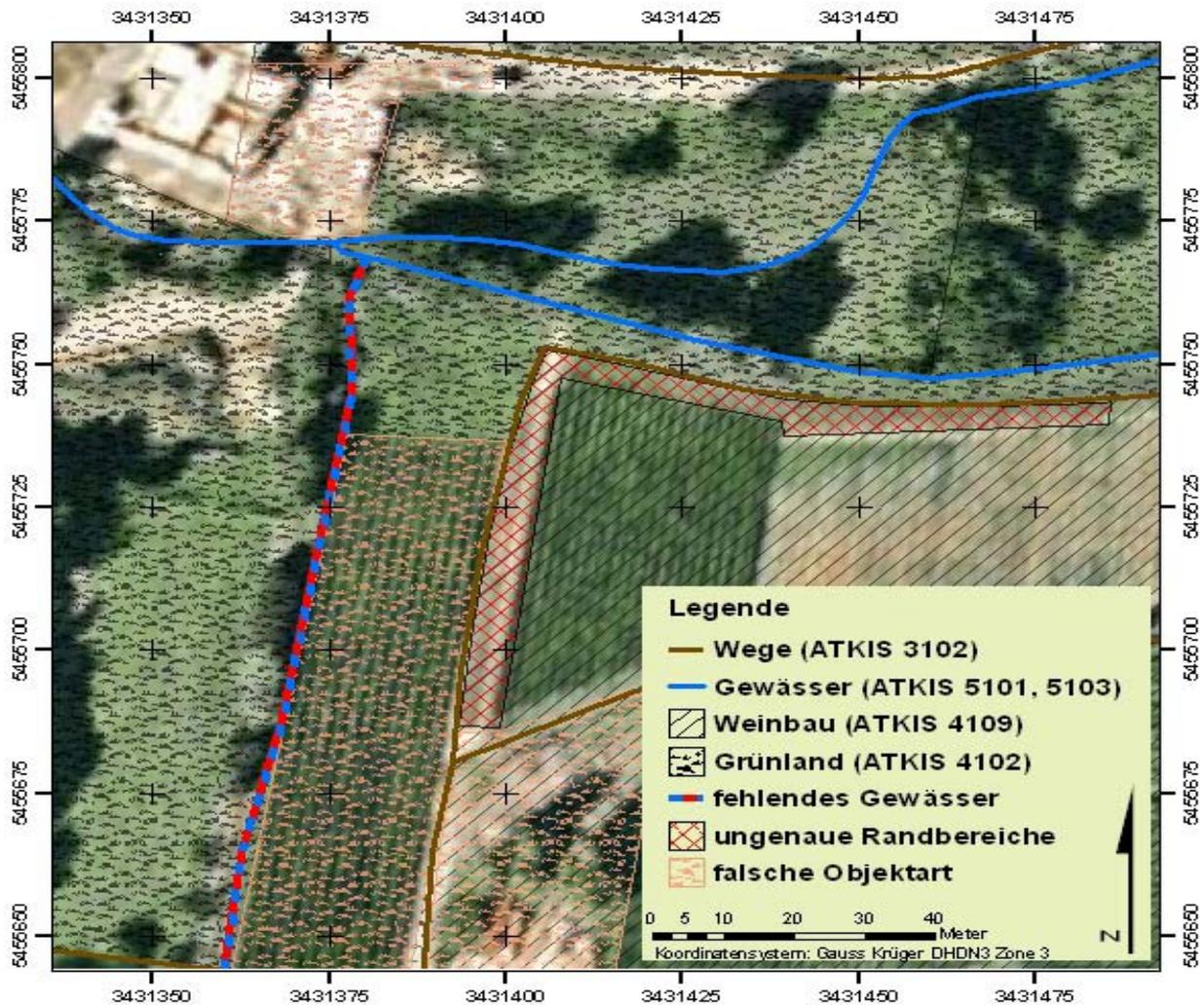


Abbildung 4.1: Beispiele für ungenaue und fehlerhafte Darstellung in ATKIS

Luftbilder (DOP Digitale Orthophotos) können je nach Qualitätsstufe mit einer Auflösung von 0,25 m bis 2 m vorliegen. Abstandsbeziehungen zwischen Gewässer und Raumkulturen, Grenzen der Raumkulturen, sowie aufragende Ufervegetation und kleinere Gehölze und Hecken lassen sich durch Luftbildanalyse sehr gut identifizieren. Die Genauigkeit von > 98% für richtig zugewiesene Flächen und 3 Pixel bei einzelnen Distanzmessungen (Schriftliche Mitteilung Trapp 2007) bei den von der IVA durchgeführten halbautomatisierten Analysen ist für das Verfahren ausreichend.

Weitere Datengrundlagen wie die Gewässerstrukturgütekartierungen und andere Kartierungen von Gewässern sind in Qualität und hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit regional sehr unterschiedlich und nicht für die Anwendung bei der Driftberechnung optimiert. Die Gewässerstrukturgüte ist beispielsweise bei Bächen und Flüssen mit Segmentlängen von <100 m kartiert worden und für Kleinstgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten nur teilweise durchgeführt worden. Bei zukünftigen Kartierungen im Rahmen der Datengewinnung für die Expositionsmodellierung sollte darauf geachtet werden in den relevanten Gebieten möglichst genau und umfangreich zu kartieren. Insbesondere sollten die Faktoren Gewässerprofil, Gewässerbreite, Gewässertiefe und Ufervegetation kartiert werden, da diese aus Luftbildern nicht genau genug ableitbar sind. Für eine mögliche zukünftige Integration des Abflussverhaltens sollte der Abfluss im Verhältnis zur Gewässermorphologie ebenfalls kartiert werden.

4.2 Modellierungsansätze zur Driftexposition von IVA, BBA und „abstrakte“ Szenarien

Es wurden sowohl von der BBA als auch vom IVA Modellierungsansätze für eine georeferenzierte probabilistische Expositionsabschätzung für den Eintragsweg Abdrift in Raumkulturen (Obstbau, Weinbau, Hopfen) erarbeitet. Beide Vorschläge beziehen sich auf den Eintrag der PSM in Fließgewässer und Gräben. Die prinzipiellen Unterschiede und Gemeinsamkeiten der beiden vorgeschlagenen Konzepte sind in Tabelle 4.1 dargestellt.

Tabelle 4.1: Unterschiede und Gemeinsamkeiten der beiden Ansätze für eine georeferenzierte probabilistische Expositionsabschätzung

	BBA-Ansatz	IVA-Ansatz
Eintragsweg	Abdrift	Abdrift
Kultur	Raumkultur	Raumkultur
Datengrundlage Bundesweit	ATKIS Basis DLM Abstand, Wegenetz, Aufragende Ufer-vegetation, Gehölzstreifen, Gewässertyp Auflösung: +/-3m	ATKIS Basis DLM Abstand Auflösung: +/-3m
Datengrundlage Lokal		Luftbilder Abstand, Vegetation Auflösung: ~1m
Szenario	bundesweite Analyse	Referenzgebiete
Gewässertyp	Fließgewässer, Gräben	Fließgewässer, Gräben
Gewässersegmentlänge	25 m	10 m

Die BBA schlägt eine bundesweite Expositionsanalyse auf der Grundlage des ATKIS Basis DLM. Der IVA-Ansatz basiert auf der Analyse von Referenzgebieten auf Basis hochauflöster Luftbilder. Die Referenzgebiete werden vom IVA mit Hilfe der ATKIS-Daten ermittelt. Regionen, die nach ATKIS eine hohe Dichte von Nachbarschaften von Kultur und Gewässer, sowie eine große räumliche Nähe von Kultur und Gewässer aufweisen, werden als Referenzgebiet ausgewählt. In diesen Gebieten wird die Berechnung auf Grundlage der hochauflösten Daten durchgeführt. Dieses Vorgehen impliziert, dass die Ergebnisse dann in geeigneter Weise auf das gesamte Bundesgebiet übertragen werden müssten. Eine bundesweite Lokalisierung von allen stark belasteten Gebieten, so genannten Hot Spots, wäre mit diesem Ansatz jedoch nicht möglich.

Für die Berechnung der Exposition werden die Gewässer in 25m-Segmente (BBA) bzw. 10m-Segmente (IVA) unterteilt, und für jedes dieser Segmente wird die zu erwartende Freilandkonzentration (PEC) berechnet. Im Vorschlag der BBA ist für die Expositionsabschätzung die Durchführung einer Monte-Carlo-Simulation vorgesehen, während der PEC-Ermittlung im IVA-Vorschlag konservative Punktschätzungen zugrunde liegen. Als Ergebnis der Simulationsrechnungen der BBA erhält man für jedes Segment eine Verteilungskurve der simulierten PEC-Werte (siehe [1] in Abbildung 4.2). Als zu erwartender PEC-Wert in einem einzelnen Segment (lokale PEC) wird ein festzulegendes Perzentil der simulierten Wahrscheinlichkeitsverteilung zur Exposition in diesem Segment angenommen (z.B. das 90. Perzentil).

Der IVA-Ansatz sieht für die Berechnung der lokalen PEC bisher konservative Grundannahmen (z.B. „realistic worst case“-Gewässer) bzw. konservative Punktschätzungen (z.B. 90. Perzentil der Ganzelmeier-Abdriftversuche) als Inputparameter für das Eintragsmodell vor.

Aus den lokalen PEC-Werten beider Ansätze resultiert im Landschaftsmaßstab eine Verteilungskurve (siehe [2] in Abbildung 4.2). Das festzulegende Perzentil dieser Häufigkeitsverteilung, geht dann als simulierte Freilandkonzentration in die Risikoabschätzung ein (siehe [3] in Abbildung 4.2). Eine Sensitivitätsanalyse für alle berücksichtigten Parameter soll u.a. aufzeigen, inwieweit sich z.B. die Einbeziehung der angenommenen Gleichverteilung über die 8 Hauptwindrichtungen an unterschiedlichen Stellen des jeweiligen Modellierungsansatzes auf die Expositionsanalyse auswirkt.

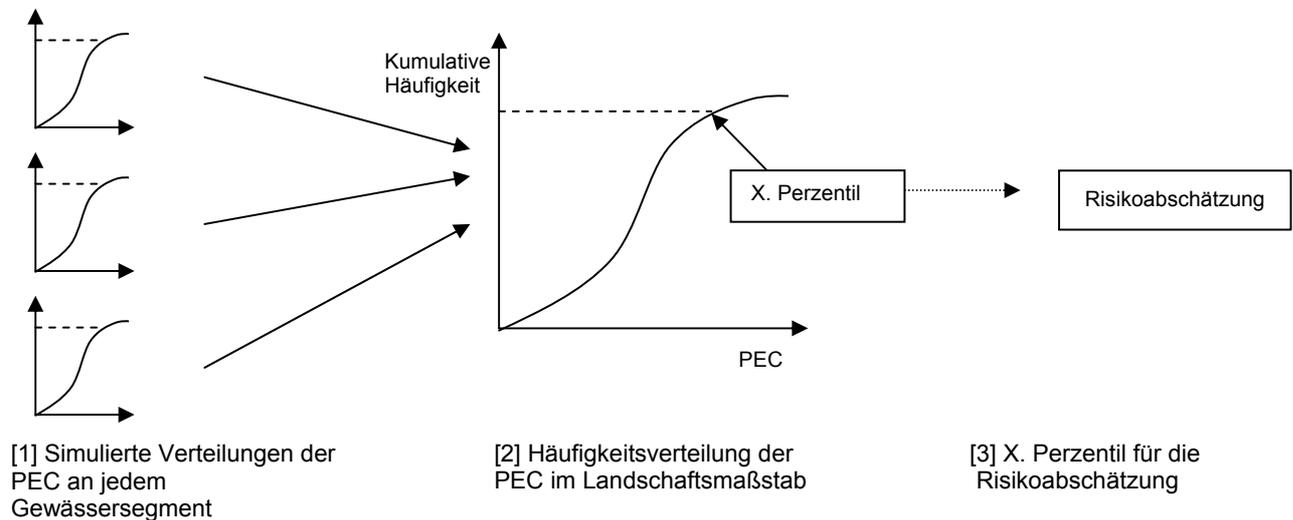


Abbildung 4.2: Verfahrensschema zur Berechnung der PEC im Landschaftsmaßstab

Beide vorgeschlagenen Modellierungsansätze haben ihre Vor- und Nachteile. Der Vorschlag der BBA gewährleistet beispielsweise durch eine hohe Abdeckung und Verfügbarkeit der ATKIS-Daten eine bundesweite Analyse. Dadurch können potentiell hoch belastete Gewässersegmente in der Landschaft lokalisiert werden. Managementmaßnahmen können somit gezielt an diesen Stellen durchgeführt werden. Die Ungenauigkeiten im ATKIS Basis DLM werden jedoch bei dem Verfahren nicht ausreichend berücksichtigt und können somit zu fehlerhaften Ergebnissen, vor allem hinsichtlich der Hot-Spot-Analyse führen.

Der Vorschlag der IVA leistet eine höhere Genauigkeit. Durch die hohe Auflösung der Luftbilder kann die Landschaft mit einer Genauigkeit von ca. 1 m realitätsgetreu abgebildet werden. Ein Nachteil ist jedoch, dass die Luftbilder im Vorfeld bearbeitet werden müssen und dies im Verhältnis zur Nutzung von ATKIS viel Zeit in Anspruch nimmt. Durch die Analyse von Referenzgebieten können potentiell hoch belastete Gewässersegmente bundesweit nicht lokalisiert werden. Außerdem stellt sich die Frage, inwiefern von den Referenzgebieten auf die bundesweite Verteilung von Belastungen geschlossen werden kann.

Neben dem Ansatz einer bundesweiten Analyse der BBA und der Analyse von Referenzgebieten der IVA soll an dieser Stelle der Vollständigkeit halber eine weitere Modellierungsmöglichkeit erwähnt werden, die „abstrakten“ Szenarien. Ein solches Szenario könnte so aussehen, dass alle Parameter in Form von Verteilungsfunktionen, die beispielsweise durch Freilandbegehungen oder Luftbildanalysen gewonnen wurden in die Abschätzung eingehen. Hierbei würden keine konkreten Gebiete untersucht werden. Die Möglichkeit potentiell hoch belastete Stellen zu identifizieren wäre demnach nicht gegeben. Für die Gewährleistung eines ausreichenden Schutzniveaus für alle Gewässer müsste sich ein für die Risikobewertung geeignetes abstraktes Expositionsszenario somit an solchen potentiell hoch belasteten

Stellen orientieren. Der große Vorteil eines solchen Szenarios wäre jedoch dass mit diesen, einmal generierten Verteilungsfunktionen jederzeit und relativ einfach Risikoabschätzungen durchgeführt werden können. Berechnungen anhand von ATKIS und Luftbildern oder Freilandbegehungen müssten nur einmal zur Generierung der Verteilungsfunktionen durchgeführt werden. Unter Berücksichtigung der angestrebten Realitätsnähe und der beiden bereits entwickelten Ansätze von IVA und BBA stellen die abstrakten Szenarien somit vermutlich keine wirkliche Alternative dar.

4.3 Ansätze der Expositionsmodellierung für diffuse Eintragspfade

4.3.1 GIS-basierte Expositionsmodelle für Abdrift

Die in der Literatur vorhandenen Informationen zu Ansätzen GIS-basierter Expositionsmodelle für Abdrift in Raumkulturen sind in Tabelle 4.2 dargestellt. Alle Ansätze haben zum Ziel, die PSM-Exposition in aquatischen Lebensräumen abzuschätzen. Dabei werden mehrheitlich Fließgewässer betrachtet, nur Travis et al. (2001) schätzt die Exposition in Stehgewässern ab. Die Modelle beinhalten neben der Abschätzung der Exposition via Abdrift fast in allen Fällen auch ein Tool zur Berechnung von Runoff. Außerdem ist mit den Modellen von Verro et al. (2002), Bonzini et al. (2006) und DRIPS eine Berechnung des Eintrags von Feldkulturen möglich. Bei der Berechnung der Abdrift gehen alle Modelle von der Annahme aus, dass der Wind immer in Richtung des Gewässers weht. Es handelt sich bei allen vorgestellten Ansätzen um deterministische Modelle, bei welchen in die Berechnung der lokalen PEC (je Berechnungseinheit) keine probabilistischen Komponenten eingehen. Es besteht jedoch die Möglichkeit auf Landschaftsebene eine Häufigkeitsverteilung der PEC zu generieren, wie beispielsweise bei Travis et al. (2001).

Tabelle 4.2: GIS-basierte Expositionsmodelle und ihre Eigenschaften im Vergleich

Modell (Quelle)	Kultur	Eintragsweg	Gewässertyp	Auflösung der Rasterdaten	Berechnungseinheit	Fate Modell	Verteilungen von Faktoren
(Padovani et al. 2004)	Raumkulturen Zitrusfrüchte	Abdrift	Flusseinzugsgebiet	1 m ²	Unterschiedlich lange Gewässersegmente	+	-
(Travis et al. 2001)	Raumkulturen Baumwolle	Abdrift, Runoff	Stehgewässer	-	Je Stehgewässer	-	-
(Verro et al. 2002)	Feldkulturen	Abdrift, Runoff	Flusseinzugsgebiet	200 m ²	200m*200m Quadrate	-	-
(Bonzini et al. 2006)	Feldkulturen und Raumkulturen	Abdrift, Runoff	Flusseinzugsgebiet	5 m ²	500m*500m Quadrate	-	-
DRIPS (Röpke et al. 2004, Bach et al. 2000)	Feldkulturen und Raumkulturen	Abdrift, Runoff, Drainage	Fließgewässer	1 km ²	1km*1km Quadrate	-	-

Mit Ausnahme des Modell DRIPS wurden alle hier vorgestellten Modelle für die Anwendung in einem Einzugsgebiet bzw für die Anwendung auf mehrere Stehgewässer innerhalb eines Gebietes entwickelt. Eine

Übertragung dieser Ansätze auf eine bundesweite Berechnung wäre vermutlich nicht ohne weiteres möglich. Die Ansätze können aber Anhaltspunkte für die Modellgestaltung des bundesdeutschen Ansatzes bieten. Von besonderer Bedeutung dürfte die Arbeit von Padovani et al. (2004) sein, aber auch die Arbeit von Travis et al. (2001), dessen Berechnung sich auf Stehgewässer bezieht. Im Folgenden sollen die jeweiligen Ansätze kurz beschrieben werden. Der Modellierungsansatz von Padovani et al. (2004) ist den in Deutschland diskutierten Ansätzen von BBA und IVA am ähnlichsten, und wird deshalb zunächst näher erläutert. Als Datengrundlage verwendeten Padovani et al. (2004) Luftbilder im Maßstab 1:10000 mit einer Auflösung von 1m. Die Berechnung der Exposition via Abdrift erfolgt für einzelne Gewässersegmente. Die Segmente werden hinsichtlich gleicher Gewässerbreite und gleichem Abstand von Anbaufläche zum Gewässer gebildet, und weisen somit eine unterschiedliche Länge auf. In einem ersten Schritt wird die PSM-Deposition mit Hilfe einer modifizierten Version des FOCUS drift calculator je Gewässersegment berechnet. Dabei werden folgende expositionsrelevante Faktoren berücksichtigt:

- Abstand Kultur – Gewässer: Anbauflächen innerhalb eines 50m-Pufferstreifen zum Gewässer werden berücksichtigt
- Länge der jeweiligen Gewässersegmente
- Aufragende Ufervegetation: aufragende Ufervegetation wird mit einem Reduktionsfaktor von 50 % berücksichtigt
- Applikationszeitpunkt: gleichzeitige Applikation auf allen Anbauflächen
- Windrichtung: Wind weht immer in Richtung Gewässer

Dieser Expositionsberechnung ist in einem zweiten Schritt ein TOXSWA-Modell nachgeschaltet, um die Verteilung und den Verbleib der eingetragenen PSM im Gewässer zu simulieren. Der Ansatz von Padovani et al. (2004) ist das einzige Modell, welches dynamische Prozesse im Gewässer in der Berechnung berücksichtigt.

Als einziges der fünf Modelle schätzen Travis et al. (2001) die PEC in Stehgewässern (Teichen, Seen) ab. Der Ansatz fußt auf dem Standard Tier II Szenario der U.S. EPA (Annahmen: 1 ha großer Teich umgeben von 10 ha Anbaufläche), welches durch folgende Faktoren modifiziert wurde:

- A. Kategorisierung der Seen in 5 Größen
- B. Berücksichtigung von Flugzeug- (Applikationseffektivität: 75 %, Pufferstreifen: 45 m – 360 m) und Bodenapplikation (Applikationseffektivität: 95 %, Pufferstreifen: 7,6 m – 60 m)
- C. Berechnung der Abdrift mit AgDRIFT model
- D. Berücksichtigung der Baumwollfläche innerhalb der Pufferzonen
- E. Berücksichtigung der Anteile der behandelten Felder

Die Resultate für Flugzeug- und Bodenapplikation werden zunächst einzeln ermittelt und anschließend miteinander kombiniert. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Expositionsabschätzungen.

Das Modell von Verro et al. (2002) basiert ebenfalls auf einem deterministischen Ansatz, welcher von konservativen Grundannahmen ausgeht. So wird hier eine gleichzeitige Applikation auf allen Anbauflächen angenommen. Das Modell berechnet zwei PEC-Werte: Erstens einen PEC in Folge der Abdrift direkt nach der Applikation. Diese Abschätzung basiert auf der Berechnung der Gewässerdichte (hierfür wird eine Gewässerbreite von 1 m angenommen). Driftunterschiede in Abhängigkeit von Kultur und Jahreszeiten werden mit einem Faktor (k) berücksichtigt, der von den Abdrifteckwerten nach Ganzelmeier abgeleitet wird. Außerdem wird ein zweiter PEC-Wert in Folge des Runoffs nach einer kurzen Periode nach der Applikation berechnet. Die in Folge von Runoff ermittelten PEC-Werte liegen im Bereich von 0 bis 11,5 µg/l, die in Folge

von Abdrift ermittelten Werte im Bereich von 0 bis 30,9 µg/l. Dabei dominiert der Eintragsweg Runoff im bergigen Teil des Untersuchungsgebiets, während Abdrift im flachen Teil des Gebietes eine größere Rolle spielt.

Die Berechnungen des Modellierungsansatzes von Bonzini et al. (2006) basieren auf dem oben erläuterten Ansatz von Verro et al. (2002). Er wurde in folgender Weise geändert: Eine Formel für die Berechnung des Faktors k für die Abdrift bei Weinanbauflächen wurde erstellt. Im Runoff-Tool werden außerdem alle Regenereignisse in der Applikationsperiode, sowie das Vorhandensein von Hecken und Wald bei der Berechnung der Pufferzone berücksichtigt.

Das Modell DRIPS (Drainage Spraydrift and Runoff Input of Pesticides in Surface Waters) wurde entwickelt, um deutschlandweit den Eintrag von PSM in Fließgewässer über diffuse Eintragswege zu ermitteln. Es ist damit das einzige Modell, welches für eine bundesweite Anwendung entwickelt wurde. Das Modell ermöglicht die Berechnung lokal verteilter PEC-Werte mit einer räumlichen Auflösung von 1 km². Die Ermittlung der Abdrift basiert auf den Abdrifteckwerten von Ganzelmeier (50. Perzentile). Für die Berechnung werden die mittlere Gewässerdichte in einer Berechnungseinheit sowie die Gewässerbreite berücksichtigt. Die Breite wird dabei von der jeweiligen Ordnung des Gewässers abgeleitet: Für Gewässer 1. Ordnung wird (nach Strahler 1957) eine Breite von 0,5 m und für die Gewässer 2. und 3. Ordnung eine Breite von 3 m angenommen. In Folge dieser relativ vereinfachten Annahmen ermöglicht das Modell jedoch nur eine geringe Realitätsnähe.

4.3.2 GREAT-ER als Beispiel eines probabilistischen georeferenzierten Modells

Einen probabilistischen Ansatz einer georeferenzierten Expositionsmodellierung, der außerdem die Verteilung und den Verbleib der eingetragenen Chemikalien im Gewässer berücksichtigt, stellt das Modell GREAT-ER dar. Es hat zum Ziel die Exposition von Chemikalien in Folge von Punktquellen (Kläranlagen, Direkteinleiter) und diffusen Quellen (Abschwemmung, Erosion oder atmosphärische Desposition) in Fließgewässern abzuschätzen. Kern dieses Modells bildet ein deterministisches System, welches durch die Monte Carlo Simulation als stochastisches Element ergänzt wird (siehe Abbildung 4.3). Somit können die saisonale Variabilität der Einflussfaktoren bzw. die Unsicherheiten derselbigen berücksichtigt werden. Bestimmte Faktoren werden anhand einer Verteilungsfunktion im Modell berücksichtigt. Mittels der Monte Carlo Simulation wird dann ein bestimmter Wert simuliert, der in die deterministische Berechnung einfließt. Dieser Schritt wird mehrmals wiederholt, als Ergebnis erhält man dann eine Verteilungsfunktion aller PEC-Werte.

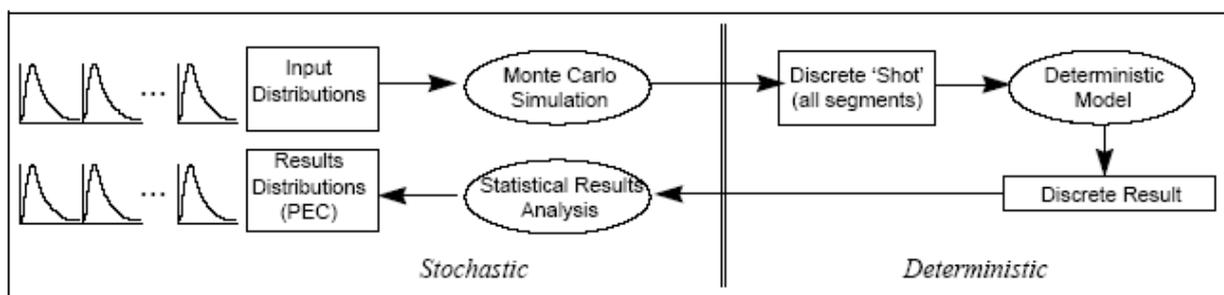


Abbildung 4.3: Überblick des Modells GREAT-ER (Boeije 1999)

4.4 Anforderungen an einen höherstufigen Modellansatz unter Berücksichtigung der Abbau-, Verlagerungs- und Transportprozesse von PSM in Gewässern

Nach einem Spraydrift-Eintrag in ein Gewässer unterliegen die Wirkstoffe differenzierten Prozessen, die ihr weiteres Schicksal (Fate) in der Umwelt bestimmen. In der wissenschaftlichen Literatur ist der räumliche Transport und der Verbleib verschiedener Wirkstoffe in Fließgewässern nach einem realen Sprühabdrifteintrag nur in sehr wenigen Arbeiten dokumentiert (z. B. Dabrowski et al. 2006, Schulz et al. 2001, Schulz et al. 2003, Bischoff et al. 2003).

Mit dem Ziel die Expositionsanalyse realitätsnäher zu gestalten sollte in das Verfahren der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung ein geeignetes Modell implementiert werden, welches den Transport und Verbleib der eingetragenen Wirkstoffe hinsichtlich der im aquatischen Medium stattfindenden Abbau-, Immobilisierungs- und Verlagerungsprozesse realistisch abbildet. Für eine fundierte und realitätsnahe Hot-Spot-Analyse und Bewertung ist eine Betrachtung des Schicksals stromabwärts transportierter PSM-Frachten und der zeitlichen Dynamik der Exposition unerlässlich, da sich einzig auf diesem Wege tatsächliche Gesamtbelastungssituationen und räumliche Ausdehnungen von Hot Spots erkennen und bewerten lassen. Die alleinige Betrachtung der direkt nach der Sprühabdrift im Gewässer vorliegenden Initialkonzentration negiert die in der Wirklichkeit auftretenden Transport- und Fate-Prozesse und ist daher für eine protektive, realitätsnahe Risikobewertung nicht zielführend.

Padovani et al. (2004) zeigen eine mögliche Kombination von GIS-basierter Eintragsberechnung und anschließender Expositionsmodellierung des Verbleibs der Wirkstoffe im Gewässer. Diese Studie verwendet ein GIS-Modell für die räumliche Landschaftsanalyse und errechnet die per Sprühabdrift in das Gewässer eingetragene PSM-Menge anhand leicht modifizierter Abdrifteckwerte nach Ganzelmeier. Das dynamische Verhalten des Wirkstoffes im Gewässer wird anschließend anhand des TOXSWA (TOXic substances in Surface WAters) Modells unter Berücksichtigung von Transport-, Transfer- und Transformationsprozessen simuliert. Da die in dieser Studie vorgestellte Kombination aus GIS- und Fate-Modell jedoch nur auf ein Gewässer angewendet wurde, wäre die Möglichkeit einer Implementierung dieses Ansatzes in das angestrebte probabilistische Verfahren für bundesweit alle Raumkulturen noch zu verifizieren und vermutlich schwierig. Als Eingabeparameter für ein solches Fate-Modell sind neben den physikochemischen Substanzeigenschaften bisher unberücksichtigte, zum Großteil nicht georeferenzierbare Faktoren (z.B. Fließgeschwindigkeit, Schwebstoffkonzentration, Sedimenteigenschaften, Wassertemperatur) notwendig, deren Variabilität in der Landschaft entweder durch die Verwendung realistischer Daten berücksichtigt, oder bei Nicht-Verfügbarkeit dieser Daten anhand konservativer Annahmen in das Fate-Modell einfließen müssen.

Eine solche verfeinerte und dadurch realitätssnähere Expositionsanalyse steht jedoch bisher in einem methodischen Widerspruch zu der aktuell im Verfahren angestrebten PEC-Berechnung, welche die Exposition der Gewässer unmittelbar nach gleichzeitiger Anwendung eines Wirkstoffes auf allen Flächen einer Kultur betrachtet und die dadurch in den Gewässern verursachten, statischen Initialkonzentrationen für die PEC-Berechnung heranzieht. Die Betrachtung der raum-zeitlichen Dynamik der tatsächlichen Exposition in einem Fate-Modell lässt sich jedoch aufgrund der für die PEC-Berechnung angenommenen Gleichzeitigkeit mit dem bisherigen Konzept nicht abschließend vereinen, da auf Grund der unmittelbar nach dem Eintrag stattfindenden Expositionsberechnung eine zeitlich verzögert eingetragene Belastung aus oberhalb liegenden Gewässerabschnitten nicht in die initiale PEC-Berechnung eines betrachteten Gewässersegmentes einfließen kann. Die Implementierung eines dynamischen Fate-Modells in die

georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung bedingt daher auch die Betrachtung der Komponente Zeit in dem angestrebten Verfahren und lässt von daher die Verwendung der Initialkonzentration als relevanten Endpunkt der Expositionsabschätzung nicht mehr zu.

4.5 Kombiniertes vierstufiges Ansatz

Die Ansätze von IVA und BBA bieten in Kombination eine gute Grundlage, um sowohl eine bundesweite Analyse vorzunehmen, als auch die Abstandsbeziehungen und andere die Exposition beeinflussende Faktoren auf lokaler Ebene zu analysieren. Für ein Verfahren, das möglichst realitätsnah alle Abschnitte der Gewässer filtert, die als Hot-Spots Managementmaßnahmen erfordern, ist es notwendig in einem vierstufigen Verfahren vorzugehen (Abbildung 1.1). Zu Anfang steht eine bundesweite Risikobewertung (1. Schritt), auf die die Hot-Spot Analyse (2. Schritt) folgt. Bei Abschnitten, die als potentielle Hot-Spots identifiziert werden, wird nun auf Segmentebene eine verfeinerte Expositionsberechnung z.B. unter Verwendung von Luftbildern durchgeführt (3. Schritt). An allen Segmenten, für die nach der verfeinerten Berechnung ERC Überschreitungen nicht mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden können und die somit Hot-Spots darstellen, folgen nun die Managementmaßnahmen (4. Schritt). Um eine zeitnahe Umsetzbarkeit zu gewährleisten, ist das Verfahren in zwei Phasen umzusetzen. Das Vorgehen ist so zu gestalten, dass zunächst konservative Annahmen für Faktoren, die noch nicht georeferenziert, oder als realitätsnahe Verteilung vorhanden sind, gemacht werden sollten. Wenn verlässliche Daten vorhanden sind, können diese zu einem späteren Zeitpunkt in das Verfahren integriert werden. Auch bei der Hot-Spot Analyse muss vorerst ein vereinfachtes Verfahren entwickelt werden, welches nach der nötigen Forschung durch ein realitätsnahes Verfahren ersetzt werden kann (Abbildung 4.4). Auf die jeweiligen Annahmen wird im Folgenden jeweils für ein zeitnahes und ein mittelfristig umsetzbares Verfahren eingegangen.

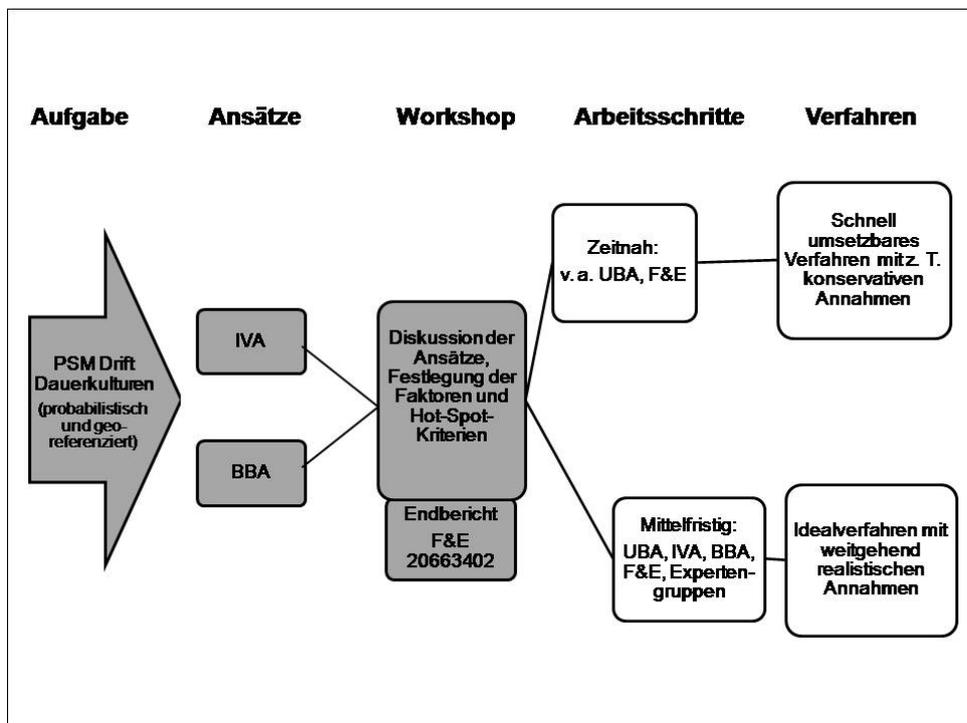


Abbildung 4.4: Vorgehensweise zur sofortigen bzw. mittelfristigen Umsetzung der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung in Deutschland

In Abbildung 4.5 ist dargestellt, welche Aspekte bei der Festlegung von Perzentilen zu berücksichtigen sind.

A.: Die einzelnen Faktoren gehen mit möglichst realistischen Werten in die Verteilung ein. Bei Faktoren, die als Verteilungen vorliegen (Abdrift) ist die Gesamtverteilung zu berücksichtigen, andere können nur deterministisch eingehen. So wird vermieden, dass potentiell gefährdete Segmente über die Nichtbeachtung von „end of tail“ Werten schon in diesem Schritt aus der Betrachtung herausfallen.

B.: Bei der lokalen Expositionssimulation wird ein X. Konfidenzintervall eines X. Perzentils gewählt, welches das gewünschte Protektionsniveau sicherstellt ($PEC_{\text{lokal, X. Perzentil}}$). Mit der Höhe des Perzentils ist festzulegen, welches Protektionsniveau aus quantitativer Sicht angestrebt wird. Mit dem gewählten Konfidenzintervall wird die Sicherheit, mit der dieses Protektionsniveau erreicht wird, bestimmt.

C.: Aus den $PEC_{\text{lokal, X. Perzentil}}$ aller Segmente wird die räumliche PEC-Verteilung gebildet und ein $PEC_{\text{gesamtraum}}$ abgeleitet. Alle Segmente, die eine $PEC > ERC$ haben, gehen als potentielle Hot-Spots in die Hot-Spot-Analyse ein. Da die aktiven Risikomanagementmaßnahmen nur an einer noch festzulegenden Anzahl an Segmenten (M) vorgenommen werden kann (Kosten-Nutzen-Analyse aktives lokalitätsbezogenes Management versus bundesweite Abstandsaufgaben), bestimmt das maximal akzeptable Ausmaß von aktiven Risikomanagementmaßnahmen die Höhe des $PEC_{\text{gesamtraum}}$, oder mit anderen Worten das hierbei zu wählende Perzentil $PEC_{\text{gesamtraum, X. Perzentil}}$. Hierbei wird ggf. durch passive Risikomanagementmaßnahmen (z.B. bundesweite Abstandsaufgaben) sichergestellt, dass bei der festzulegenden $PEC_{\text{gesamtraum, X. Perzentil}}$ die PEC nicht die ERC überschreitet.

D.: Bei der Hot-Spot Analyse werden aus den Segmenten mit $PEC > ERC$ diejenigen Segmente gefiltert, bei denen mit hoher Sicherheit populationsschädigenden Effekte ausgeschlossen werden können. Diese Segmente gehen als H in die Entscheidung über das Minimalperzentil ein.

E.: In der verfeinerten Risikoanalyse werden aus den als potentielle Hot Spots ausgewiesenen Segmenten die Segmente gefiltert, bei denen bereits Strukturen vorhanden sind, die sich ausreichend drift- und damit risikomindernd auswirken. Die Anzahl dieser Segmente geht als R in die Entscheidung über das Minimalperzentil in Landschaftsmaßstab ein.

F.: Die Anzahl der Segmente bei denen Managementmaßnahmen notwendig sind, sind abhängig von den Segmenten oberhalb des Minimalperzentils bei $PEC = ERC$ im Gesamttraum (P), den Segmenten ohne Populationsschädigende Effekte (H) und den durch die verfeinerte Risikoanalyse gefilterten Segmenten (R) Die Gesamtlänge $M = P - H - R$ der Managementabschnitte und das davon abhängige Perzentil ist unter Berücksichtigung einer Kosten-Nutzen-Analyse festzulegen.

Die Festlegung der im Verfahren einzustellenden Perzentilwerte und Konfidenzintervalle wird im Wesentlichen durch die Interpretation der gesetzlichen Vorgaben bezüglich des Schutzniveaus und durch die Abwägung des Nutzens einer Verringerung der Abstandsaufgaben gegenüber den Kosten für ein lokalitätsbezogenes Hot Spot-Management bestimmt. Es ergeben sich folgende Fragen bzw. Notwendigkeiten für Entscheidungen:

- Welches Perzentil ist für die PEC_{lokal} zu wählen, wenn das Schutzziel ein Schutz aller Gewässer mit ausreichend hoher Sicherheit ist (gesetzliche Vorgabe)?
- Wie groß soll die gewünschte Sicherheit (Konfidenzintervall) dieser PEC_{lokal} sein (gesetzliche Vorgabe)?
- Wie hängt die Verteilung der PEC_{lokal} vom verwendeten Pufferstreifen zwischen Gewässer und Kultur (z.B. 50, 100 oder 150 m) und damit der verwendeten Grundgesamtheit an Werten $> \text{Null}$ ab? Welchen Einfluss hat dies auf die o.g. Festlegung des Perzentils der PEC_{lokal} ?
- Welches Perzentil ist für die $PEC_{\text{gesamtraum}}$ zu wählen, um so die Gewässerabschnitte identifizieren zu können, die als potentielle Hot-Spots (s.u.) in Frage kommen?
- Wie viele Gewässerabschnitte welcher Größe können im Endeffekt aus wirtschaftlich-gesellschaftlicher Sicht realistisch durch standortbezogene, aktive Risikomanagement-maßnahmen verbessert werden (gesetzliche Vorgabe)?

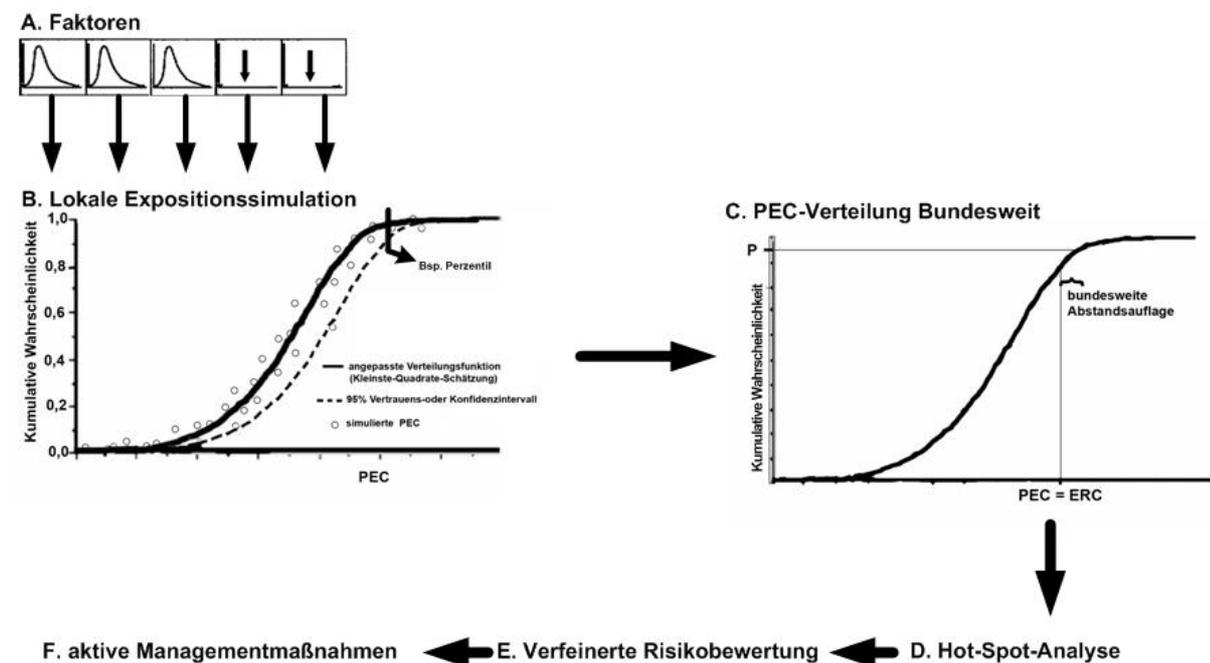


Abbildung 4.5: Festlegung der Perzentile

1. Schritt: Risikobewertung

Die bundesweite Expositionsabschätzung wird auf Grundlage der ATKIS-Daten vorgenommen. In die Abschätzung fließen zunächst die bereits im deterministischen Modell berücksichtigten Faktoren ein. Die Faktoren Abdrift, Windrichtung, Abstand Kultur-Gewässer und aufragende Ufervegetation, soweit sie in ATKIS abgebildet sind, können hier berücksichtigt werden (siehe 2.5.2).

Für zukünftige Verfeinerung des Verfahrens im 1. Schritt ist es notwendig, dass alle vorhandenen Geodaten zentral gesammelt werden und verfeinerte Informationen, die z.B. aus Luftbildanalysen gewonnen wurden, in den genutzten Datensatz integriert werden. Sensitivitätsanalysen von BBA und IVA zeigen, dass eine Segmentlänge von < 50 m keine signifikanten Unterschiede bei der Verteilung der Konzentrationen aufzeigen, wenn mit den ATKIS Daten gearbeitet wird. Vor dem Hintergrund einer genaueren Datengrundlage und der Diskretisierung sollte die Länge der Segmente so gewählt werden, dass sie kleiner ist, als die typische Feldkante. Eine Segmentlänge von 10 m ist für die Grundgesamtheit der relevanten

Gewässerabschnitte bei der Umsetzung mit HR – Daten praktikabel. Um eine einheitliche Länge der Segmente zu gewährleisten, sollte sie nach der Auflösung der jeweils besten verfügbaren Daten gewählt werden (bei ATKIS ist insofern eine Segmentlänge von 25 m angebracht).

Mit den Ergebnissen von Feldkartierungen können auch die deterministischen Annahmen zur Gewässermorphologie durch realitätsnahe Daten ersetzt werden. Als Ergebnis der Berechnung im ersten Schritt erhält man letztlich eine Häufigkeitsverteilung für die lokalen PEC-Werte aller Gewässersegmente (z.B. die lokalen 90. oder 95. Perzentilwerte). Ein noch festzulegendes Perzentil dieser räumlichen Verteilung geht dann als PEC-Wert in die Risikoabschätzung ein (Abbildung 4.5). Bei der Festlegung von Perzentilen ist zu berücksichtigen, dass nicht die Exposition sondern die Betrachtung des Effektes und das daraus resultierende Risiko die Grundlage für die Hot Spot Analyse sein muss. Für Gewässersegmente, für die auch bei Einhaltung der bundesweit gültigen Anwendungsaufgaben eine Überschreitung der ERC nicht (mit ausreichender Sicherheit) ausgeschlossen werden kann, wird eine Hot-Spot-Analyse durchgeführt (Abbildung 4.6).

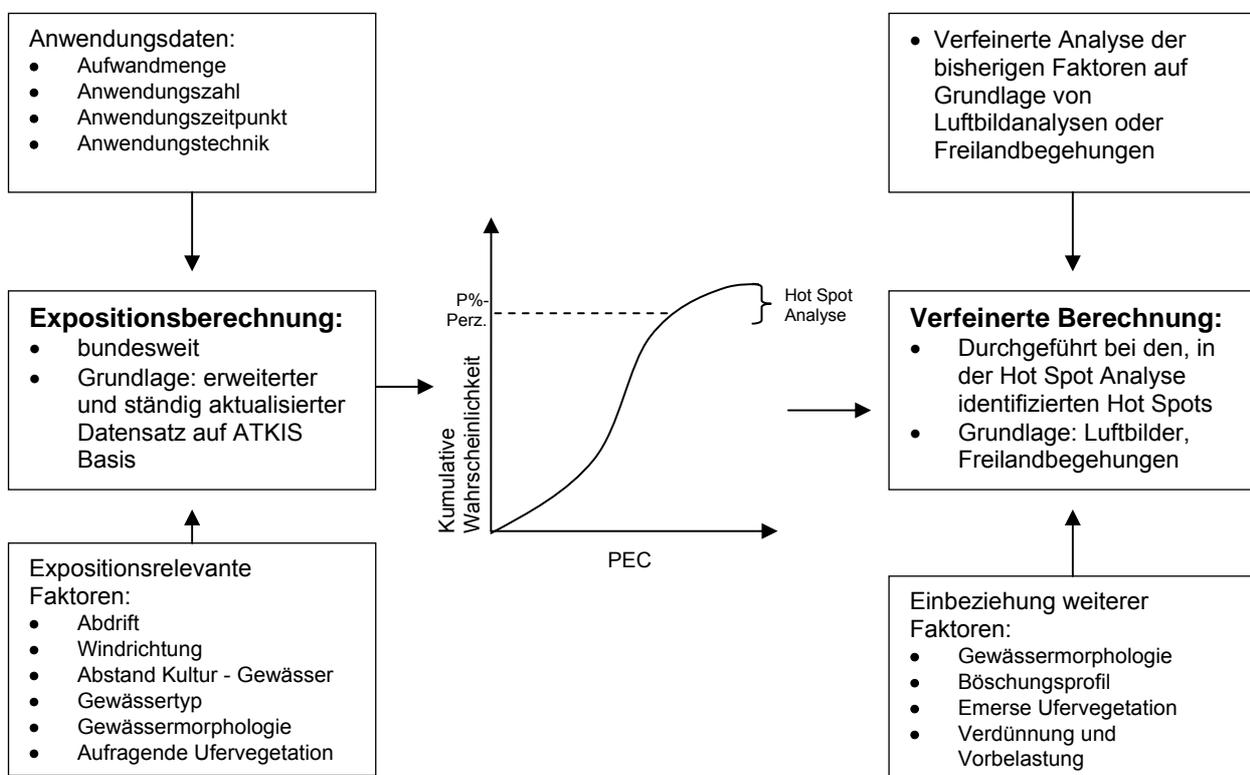


Abbildung 4.6: Mögliche Faktoren und Geodaten im Modellierungsansatz

2. Schritt: Hot-Spot-Analyse

Die im angestrebten Verfahren der probabilistischen Risikobewertung durchzuführende Identifikation und Analyse von Hot Spots erfordert die Anwendung geeigneter Hot-Spot-Kriterien (siehe Kapitel 3.3). Anhand dieser können die oberhalb der ERC belasteten Gewässerabschnitte lokalisiert werden, in denen das Auftreten von längerfristig andauernden adversen Effekten auf den Naturhaushalt und daher populationsrelevante Auswirkungen nicht auszuschließen sind. Eine Umsetzung des angestrebten Verfahrens ist dabei bis zu einer fundierten wissenschaftlichen Definition und Konkretisierung der Hot-Spot-Kriterien durch vorläufige, konservative Annahmen hinsichtlich der Hot-Spot-Identifikation möglich. Die einfachste denkbare Variante ist es, vorläufig alle die Gewässersegmente als Hot Spots zu definieren, für die

eine Belastung oberhalb der ERC nicht mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden kann. Eine realistischere Hot-Spot-Identifikation ist jedoch anhand der Festsetzung vorläufiger Hot-Spot-Kriterien in Abhängigkeit der Belastungshöhe und der räumlichen Aggregation von ERC-überschreitenden Segmenten möglich. Diese vorläufigen, aufgrund der vorhandenen Unsicherheiten notwendigerweise konservativen Hot-Spot-Kriterien könnten zeitnah bestimmt und bis zu einer wissenschaftlichen fundierten Konkretisierung der in Kapitel 3.3 genannten Hot-Spot-Kriterien im Rahmen der probabilistischen Risikobewertung zur Anwendung kommen. Ein vorläufiges, mit konservativen Annahmen erarbeitetes probabilistisches Verfahren wird naturgemäß zu einer größeren Menge von Hot Spots führen, als das bei einem Verfahren der Fall wäre, welches eine Vielzahl von PEC-reduzierenden Faktoren berücksichtigt. Es ist daher nicht vertretbar, auf der Basis der vorläufigen Variante kostenaufwändige Managementmaßnahmen durchzuführen. Stattdessen werden folgende Lösungsansätze vorgeschlagen:

a) PSM, welche nach der vorläufigen Methode zugelassen werden, sollten nach Inkrafttreten des eigentlichen Verfahrens erneut bezüglich der Anwendungsaufgaben bewertet werden. Bis zu diesem Zeitpunkt sollte es jedem Anwender freistehen, stattdessen die Auflagen anzuwenden, welche sich aus der deterministischen Modellberechnung ergeben (also im Wesentlichen erhöhte Abstandsauflagen).

b) Solange das eigentliche Verfahren zur Risikobewertung noch nicht angewendet werden kann, weil einige Parameter mit Hilfe gezielter wissenschaftlicher Arbeiten noch eruiert werden müssen, sollte das vorläufige Verfahren als „Testlauf“ verstanden werden. PSM-Zulassungen erfolgen weiterhin auf Basis des deterministischen Modells. Die probabilistischen Proberechnungen können verwendet werden, um den Umfang der zu erwartenden Management-Abschnitte besser abschätzen zu können.

Es ist aber bei Beachtung des zeitlichen Ablaufs nicht unbedingt zu erwarten, dass das o.g. Problem verstärkt auftritt. Wenn ein zunächst konservatives Verfahren zu (unrealistisch) vielen Hot Spots führt, so wird es ohnehin eine längere Zeit dauern, bis landschaftsbezogene Risikomanagementmaßnahmen umgesetzt werden, da diese oft mit Planungsaufwand verbunden sind. In dieser Zeit wird das Idealverfahren vermutlich bereits weiter fortgeschritten oder fertig gestellt sein. Schnell zu realisierende landschaftsbezogene Risikomanagementmaßnahmen sollten sich also sinnvollerweise auf diejenigen Abschnitte beziehen, die ganz am oberen Ende der Belastungsskala liegen, denn diese werden mit hoher Sicherheit erhalten bleiben.

Entscheidend ist jedoch noch, hier anzumerken, dass die tatsächliche Umsetzung landschaftsbezogener Risikomanagementmaßnahmen eines der Kernelemente des gesamten Verfahrens ist und bleiben muss. Nur so kann die positive Komponente des Verfahrens den Akteuren und der Gesellschaft deutlich gemacht werden, was letztendlich die Akzeptanz des Verfahrens erhöhen wird.

3. Schritt: Verfeinerte Expositionsrechnung

Für die identifizierten potentiellen Hot Spots wird dann in einem nächsten Schritt eine verfeinerte Expositionsabschätzung vorgenommen, um festzustellen, ob es sich bei diesen Stellen nach einer zunehmend realistischeren Modellierung um tatsächliche Hot Spots handelt.

Zeitnah kann die verfeinerte Expositionsrechnung im sofort zu realisierenden Verfahren (s.o.) insbesondere mit aus Luftbildern abgeleiteten Daten zu Abstandsbeziehungen und aufragender Ufervegetation vorgenommen werden. Mittelfristig kann anhand von Freilandbegehungen die Gewässermorphologie mit einbezogen werden. Für die Faktoren emerse Vegetation, Böschungsprofil, Verdünnung und Vorbelastung aus oberhalb liegenden Gewässerabschnitten sind, ebenfalls vor der

Integration im mittelfristig zu realisierenden Idealverfahren (s.o.), weitere Forschung und Freilandkartierungen notwendig.

4. Schritt: Managementmaßnahmen

Bei den nach der verfeinerten Analyse als potentiell hoch belastet identifizierten Abschnitten müssen Managementmaßnahmen erfolgen. Die landschafts- und anwendungsbezogenen Maßnahmen (siehe Kapitel 3.4) können nach Festlegung der Zuständigkeit an den betroffenen Abschnitten durchgeführt werden. Abgeschlossene landschaftsbezogene Maßnahmen müssen in die auf ATKIS basierende bundesweite Geodatenbank aufgenommen werden, um bei den Analysen in folgenden Zulassungsverfahren berücksichtigt werden zu können. Mit zunehmender Anzahl abgeschlossener lokaler Maßnahmen können dadurch in den Zulassungsverfahren immer geringere Anwendungsaufgaben realisiert werden, ohne das Protektionsniveau zu senken.

5 Schritte für das weitere Vorgehen

5.1 Prioritäre Aufgaben (Vorschlag: noch 2007 fertigstellen)

Literatúrauswertung:

- Auswertung der vorhandenen Literatur bezüglich der Reduktionsleistung aufragender Ufervegetation und Festlegung von Reduktionswerten.

Adressat: F&E-Folgeprojekt, IVA, BBA

Daten:

- Prüfung der Klassifikationsgenauigkeit der ATKIS-Daten mit Fehlerquantifizierung in % der Fläche.z.B. Beantwortung der Frage: Inwiefern werden kleine Gewässer abgebildet?

Adressat: IVA, BBA

- Einrichtung eines Geodatenpools für ATKIS und HR-Daten, Festlegung bestimmter Routinen zur Fehlerkorrektur, Validitätskontrolle etc..

Adressat: IVA, BBA, UBA

- Regelung zur Fortschreibung und regelmäßigen Prüfung der bundesweiten Datengrundlage auf Basis der ATKIS-Daten.

Adressat: UBA

- Verbesserung der Datenbasis zu kleinen flächenhaften Gewässern

Adressat: F&E-Folgeprojekt.

Modell:

- Festlegung der Maximallänge von Managementabschnitten.

Adressat: UBA

- Abschließende Festlegung der Annahmen zu expositionsmindernden Faktoren und Modellparametern auf Basis der Workshop-Empfehlungen.

Adressat: UBA bzw. Expertengruppe

- Festlegung des Perzentil, das dem Schutzziel entsprechend bei der PEC-Berechnung auf Segmentebene verwendet werden soll, sowie die Festlegung der Sicherheit mit welcher eine Überschreitung eines X. Perzentils ausgeschlossen werden kann.

Adressat: UBA

- Festlegung von realistisch-konservativen Breite-Tiefe-Verhältnissen.

Adressat: UBA bzw. Expertengruppe

- Entwicklung einer praktikablen Definition zur Identifizierung von Hot Spots ohne Verwendung der im Diskussionspapier vorgeschlagenen, trait-bezogenen Hot-Spot-Kriterien.
Adressat: UBA oder F&E-Folgeprojekt, Expertengruppe

- Sensitivitätsanalyse des entwickelten und zu verwendenden Modells.
Adressat: UBA oder F&E-Folgeprojekt

- Vergleich der Berechnungen mit den beiden Ansätzen von BBA und IVA:
 - Wie hoch ist die Anzahl an Gewässerabschnitten für alle Raumkulturen in Deutschland und wie verteilen sich diese auf die Bereiche Obstbau, Weinbau und Hopfen?
 - Welchen Einfluss haben unterschiedliche Distanzen (50, 100, 150 m) für den um einen Gewässerpunkt zu legenden Puffer auf das Ergebnis?
 - Wie stellen sich die Ergebnisse einer Sensitivitätsanalyse dar?
 - Wie kann eine Qualitätsüberprüfung des jeweiligen Verfahrens erfolgen? Was sind die Ergebnisse?Adressat: IVA, BBA

5.2 Mittelfristig zu bearbeiten (Vorschlag: möglichst 2008/2009 fertigstellen)

Feldkartierungen mit dem Ziel Verteilungsfunktionen zu generieren:

- Saisonale Breite-Tiefe-Messungen bei Gewässern der ATKIS Gewässerklasse < 3m (mit Schwerpunkt auf den Kleinstgewässern < 1 m Breite).
Adressat: F&E-Folgeprojekt

- Erfassung der Gewässerprofil- und Böschungprofilformen im Freiland.
Adressat: F&E-Folgeprojekt

- Untersuchungen der vorherrschenden Verdünnungsfaktoren.
Adressat: F&E-Folgeprojekt

- Erfassung des Bedeckungsgrades kleiner Gewässer mit emerser Vegetation, Untersuchung der Abhängigkeit der emersen Vegetation von der Breite und Beschattung.
Adressat: F&E-Folgeprojekt

Daten:

- Überprüfung bestehender Windrichtungsdaten in Bezug auf ihre Nutzbarkeit in der Expositionsabschätzung.
Adressat: F&E-Folgeprojekt

- Überprüfung der Genauigkeit und Fehler der ATKIS-Daten bezüglich des Gewässertyps.
Adressat: F&E-Folgeprojekt

- Sichtung und eventuelle Integration von weiteren Datengrundlagen (z.B. Gewässerstrukturgütekartierung).

Adressat: IVA, BBA, UBA, F&E-Folgeprojekt

Modell:

- Rückwirkende Prüfung, zu welchen Ergebnissen die Verwendung anderer Pufferstreifen führt.

Adressat: UBA, IVA

- Überprüfung der Stabilität der Monte Carlo Simulation im zulassungsrelevanten Bereich.

Adressat: UBA, IVA

- Entwicklung einer möglichen Implementierung eines Fate-Modells in das angestrebte Verfahren der probabilistischen Expositionsabschätzung.

Adressat: F&E-Folgeprojekt

- Identifikation und Diskussion der als Eingabeparameter für ein Fate-Modell benötigten Faktoren.

Adressat: F&E-Folgeprojekt

- Bestimmung und Definition repräsentativer, nach dem deterministischen Verfahren gerade noch zulässiger (worst case) Beispielsubstanzen, die aufgrund ihrer Wirkmechanismen für die unterschiedlichen ecological traits jeweils einen realistic worst-case darstellen.

Adressat: F&E-Folgeprojekt ggf. unterstützt von Experten

- Entscheidung, in welcher Form das Wiederbesiedlungspotential von Gewässerabschnitten in das probabilistische Verfahren integriert wird und in welcher Form ein Mangel an Wiederbesiedlungsmöglichkeiten in der Risikoermittlung berücksichtigt werden muss.

Adressat: F&E-Folgeprojekt unterstützt von Experten

- Mit geeigneten Methoden muss die Wiederbesiedlungskapazität jeder Taxagruppe (z.B. Verdriftungsdistanzen) erfasst werden. Auf dem Workshop diskutierte Methoden waren z.B.:

- Erstellen einer empirischen Datenbasis aus bestehenden Freiland-Monitoring-Studien, z.B. Fraunhofer-Studie im Alten Land
- Modellierungsansätze
- ggf. ein Monitoring durchführen zur Bereitstellung weiterer Daten
- WRRL-Daten auswerten (obwohl diese nur für größere Gewässer vorliegen)

Adressat: F&E-Folgeprojekt unterstützt von Experten

Hot-Spot-Definition und -Kriterien

- Festlegung ökologisch (im Sinne des Schutzzieles) relevanter ecological traits (z.B. Sensitivität, Schlupfzeitpunkt, Generationszeit, Wanderfähigkeit).

Adressat: F&E-Folgeprojekt ggf. unterstützt von Experten

- Sinnvolle Gruppierung verschiedener Arten hinsichtlich ihrer ökologischen Charakterisierung (ecological traits). Diese Gruppierungen sollten dabei immer einen realistic worst-case des jeweiligen traits darstellen.

Adressat: F&E-Folgeprojekt ggf. unterstützt von Experten

- Festlegung der räumlichen Ausdehnungen verschiedener Populationen anhand repräsentativer ecological traits.

Adressat: F&E-Folgeprojekt ggf. unterstützt von Experten

- Kritische Effekthöhen für Populationen jeder Gruppe anhand realistic worst-case traits bestimmen.

Adressat: F&E-Folgeprojekt ggf. unterstützt von Experten

- Bestimmung der Steilheit trait-bezogener Dosis-Wirkungsbeziehungen von realistic worst-case Modellsubstanzen.

Adressat: F&E-Folgeprojekt ggf. unterstützt von Experten

Management-Maßnahmen:

- Die Hot-Spot-Maßnahmen-Liste muss überarbeitet werden. Dabei sind bestehende Lücken zu füllen, welche besonders im Bereich der Zuständigkeit gegenwärtig noch vorhanden sind. Die getätigten Abschätzungen, z.B. der Effizienz sollten präzisiert werden. Maßnahmen, deren Effekt noch nicht in den Faktoren erfasst ist, müssen berechenbar gemacht werden. Umsetzbarkeit und Kontrollierbarkeit von Hot-Spot-Managementmaßnahmen sollten mit Vertretern der Pflanzenschutzdienste der Länder und der Anwender diskutiert werden. Außerdem ist es sinnvoll, die monetären Werte der einzelnen Maßnahmen zur besseren Kalkulation des Aufwands abzuschätzen.

Adressat: F&E-Folgeprojekt ggf. unterstützt von Experten

- Die Durchführung eines Monitoringprogramms zur Prüfung der Effizienz der Maßnahmen sollte geplant werden.

Adressat: F&E-Folgeprojekt, UBA

- Eine Strategie muss entwickelt werden, wie der Bedarf an Maßnahmen bekannt gemacht werden kann (ohne die Verwendung einer rufschädigenden Liste der betroffenen Gemeinden) und wie das Verfahren als solches kommuniziert wird.

Adressat: F&E-Folgeprojekt, UBA

- Die regulatorischen Optionen der Umsetzung der Maßnahmen müssen juristisch geprüft werden. Dazu gehört auch die Abklärung der Finanzierung der verschiedenen Maßnahmen und der daran geknüpften Bedingungen.

Adressat: F&E-Folgeprojekt unterstützt von Experten

Weiteres:

- Implikation der Erweiterung des Systems für Runoff.
Adressat: F&E-Folgeprojekt, UBA
- Implikation der Erweiterung des Systems für Feldkulturen.
Adressat: F&E-Folgeprojekt, UBA

6 Workshopbericht

Im vorliegenden mit den Teilnehmern abgestimmten Bericht zum Workshop vom 22 – 24. Januar 2007 sind Informationen zur inhaltlichen Strukturierung des Workshops und die Ergebnisse der Diskussionen der einzelnen Arbeitsgruppen sowie der Diskussionen im Plenum gebündelt. Den Teilnehmern des Workshops wurde vorab als Arbeitsgrundlage ein Diskussionspapier (siehe Anhang 9.8) zur Verfügung gestellt. Die relevanten Diskussionspunkte für den Workshop sind im Kapitel 6.2 dargestellt. Die Ergebnisse jeder Arbeitsgruppe wurden dem gesamten Plenum präsentiert (siehe Anhang 9.7) und basierend auf den Ergebnissen der Plenumsdiskussionen die im Kapitel 6.3 enthaltenen Protokolle zu den einzelnen Diskussionsgruppen erstellt. Nach der Abstimmung des Workshopberichtes mit den Chairs der einzelnen Diskussionsgruppen hatten alle Teilnehmer die Gelegenheit den Draft zum Workshopbericht zu kommentieren. Eingehende Kommentare wurden in die vorliegende Fassung eingearbeitet.

6.1 Programmübersicht

Montag 22. Januar 2007

12:00 h	Ankunft bei Kaffee und Tee	
13:00 h	Begrüßung	UBA, Uni Koblenz-Landau
13:15 h	Kurze Einführung in die Problematik	UKL
13:30 h	Vorstellung der Ansätze von BBA und IVA	BBA, IVA
15:00 h	Pause	
15:30 h	Vorstellung der Projektergebnisse F&E Vorhaben	UKL
	- Hot Spots	
	- Reduktionsfaktoren	
	- Wiederbesiedlung	
	- Diskussionspapier	
	- Workshopstruktur	

Vorträge zu speziellen Themen

16:50 h	Vortrag: Ökologie	D. Hering, Uni Duisburg-Essen
17:20 h	Vortrag: Wiederbesiedlung	M. Liess, UFZ Leipzig-Halle
17:50 h	Vortrag: GIS-Anwendungen	M. Matthies, Uni Osnabrück
18:20 h	Zusammenfassung Tag 1	UKL
18:40 h	Ende Tag 1	

Dienstag 23. Januar 2007

09:00 h	Einführung in die Diskussionsgruppen*	UKL
09:30 h	Diskussion in 4 Diskussionsgruppen	
	A. Expositionsbestimmende Faktoren, fachlich-wissenschaftlicher Hintergrund	
	B. Expositionsbestimmende Faktoren, technischer Hintergrund (praktische Umsetzung im GIS)	
	C. Hot Spots und Wiederbesiedlung/-erholung, fachlich-wissenschaftlicher Hintergrund	
	D. Hot Spots, Wiederbesiedlung/-erholung und Risikomanagement, technischer Hintergrund (praktische Umsetzung im GIS)	
12:00 h	Mittagspause	
13:30 h	Fortsetzung Diskussion in 4 Diskussionsgruppen	
16:00 h	Pause	
16:30 h	Vorstellung der Ergebnisse der Diskussion in 2 x 2 Diskussionsgruppen	
17:30 h	Zusammenfassung Tag 2	UKL & Leitung Diskussionsgruppen
18:30 h	Ende Tag 2	

Mittwoch 24. Januar 2007

09:00 h	Vorstellung der Ergebnisse der Diskussion in 4 Diskussionsgruppen im Plenum	
09:30 h	Diskussionen in 4 Diskussionsgruppen	
10:30 h	Zusammenfassung des Workshops und Ausblick	UKL
12:00 h	Ende des Workshops	

* Die 4 Diskussionsgruppen sollten Personen aus Behörden, Forschung und Industrie enthalten.

6.2 Diskussionspunkte für den Workshop

A. Expositionsbestimmende Faktoren, fachlich-wissenschaftlicher Hintergrund

- **Identifikation der relevanten Faktoren**
 - Wurden alle expositionsrelevanten Faktoren für Abdrift in Raumkulturen identifiziert?
- **Einordnung der Faktoren gemäß Entscheidungsbaum (Abb. 2.2)**
 - Sind die vorhandenen Vorschläge aufgrund der vorhandenen Datengrundlage vertretbar oder müssen die Vorschläge verbessert werden?
Insbesondere sollten an dieser Stelle die Faktoren Windrichtung, Gewässermorphologie, Verdünnungsfaktor und Ufervegetation diskutiert werden.
 - Sollten die bisher nicht berücksichtigten Faktoren berücksichtigt werden?
 - Kann für diese aufgrund der vorhandenen Datengrundlage ein Vorschlag erarbeitet werden bzw. wie sollte ansonsten das hierfür notwendige Wissen bereitgestellt werden?
- **Gewässertyp**
 - Vorschläge beziehen sich nur auf Fließgewässer und Gräben. Sind diese auch auf flächenhafte Stillgewässer wie Seen und Tümpel übertragbar? Wie können die Faktoren in Bezug auf diese Gewässer implementiert werden?
- **Berücksichtigung der Faktoren, welche die Exposition im eigentlichen Sinne nicht beeinflussen**
 - Sollten Faktoren berücksichtigt werden, welche die Exposition im eigentlichen Sinne nicht beeinflussen, sondern für die entstehenden Effekte relevant sind, wie Wiederbesiedlung, Wiedererholung, Mehrfachbelastung von Gewässerabschnitten, Mischungstoxizität, submerse Vegetation?
 - Sind diese Faktoren bereits in higher-tier Studien ausreichend abgebildet?
 - Gibt es Aspekte, die in higher-tier Studien noch nicht berücksichtigt wurden?
 - Können bzw. sollten diese in geeigneter Weise in der Expositionsberechnung berücksichtigt werden?
- **Nicht-Georeferenzierte Faktoren**
 - Wie können nicht georeferenzierte Faktoren in die Expositionsabschätzung eingehen?
- **Welche Faktoren werden im Verfahren über- bzw. unterschätzt?**
- **Perzentile der Verteilungskurven**
 - Das wievielte Perzentil der Verteilungskurven eines jeden Gewässersegmentes sollte in die Häufigkeitsverteilung im Landschaftsmaßstab eingehen?
 - Das wievielte Perzentil der Häufigkeitsverteilung im Landschaftsmaßstab sollte in die Risikoabschätzung eingehen?

B. Expositionsbestimmende Faktoren, technischer Hintergrund (praktische Umsetzung im GIS)

- **Perzentile der Verteilungskurven**
 - Das wievielte Perzentil der Verteilungskurven eines jeden Gewässersegmentes sollte in die Häufigkeitsverteilung im Landschaftsmaßstab eingehen?
 - Das wievielte Perzentil der Häufigkeitsverteilung im Landschaftsmaßstab sollte in die Risikoabschätzung eingehen?
- **Länge der Gewässersegmente**

- Wie lang sollten die für die Berechnung gewählten Gewässersegmente sein?
- Welche Vor- und Nachteile in Bezug auf die technischen Umsetzungsmöglichkeiten, die Praktikabilität und Abbildung der Variabilität der Landschaft hätten z.B. 10 m, 25 m oder 100 m lange Gewässerabschnitte?
- **Anwendungszeitpunkt**
 - Inwiefern ist die Annahme der zeitgleichen Applikation auf allen Flächen sinnvoll bzw. welche Implikationen hat diese?
- **Pufferstreifen**
 - Bis zu welcher Entfernung zu Gewässern sollten die Raumkulturen unter Berücksichtigung der vorhandenen Datengrundlage (z.B. ATKIS) in der Berechnung berücksichtigt werden (50 m, 100 m, 150 m, 200 m)?
- **Sensitivitätsanalyse/Qualitätssicherung**
 - Wie stark beeinflussen die einzelnen festgelegten Grundannahmen das Gesamtergebnis des Modells (Sensitivitätsanalyse)?
 - Wie und nach welchen Kriterien kann eine Qualitätsüberprüfung erfolgen?
- **Vorgeschlagene Modelle von IVA und BBA**
 - Wie stellen sich die Ergebnisse von Vergleichsberechnungen im gleichen Gebiet ohne und unter sukzessiver Einbeziehung weiterer Faktoren dar?
 - Welche Vor- und Nachteile haben die beiden Modelle von IVA (Referenzgebiete & Luftbilder) und BBA (bundesweite Berechnung & ATKIS)?
 - Welche Möglichkeiten gibt es, die Vorteile beider Modelle zu vereinen und evt. Nachteile zu vermeiden?
 - Welche Faktoren sollten auf welcher Stufe berücksichtigt werden (hinsichtlich ihrer Sensitivität, der technischen Umsetzungsmöglichkeiten, der vorhandenen Datengrundlagen usw.)?
- **Datengrundlagen**
 - Wie gut sind das Fleißgewässernetz und auch andere relevante Landschaftselemente (kleine Stehgewässer, Hecken) in ATKIS abgebildet?
 - Wie groß sind die Fehler der georeferenzierten Faktoren in ATKIS? Aktualität der Daten?
 - Welche Quellen der Information kommen grundsätzlich in Frage (ATKIS, Luftbilder, Behördliche Gewässerdaten, Spezifische Feldkartierungen) und wie sind diese hinsichtlich fachlicher Eignung, Qualität, Georeferenzierbarkeit und Verfügbarkeit zu beurteilen?

C. Hot Spots und Wiederbesiedlung/-erholung, fachlich-wissenschaftlicher Hintergrund**• Hot-Spot-Definition und –Kriterien**

- Fachliche Vertretbarkeit des in den Abb. 1.1 und 4.1 dargestellten Verfahrens.
- Wissenschaftlichen Akzeptanz der drei vorgeschlagenen Hot-Spot-Kriterien und Entwicklung einer fachlich abgesicherten Hot-Spot-Definition bzw. der Kriterien hierfür.
- Kann anhand der drei zur Diskussion gestellten Kriterien ein ausreichender Schutz in Bezug auf die Vermeidung nachhaltiger Schädigungen des Naturhaushaltes bzw. die Vermeidung langfristiger Auswirkungen von PSM auf Nichtzielarten sichergestellt werden?
- Ist die Betonung der ökologischen Prozesse bzw. der Effektbewertung in der Herleitung der Hot-Spot-Definition letztendlich zielführend? In wie weit besteht die Gefahr einer Überschneidung (und daraus folgend einer Redundanz) der Effektbewertung im Rahmen der Probabilistischen Risikobewertung mit der Effektbewertung im Rahmen der ERC-Bestimmung?
- Wie kann eine Hot-Spot-Definition für isolierte Kleingewässer und stehende Gewässer im Allgemeinen erfolgen?
- Bis zu welcher Häufung/Aneinanderreihung von Gewässerabschnitten kann die Wiederbesiedlung und Wiedererholung noch in einem akzeptablem(?) Zeitraum stattfinden?

• Offene Punkte zum methodischen Vorgehen

- Ist die georeferenzierte probabilistische Expositionsanalyse ohne die Betrachtung des Transports und Verbleibs der Wirkstoffe im Gewässer in einem dynamischen Fate-Modell realistisch und ausreichend protektiv?
- Auf welche Art und Weise können komplexe PSM-Anwendungsmuster aus ökotoxikologischer Sicht (Verschneidung der Expositionsbewertung verschiedener Wirkstoffe) in einem georeferenzierten probabilistischen Verfahren berücksichtigt werden? Welche Konsequenzen bedeutet eine Negierung dieses Aspektes für die Protektivität des Verfahrens?

• Ökologische Hintergrundinformationen, Wiederbesiedlung und Wiedererholung

- Wie kann die ökologische Qualität eines Gewässerabschnitt insbesondere mit Hinblick auf die Frage, ob er sich als Quelle der Wiederbesiedlung für einen gestörten Abschnitt eignet, definiert und bestimmt werden?
- Wie strukturreich ist ein Gewässersegment bzw. -abschnitt? In welchem Umfang kann die interne Wiedererholung stattfinden, falls die räumliche Varianz der PSM-Konzentration so groß ist, dass viele Organismen in Ruhe- und Rückzugsräumen überleben konnten?
- Welche Informationen stehen zur Verfügung (ATKIS, Luftbilder, Gewässerstrukturgütedaten zu einigen Gewässern (z.B. in RLP nur für Gewässer > 1 m), um z.B. die beiden vorherigen Fragen zu beantworten?
- Welche räumlichen Einheiten stellen mit ausreichender Sicherheit eine Wiederbesiedlung gestörter Abschnitte in vertretbaren Zeiträumen sicher? Wie kann diese Frage wissenschaftlich beantwortet werden (Literaturauswertung, gezielte Studien, Populationsmodelle)?

D. Hot Spots, Wiederbesiedlung/-erholung und Risikomanagement, technischer Hintergrund (praktische Umsetzung im GIS)

• Konzeptionelle Identifikation und Analyse von Hot Spots

- Ist das generelle Verfahren der Hot-Spot-Identifikation (1. und 2. Hot-Spot-Analyse) praktisch umzusetzen?
- Wie kann die Analyse der räumlichen Aggregation von oberhalb der ERC belasteten Gewässersegmenten in einem GIS-Algorithmus sowohl für die 1. Hot-Spot-Analyse (bundesweite ATKIS-Daten), als auch für die 2. Hot-Spot-Analyse (Luftbilder, „ground-truthing“) praktisch realisiert werden?
- Kann auf bundesweiter Ebene anhand von ATKIS-Daten die Identifikation aller potentiellen Hot Spots erfolgen? Besteht die Gefahr im Rahmen der 1. Hot-Spot-Analyse eine größere Anzahl „falsch positiver“ Hot-Spot-Gebiete zu generieren?
- Auf welche Weise kann eine effiziente und protektive Validierung der potentiellen Hot-Spot-Stellen im Rahmen des 2. Hot-Spot-Analyseschrittes durchgeführt werden?

• Hot-Spot-Definition und –Kriterien

- Wie kann das Ausmaß einer Belastung im Gewässer für die verschiedenen Ausbreitungsgebiete von Populationen der jeweiligen Arten praktikabel bewertet und dargestellt werden?
- Wie kann eine effektive und aussagekräftige Kombination der drei Hot-Spot-Kriterien für einen Gewässerabschnitt im GIS geleistet werden?
- Auf welche Weise können die verschiedenen Eingangsparameter (z.B. Ausbreitungsgebiete von Populationen der Arten, PEC-Werte der einzelnen Gewässersegmente) im Rahmen der Hot-Spot-Identifikation und –Analyse zielführend technisch verarbeitet werden?

• Wiederbesiedlung und Wiedererholung

- Wie können die Vorgaben für die räumliche Ausdehnung von Gewässerabschnitten sinnvoll und effektiv in einen Rechenalgorithmus im GIS umgesetzt werden?

• Hot-Spot-Maßnahmen

- Einschätzung und Bewertung verschiedener Maßnahmen hinsichtlich ihrer Effektivität.
- Wie können notwendige Maßnahmen auch an ungeeigneten Stellen (z.B. landwirtschaftliche Fläche grenzt unmittelbar an ein Gewässer) umgesetzt werden?
- Wie kann ein Verfahren der Implementierung von Maßnahmen praktisch aussehen? Wer ist verantwortlich, wer trägt die Kosten?
- Wie wird die Effektivität der Maßnahmen sichergestellt?
- Wie wird in der Risikobewertung bis zur erfolgreichen Implementierung von Maßnahmen mit Hot Spot Gebieten verfahren?

• Offene Punkte zum methodischen Vorgehen

- Wie kann ein dynamisches Fate-Modell in das Verfahren der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung implementiert werden?
- Auf welche Art und Weise können komplexe PSM-Anwendungsmuster aus technischer Sicht (Verschneidung der Expositionsbewertung verschiedener Wirkstoffe) in einem georeferenzierten probabilistischen Verfahren berücksichtigt werden?

6.3 Protokolle der Diskussionsgruppen

„Umsetzung der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung in den Vollzug des PflSchG – Pilotphase – Dauerkulturen“

Ort: Umweltbundesamt, Dessau

Diskussionsgruppe A: Expositionsrelevante Faktoren, fachlich-wissenschaft-licher

Hintergrund

Dienstag 23.01.2007: Diskussion in Gruppe A

Teilnehmer:

Chair: M. Klein (FhG)

Protokoll: R. Ohliger (Universität Koblenz-Landau)

A. Müller (UBA)

J. Strassemeyer (BBA)

A. Huber (Du Pont)

B. Gottesbüren (BASF)

R. Wolter (UBA)

S. Reichenberger (Universität Giessen)

W. Koch (UBA)

R. Mendel-Kreusel (FCS-Feinchemie)

H. Ressler (Syngenta)

Mittwoch 24.02.2007: Diskussion im Plenum

Ergebnisse der Diskussionen in Gruppe A und im Plenum:

Die folgenden Ausführungen fassen die Ergebnisse und Beschlüsse der Gruppendiskussion ergänzt durch die Resultate der im Plenum fortgeführten Diskussion zusammen. Diese Ergebnisse wurden mit den Chairs der jeweiligen Gruppen daraufhin abgestimmt, dass sie die Diskussionen in der jeweiligen Gruppe und im Plenum inhaltlich wieder geben. Die wesentlichen Ergebnisse des Workshops wurden im Nachgang vom Projektnehmer im F&E Vorhaben in den vorliegenden Endbericht eingearbeitet.

Identifikation der relevanten Faktoren:

Zusätzlich zu den unter 6.2 (Gruppe A) zur Diskussion gestellten expositionsrelevanter Faktor für Abdrift wurde das **Böschungprofil** der Bäche identifiziert. Ist das Gewässer tief in den Boden eingeschnitten, so kann der Eintrag von Abdrift in das Gewässer vermindert werden.

Prüfung der identifizierten Faktoren:

Alle Faktoren wurden einer kritischen Prüfung hinsichtlich der Fragestellung unterzogen, ob der jeweilige Faktor bereits zum jetzigen Zeitpunkt berücksichtigt werden soll, wie eine Berücksichtigung aussehen könnte und ob weiterer Handlungs- bzw. Forschungsbedarf besteht. Die Einordnung der Faktoren kann dem Verzweigungsbaum Abbildung 6.1 entnommen werden.

Anmerkung:

In die Kategorie ‚nicht zu berücksichtigende Faktoren‘ befinden sich zum Teil Faktoren, deren Berücksichtigung grundsätzlich innerhalb einer Expositionsbewertung wichtig wäre, diese jedoch im Rahmen des geplanten statischen Modells nicht geleistet werden kann (z.B. physiko-chemische Substanzeigenschaften). Unter Voraussetzung eines dynamischen Ansatzes, welcher Fate-Prozesse im Gewässer berücksichtigt, wäre eine Einbeziehung dieser Faktoren ebenfalls sinnvoll.

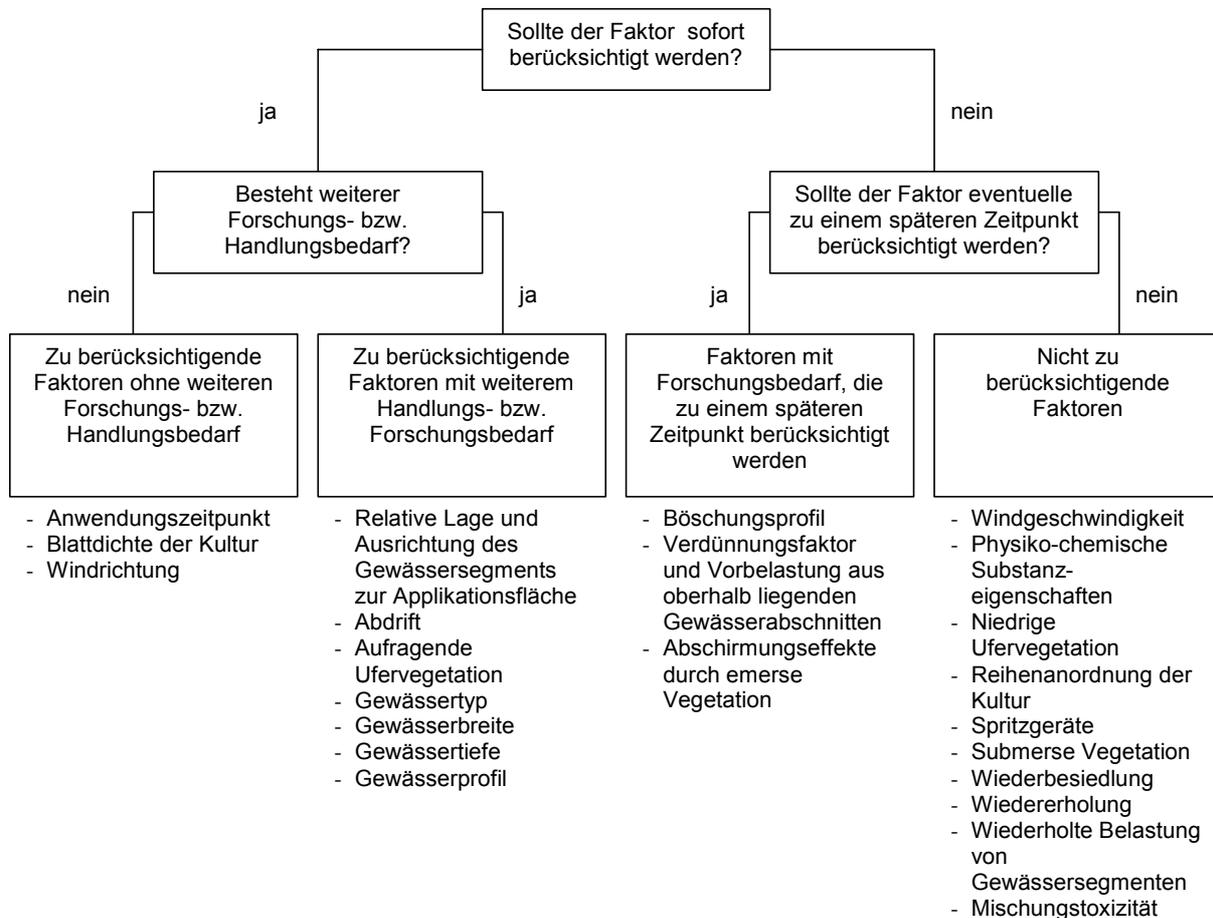


Abbildung 6.1: Einordnung der Faktoren in ein Entscheidungsbaumschema

Vorschläge und weiterer Handlungs- und Forschungsbedarf:

Die von der Diskussionsgruppe beschlossenen Vorschläge sowie der weitere Handlungs- und Forschungsbedarf sind in Tabelle 6.1 dargestellt.

Weitere Punkte:

- Die Plenumsdiskussion bezüglich der Gewässermorphologie ergab, dass die derzeitige deterministische Annahme eines Breite-Tiefe-Verhältnisses von 3,33 : 1 wahrscheinlich nicht realistisch ist. Gerade kleine Fließgewässer in Agrarlandschaften weisen deutlich flachere Verhältnisse auf. Es wurde empfohlen konservative Breiten-Tiefen-Verhältnisse für kleine Fließgewässer unter 1 Meter Breite in das Verfahren einzuführen. Für Gewässer mit 1 Meter Breite wurde diskutiert das bisherige Verhältnis beizubehalten, solange keine ausreichende Datenbasis vorliegt.
- Die ATKIS-Datenbank soll mit den bereits vorhandenen genaueren Daten auf Basis der Luftbilder abgeglichen werden. Als Ergebnis erhält man ein „verbessertes“ ATKIS, auf Grundlage dessen die bundesweite Expositionsabschätzung durchgeführt wird.
- Festzulegende Perzentile:
Im Plenum wurde die Höhe der festzulegenden Perzentile diskutiert, es konnte jedoch kein Konsens gefunden werden. Die Wahl des 90%ils auf lokaler Ebene (PEC-Berechnung eines einzelnen Gewässersegmentes), sowie das 90%il auf bundesweiter Ebene wird von Einigen als zu konservativ erachtet, da die zweifache Anwendung eines 90. Perzentils einen unrealistischen ‚worst case‘ schaffen würde, den es bei dem betrachteten Sachverhalt (Landschaft / Anwendungsperiode) nicht geben könne. Die Vertreter des Umweltbundesamtes betonen jedoch, dass das festgelegte Perzentil auf lokaler Ebene das Schutzziel bestimmt. Das Schutzziel, am Hauptanteil der Gewässersegmente (z.B. 90% bei Annahme des 90. Perzentils der räumlichen PEC-Verteilung) mit 90%iger Sicherheit $PEC > ERC$ ausschließen zu können, soll beibehalten werden.

Tabelle 6.1: Implementierungsvorschläge der Faktoren und weiterer Handlungs- bzw. Forschungsbedarf

	expositionsbestimmender Faktor	Vorschlag	weiterer Forschungsbedarf
Sofort zu berücksichtigende Faktoren	Anwendungszeitpunkt	zeitgleiche Applikation	
	relative Lage und Ausrichtung des Gewässerabschnitts zur Applikationsfläche	3 m - 150 m	Rückwirkende Prüfung, zu welchen Ergebnissen die Verwendung anderer Pufferstreifen führt
	Abdrift	Verteilungsfunktion der Abdriftwerte	Überprüfung der Stabilität der Monte Carlo Simulation im zulassungsrelevanten Bereich
	Windrichtung	Gleichverteilung	
	Gewässertyp	Berücksichtigung von Fließgewässern, Gräben, sowie flächenhaften Gewässern (besonders auch kleine Stehgewässer)	Überprüfung der Genauigkeit und Fehler des Systems ATKIS Datengewinnung zu kleinen flächenhaften Gewässern
	Gewässerbreite	Innerhalb der ATKIS-Breitenklassen Annahme der Untergrenze als Breite: 6 m - 12 m: 6 m 3 m - 6 m: 3 m < 3 m: kein Konsens deshalb bei Gewässer < 3 m Breite --> zunächst Annahme des Modellgewässers mit 1 m Breite --> zu einem späteren Zeitpunkt Berücksichtigung von Verteilungsfunktionen	saisonale Breite-Tiefe Messungen im Freiland vor allem auch bei Gewässern < 1 m Breite
	Gewässertiefe	Gewässertiefe ist eine Funktion der Gewässerbreite --> zunächst jedoch Annahme geschätzter Einzelwerte je Breitenklasse 6 m – 12 m Breite: 0,7 m Tiefe 3 m – 6 m Breite: 0,5 m Tiefe < 3 m Breite: Vorschlag: 0,3 m Tiefe (wurde nicht abschließend diskutiert) --> zu einem späteren Zeitpunkt Berücksichtigung von Breite-Tiefe-Verteilungsfunktionen	saisonale Breite-Tiefe Messungen im Freiland vor allem auch bei Gewässern < 1 m Breite

	Gewässerprofil	Graben: Trapez Fließgewässer: U-Form	Untersuchungen zu Profilformen im Freiland
	aufragende Ufervegetation / Vegetationsbarrieren (Bäume, Hecken, Gebüsch...)	Berücksichtigung mit Reduktionswerten auf Basis der vorhandenen Literatur	Auswertung der Literatur, Festlegung der Reduktionswerte
	Blattdichte der Kultur	Ausreichende Berücksichtigung in den Abdriftwerten von Rautmann et al. 2001	
Berücksichtigung eventuell zu einem späteren Zeitpunkt	Böschungprofil	zunächst keine Berücksichtigung	Untersuchungen zu Profilformen im Freiland
	Verdünnungsfaktor und Vorbelastung aus oberhalb liegenden Gewässerabschnitten	zunächst keine Berücksichtigung	Untersuchungen im Zusammenhang mit Breite und Tiefe im Freiland
	Abschirmungseffekte durch emerse Vegetation	zunächst keine Berücksichtigung	Feldkartierungen zum Bedeckungsgrad kleiner Gewässer, Untersuchung der Abhängigkeit der emersen Vegetation von der Breite
Nicht zu berücksichtigende Faktoren	Windgeschwindigkeit	keine Berücksichtigung	
	wiederholte Belastung von Gewässerabschnitten	keine Berücksichtigung	
	Physiko-chemische Substanzeigenschaften (z.B.: Koc, DT50, Wasserlöslichkeit, Henry-Konstante)	keine Berücksichtigung	
	niedrige Ufervegetation (Wiese, Stauden, Kräuter...)	keine Berücksichtigung	
	Aufnahme und Abbau der PSM-Stoffe im Zusammenhang mit submerser Vegetation	keine Berücksichtigung	
	Wiederbesiedlung	keine Berücksichtigung	
	Wiedererholung	keine Berücksichtigung	
	Reihenordnung der Kultur	keine Berücksichtigung	
	Spritzgeräte	Implementierung außerhalb des GIS-basierten Systems	

„Umsetzung der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung in den Vollzug des PflSchG – Pilotphase – Dauerkulturen“

Ort: Umweltbundesamt, Dessau

Diskussionsgruppe B: Expositionsbestimmende Faktoren (technisch)

Dienstag 23.01.2007: Diskussion in Gruppe B

Teilnehmer:

Chair: M. Bach (Uni Giessen)

Protokoll: D. Elsässer (Uni Koblenz-Landau)

M. Neumann (UBA)

B. Golla (BBA)

M. Matthies (Uni Osnabrück) nur zeitweise

B. Erzgräber (BASF)

T. Schad (Bayer CropScience)

R. Kubiak (AgroScience)

H. Frey (Riskmind)

A. Kleeberg (UBA)

Mittwoch 24.02.2007: Diskussion im Plenum

Ergebnisse der Diskussionen in Gruppe B und im Plenum:

Die folgenden Ausführungen fassen die Ergebnisse und Beschlüsse der Gruppendiskussion ergänzt durch die Resultate der im Plenum fortgeführten Diskussion zusammen. Diese Ergebnisse wurden mit den Chairs der jeweiligen Gruppen daraufhin abgestimmt, dass sie die Diskussionen in der jeweiligen Gruppe und im Plenum inhaltlich wieder geben. Die wesentlichen Ergebnisse des Workshops wurden im Nachgang vom Projektnehmer im F&E Vorhaben in den vorliegenden Endbericht eingearbeitet.

Länge der Gewässersegmente

Die Länge der Gewässersegmente sollte 10 bis 25 m betragen.

Begründung: Sensitivitätsanalysen von BBA und IVA zeigen, dass eine Segmentlänge von <50 Meter keine signifikanten Unterschiede bei der Verteilung der Konzentrationen aufzeigen. Mit Hintergrund einer genaueren Datengrundlage und der Diskretisierung sollte die Länge der Segmente so gewählt werden, dass sie kleiner ist als die typische Feldkante. Eine Segmentlänge von 10 m ist für die Grundgesamtheit der relevanten Gewässerabschnitte bei der Umsetzung mit HR-Daten praktikabel. Um eine einheitliche Länge der Segmente zu gewährleisten, sollte sie nach der Auflösung der jeweils besten verfügbaren Daten gewählt werden. Insofern sollten für Auswertungen, die auf ATKIS-Daten beruhen, 25 m als Segmentlänge verwendet werden.

Datengrundlagen

-ATKIS

Die ATKIS Daten bieten eine bundesweit verfügbare und hinreichend genaue Basis für großräumige Analysen. Durch Einarbeitung der schon vorhandenen genaueren Daten aus Luftbildern, Kartierungen und anderen Quellen kann und sollte der ATKIS Datensatz hinsichtlich der räumlichen Auflösung verbessert werden.

Mögliche Fehler und Ungenauigkeiten der derzeitigen ATKIS Daten:

1. Lagegenauigkeit: Die Lagegenauigkeit ist jedoch für bundesweite Untersuchung genau genug
2. Fehler der Nichterfassung von driftmindernden Landschaftsstrukturen: Durch die Nichterfassungsgrenze von 1 ha werden vor allem driftmindernde Landschaftstrukturen in der Nähe der Gewässer nicht erfasst. (Kleine lineare und flächenhafte Saumstrukturen). Dadurch wird tendenziell die Exposition überbewertet.
3. Fehler durch Nichterfassung von relevanten Gewässerabschnitten und Raumkulturflächen: Die Größe des Fehlers durch nichterfasste Gewässerabschnitte ist nicht bekannt, Durch die Nichterfassungsgrenze von 1 ha ist die nicht erfasste Raumkulturfläche wahrscheinlich sehr gering.

Mögliche Fehler und Ungenauigkeiten der DOP (digitale Orthophotos):

Für eine hochgenaue (< 1 m) Abstandsanalyse sind halbautomatisch analysierte DOP geeignet. Der Fehler der Analyse liegt derzeit bei ca. 5%.

Messungenauigkeiten können im stochastischen Modell als Variable berücksichtigt werden.

Pufferstreifen

Die Entfernung von Gewässern zu Raumkulturen von 3 bis 150 m soll berücksichtigt werden.

Begründung:

Es besteht eine Konvention, dass die oben genannten Abstände den für die Exposition durch Drift relevanten Raum ausreichend abdecken. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Entfernung Einfluss auf die Größe der Grundgesamtheit der Gewässersegmente hat. Je größer der zu berücksichtigende Abstand gewählt wird, desto größer ist die Grundgesamtheit und die Anzahl der Segmente mit niedrigen PEC. Bei der eventuellen Betrachtung fester Perzentile der PEC Verteilung und insbesondere bei der Identifikation der Hot Spots muss dies unbedingt beachtet werden.

Anwendungszeitpunkt

Die Zulassung wird für eine „unkontrollierte“ Anwendung erteilt. Das Mittel darf also überall gleichzeitig ausgebracht werden. Die Annahme der gleichzeitigen Anwendungen im Umfeld der Gewässer ist beizubehalten.

Windrichtung

Eine Gleichverteilung der Windrichtungen soll bei der Modellierung eingehen, da eine Differenzierung anhand von Messdaten derzeit nicht möglich ist. Auch bei zukünftiger Berücksichtigung einer Verteilung der Windrichtung ist darauf zu achten, dass die bodennahen Luftbewegungen von geländeklimatischen Faktoren beeinflusst werden und daher nur sehr ungenau aus regionalen Klimadaten abgeleitet werden können.

Marktdurchdringung

Eine Anwendung auf allen Flächen wird angenommen. Eine Festsetzung der Verteilung ist nicht möglich, da die Zulassung eine gleichzeitige Anwendung erlaubt.

Verdünnung

Der Verdünnungsfaktor sollte in die Modellierung eingehen, ist jedoch nicht ohne weitere Untersuchungen festzulegen. Eine Annahme der Verdünnung von 1:10 führt zu einer deutlichen Unterschätzung der Exposition. Die Nichtberücksichtigung führt zu einer Überschätzung. Der Verdünnungsfaktor sollte jedoch nur berücksichtigt werden, wenn gleichzeitig andere Faktoren, insbesondere eine realistische Breite Tiefe Verteilung, ebenfalls eingeführt werden.

Gewässermorphologie

Die derzeitige deterministische Annahme eines Breite – Tiefe Verhältnisses von 3,33 : 1 ist wahrscheinlich nicht realistisch. Gerade kleine Fließgewässer in Agrarlandschaften können deutlich flachere Verhältnisse aufweisen, haben jedoch Wasseraustausch. Die Gruppe hat deswegen hier dringenden Forschungsbedarf aufgezeigt. Es wurde empfohlen konservative Breiten-Tiefen-Verhältnisse für kleine Fließgewässer unter 1 Meter Breite in das Verfahren einzuführen. Für Gewässer mit bis zu 1 m Breite wurde nach weiterer Diskussion im Plenum empfohlen, zum momentanen Zeitpunkt das regulatorische Standardgewässer beizubehalten. Die Berücksichtigung von Gewässermorphologie und Verdünnung kann zu einem späteren Zeitpunkt erfolgen, wenn ausreichende Datenbasis vorhanden ist.

Saisonale Aspekte

Saisonale Unterschiede bezüglich der Hydrologie (sommerliches Niedrigwasser) sollten bei einer eventuellen Kartierung der Breite-Tiefe-Verhältnisse berücksichtigt werden. Bei der driftmindernden Vegetation sind in den Drifteckwerten bereits zwei jahreszeitabhängige Stadien berücksichtigt. Hier könnten jahreszeitliche Aspekte in Form von zusätzlichen Belaubungsstadien (Vorschlag IVA: drei Stadien) in das Model miteinbezogen werden.

Vorgeschlagene Modelle von IVA und BBA

Kritik: Vergleichbarkeit der beiden Modelle ist nicht gegeben, da sie für unterschiedliche Kulturen in verschiedenen Regionen durchgeführt wurden. Einfache Modellierungen, die ausschließlich die Abstände als einzigen georeferenzierten Faktor berücksichtigen, sind nicht vorhanden.

Perzentile

- lokale Verteilung am Gewässersegment

Ein noch festzulegendes Perzentil der Verteilungskurven eines jeden Gewässersegmentes sollte in die Häufigkeitsverteilung im Landschaftsmaßstab eingehen.

- Verteilung im Landschaftsmaßstab

In den Verteilungskurven muss das Perzentil anhand des ERC abgeleitet werden, um Hot Spots definieren zu können.

Auftrag an IVA und BBA: Zur Beurteilung der Länge der potenziellen Hot Spots sollten die Modelle anhand von festen Perzentilen und unter Berücksichtigung der ERC Überschreitungen ohne Berücksichtigung der Verdünnung (BBA) und Vegetation (IVA) durchgeführt werden.

Offene Punkte zum methodischen Vorgehen

Die Gewässermorphologie, insbesondere das Breite-Tiefe Verhältnis der kleinen Gewässer muss mit Feldkartierungen erhoben und in das Model integriert werden.

Die Perzentile für den Übergang von der Segmentebene auf den Landschaftsmaßstab müssen festgesetzt werden.

Die ATKIS Daten müssen mit dokumentierten Ergebnissen auf Fehler untersucht werden, die für das Model relevant sind.

Kleine nicht linienförmige Stehgewässer müssen, soweit sie nicht in ATKIS dargestellt sind, digitalisiert und in den Datensatz integriert werden.

Weitere vorhandene und noch zu erstellende Geodaten müssen darauf untersucht werden, ob es möglich ist, sie in den ATKIS Datensatz zu integrieren. Hier sollten vor allem Daten berücksichtigt werden, die eine realistischere Darstellung der Abstandsbeziehungen und der driftmindernden Vegetation liefern (z. B. HR Daten von IVA).

„Umsetzung der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung in den Vollzug des PflSchG – Pilotphase – Dauerkulturen“

Ort: Umweltbundesamt, Dessau

Diskussionsgruppe C: Hot Spots und Wiederbesiedlung/-erholung, fachlich-wissenschaftlicher Hintergrund

Dienstag 23.01.2007: Diskussion in Gruppe C

Teilnehmer:

Chair: M. Liess (UFZ Leipzig)

Protokoll: S. Stehle (Universität Koblenz-Landau)

J. Wogram (UBA)

D. Hering (Universität Duisburg-Essen) (bis ca. 14.30 Uhr anwesend)

F. Heimbach (Bayer)

R. Spatz (Syngenta)

T. Preuß (RWTH Aachen)

J. Schmidt (UBA)

C. Pickl (UBA) (kurzzeitig anwesend)

Mittwoch 24.02.2007: Diskussion im Plenum

Ergebnisse der Diskussionen in Gruppe C und im Plenum:

Die folgenden Ausführungen fassen die Ergebnisse und Beschlüsse der Gruppendiskussion ergänzt durch die Resultate der im Plenum fortgeführten Diskussion zusammen. Diese Ergebnisse wurden mit den Chairs der jeweiligen Gruppen daraufhin abgestimmt, dass sie die Diskussionen in der jeweiligen Gruppe und im Plenum inhaltlich wiedergeben. Die wesentlichen Ergebnisse des Workshops wurden im Nachgang vom Projektnehmer im F&E Vorhaben in den vorliegenden Endbericht eingearbeitet.

Hot-Spot-Definition und -Kriterien:

Fachliche Vertretbarkeit des in den Abb. 1.1 und 4.1 dargestellten Verfahrens

Das in den Abbildungen 1.1 und 4.1 im Diskussionspapier dargestellte Verfahren der Hot-Spot-Identifikation und –Analyse wurde generell angenommen.

Die Zulassungsfähigkeit von Produkten, die nach dem derzeit gültigen deterministischen Verfahren mit den üblichen Anwendungsaufgaben zulassungsfähig sind, muss im neuen Konzept erhalten bleiben

Das Schutzziel für alle Gewässer muss im Verfahren der probabilistischen Risikobewertung beibehalten werden.

Das derzeit gültige Schutzniveau muss bei der Berechnung lokaler PEC-Werte im probabilistischen Ansatz erhalten bleiben.

Die Hot-Spot-Bestimmung soll anhand von nach dem deterministischen Verfahren gerade noch zulässigen, realistic worst-case (bezogen auf die zur Bestimmung der Hot-Spot-Kriterien verwendeten ecological traits)

Modellsubstanzen (Dummy-Substanz) stellvertretend durchgeführt werden und damit die Lokalisation aller möglichen Hot-Spot-Stellen erfolgen.

Die Hot-Spot-Stellen sind in der Landschaft substanzunabhängig verortet, die Hot-Spot-Identifikation erfolgt damit zulassungs- und produktunabhängig. Im Rahmen der Zulassungsverfahren ist jedoch eine wirkstoffbezogene, verfeinerte Risikobewertung möglich (z.B. Bestimmen der tatsächlichen Dosis-Wirkungsbeziehung eines Wirkstoffes).

Wissenschaftliche Akzeptanz der drei vorgeschlagenen Hot-Spot-Kriterien und Entwicklung einer fachlich abgesicherten Hot-Spot-Definition

Es herrscht Konsens, dass die Definition von Hot Spots auf Basis der drei vorgeschlagenen Kriterien sinnvoll ist.

Hot-Spot-Kriterien:

Die drei Hot-Spot-Kriterien werden über ecological traits hergeleitet (z.B. Sensitivität, Wanderungsfähigkeit, Generationszeit).

(1) Räumliches Ausmaß der Belastung (räumliche Aggregation):

Räumliches Ausmaß der Belastung wird nicht auf die Populationsausdehnung einzelner Arten, sondern auf die räumliche Ausdehnung von ökologischen Gruppen bezogen;

Arbeitsauftrag: Bestimmung der Populationsausdehnungen verschiedener ökologischer Gruppen

(2) Bestimmung der tolerierbaren Effekthöhe

Arbeitsauftrag: Kritische Effekthöhe für Populationen jeder Gruppe anhand realistic worst case traits bestimmen (z.B. Daphnien dürfen mehr reduziert werden als einjährige Arten; Verweis auf ELINK workshops)

(3) Klassifizierung der Belastungshöhe:

Ableitung über die Dosis-Wirkungsbeziehungen für jede Gruppe mit der entsprechenden räumlichen Ausdehnung;

Arbeitsauftrag: Bestimmen der Steilheit trait-bezogener Dosis-Wirkungsbeziehungen von realistic worst-case Modellsubstanzen (Ableitung aus Labor und Mesokosmen, bzw. Literatur).

Weitere Vorschläge: Anhand der realen Verteilung / Ausbreitung der Arten in der Landschaft die PSM-Exposition bewerten (evtl. LAWA-Karten).

Die Prinzipien der Wasserrahmenrichtlinie könnten in das angestrebte Verfahren integriert werden.

Ein effektives chemisches Monitoringprogramm zur Überprüfung der Exposition an ausgeählten Standorten sollte angestrebt werden.

Ist die Betonung der ökologischen Prozesse bzw. der Effektbewertung in der Herleitung der Hot-Spot-Definition letztendlich zielführend?

In wie weit besteht die Gefahr einer Überschneidung (und daraus folgend einer Redundanz) der Effektbewertung im Rahmen der probabilistischen Risikobewertung mit der Effektbewertung im Rahmen der ERC-Bestimmung?

Konsens, dass eine ökologische Ableitung der Hot-Spot-Kriterien zielführend und sinnvoll ist.

Es herrscht Einigkeit in Gruppe C, dass Wiederbesiedlungs- und Wiedererholungsprozesse im Rahmen der Hot-Spot-Kriterien in das Verfahren der probabilistischen Risikobewertung implementiert werden müssen, da diese Prozesse im Landschaftsmaßstab stattfinden, und in diesem Umfang nicht im Rahmen der ERC-Bestimmung einbezogen wurden. Eine Redundanz der Bewertung von Wiederbesiedlungs- bzw. Wiedererholungsprozessen in der probabilistischen Expositionsabschätzung und im Rahmen der ERC-Bestimmung ist jedoch zwingend zu vermeiden.

Wie kann eine Hot-Spot-Definition für isolierte Kleingewässer und stehende Gewässer im Allgemeinen erfolgen?

Beschluss, dass isolierte Kleingewässer und stehende Gewässer berücksichtigt werden müssen und nicht durch eine zu grobe Auflösung im GIS verloren gehen dürfen; falls die Erfassung im GIS nicht möglich ist, müssen diese Gewässer auf andere Art und Weise erfasst werden.

Bei sehr kleinen Gewässern (Gewässergröße < Populationsgröße) ist die gesamte Gewässergröße für die räumliche Ausdehnung einer Population anzunehmen.

Für die Analyse von Wiederbesiedlungsprozessen ist die Betrachtung der Nachbarschaft zu anderen Gewässern sinnvoll.

Offene Punkte zum methodischen Vorgehen

Ist die georeferenzierte probabilistische Expositionsanalyse ohne die Betrachtung des Transports und Verbleibs der Wirkstoffe im Gewässer in einem dynamischen Fate-Modell realistisch und ausreichend protektiv?

Konsens, dass Transportvorgänge berücksichtigt werden müssen (z.B. Modellierung).

Vorschlag: Fate-Modellierungen erst ab einer gewissen Höhe der ERC-Überschreitung in einem Segment durchführen, da erst dann eine Verlagerung der hohen PSM-Fracht in unterhalb liegende Segmente relevant wird. Falls kein Fate-Modell implementiert wird, könnte dieser Punkt durch die Beschränkung auf eine maximale ERC-Überschreitungshöhe in einem Segment ausgeglichen werden.

Diskussion im Plenum: Da der Faktor „Verdünnung“ (eigentlich „Verkürzung der Verweildauer“) im Verfahren der probabilistischen Risikobewertung nicht in die Expositionsrechnung mit einbezogen wird, und daraus resultierend eine Überschätzung des Risiko angenommen werden kann, sollte als Ausgleich die Abbildung der Verlagerung von PSM-Frachten in stromabwärts liegende Segmente in einem Fate-Modell ebenfalls nicht in die Risikobewertung einbezogen werden (Unterschätzung des zu erwartenden Risikos).

Auf welche Art und Weise können komplexe PSM-Anwendungsmuster aus ökotoxikologischer Sicht (Verschneidung der Expositionsbewertung verschiedener Wirkstoffe) in einem georeferenzierten probabilistischen Verfahren berücksichtigt werden? Welche Konsequenzen hat eine Negierung dieses Aspektes für die Protektivität des Verfahrens?

Konsens, dass komplexe PSM-Anwendungsmuster berücksichtigt werden müssen; benötigt werden weitere Informationen zu tatsächlichen Anwendungsdaten und typischen Anwendungsszenarien.

Möglichkeiten der Berücksichtigung:

Modelle / Sicherheitsfaktoren im Rahmen der Effektbewertung (ERC-Bestimmung)

„Umsetzung der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung in den Vollzug des PflSchG – Pilotphase – Dauerkulturen“

Ort: Umweltbundesamt, Dessau

**Diskussionsgruppe D: Hot Spots, Wiederbesiedlung/-erholung und Risiko-
management, technischer Hintergrund (praktische Umsetzung im GIS)**

Dienstag 23.01.2007: Diskussion in Gruppe D

Teilnehmer:

Chair: U. Hommen (FhG)

Protokoll: K. Zenker (Uni Koblenz-Landau)

S. Matezki (UBA)

A.W. Klein (UBA)

P. Dohmen (BASF)

M. Streloke (BVL)

F. Dechet (IVA)

V. Mohaupt (UBA)

H. Beer (UBA)

Lacker (UBA)

M. Trapp (AgroScience)

Mittwoch 24.02.2007: Diskussion im Plenum

Ergebnisse der Diskussionen in Gruppe D und im Plenum:

Die folgenden Ausführungen fassen die Ergebnisse und Beschlüsse der Gruppendiskussion ergänzt durch die Resultate der im Plenum fortgeführten Diskussion zusammen. Diese Ergebnisse wurden mit den Chairs der jeweiligen Gruppen daraufhin abgestimmt, dass sie die Diskussionen in der jeweiligen Gruppe und im Plenum inhaltlich wiedergeben. Die wesentlichen Ergebnisse des Workshops wurden im Nachgang vom Projektnehmer im F&E Vorhaben in den vorliegenden Endbericht eingearbeitet.

Risikobewertung – Das Verfahren

Übergeordnete Ziele

Die probabilistische georeferenzierte Risikobewertung soll zu einer Vereinfachung anwendungsbezogener Auflagen führen. Dabei soll das Verfahren möglichst lange produktunspezifisch („generisch“) durchgeführt werden können. Des Weiteren ist darauf zu achten, dass das neue Verfahren nicht zum Verbot von PSM führt, die derzeit bereits auf dem Markt zugelassen sind.

Ablauf der initialen Erfassung der Hot Spots (HS) in Anlehnung an ein reales worst-case-Produkt

Generell bedeutet das Verfahren eine Verschiebung der Maßnahmen von Deutschlandebene (z.B. allgemeine Abstandsauflagen) auf die lokale Ebene (in Form von HS-Maßnahmen).

Schritt 1: Erfassung potenziell belasteter Segmente (Expositionsanalyse Teil 1)

Das Ziel des ersten Schrittes ist die Identifikation von potenziell belasteten Segmenten.

Mit Hilfe der Analyse verschiedener Faktoren in ATKIS (z.B. der Abstand zwischen Feld und Gewässer) werden die potenziell belasteten Segmente mit $PEC > ERC$ erfasst. Für die Berechnung wird unabhängig vom Wirkungsmechanismus ein realistisches worst-case-Produkt gewählt. Ggf. kann das Erreichen eines Perzentils auf Segmentebene (z.B. 90%il) durch die bundesweite Auflage eines Abstands (in Stufen) erfolgen.

Schritt 2: Räumliche Aggregation von belasteten Abschnitten zur Identifikation von tatsächlichen HS (Effektanalyse Teil 1)

Es wurde in Gruppe D eine verfeinerte Expositionsanalyse als Schritt 2 (im Verfahren vor der räumlichen Aggregation) diskutiert. Im Plenum wurde sich jedoch geeinigt, dass ebenfalls auch die Reihenfolge, wie im Diskussionspapier zum workshop vorgeschlagen beibehalten werden könnte. Die Substanzunabhängigkeit der Bewertung sollte jedoch sichergestellt sein.

Der Schritt 2 des Verfahrens hat zum Ziel, potentielle Hot Spots zu identifizieren, indem die Verteilung der belasteten Abschnitte im Raum untersucht wird.

In der Gruppe D konnte keine abschließende Antwort zur Definition und Ausdehnung von Hot Spots gefunden werden. Es wird empfohlen, diesen Arbeitsschritt weitgehend produktunabhängig durchzuführen.

Ein Weg zur Lösung des Problems könnte das generische Analysieren von ökologischen Eigenschaften (Traits) vergleichbarer Tiergruppen darstellen.

In der Diskussion wurden verschiedene Methoden zur Datengewinnung skizziert:

- Erstellen einer empirische Datenbasis aus bestehenden Freiland-Monitoring-Studien, z.B. Fraunhofer-Studie im Alten Land
- Modellierungsansätze
- ggf. ein Monitoring durchführen zur Schaffung von Daten
- WRRL-Daten auswerten, obwohl diese nur für größere Gewässer vorliegen

Schritt 3: Verfeinerte Analyse (Expositionsanalyse Teil 2)

Im Schritt 3 soll die Anzahl der vorher identifizierten potentiellen Hot Spots auf das realistische Maß reduziert werden, indem eine verfeinerte Expositionsanalyse durchgeführt wird. Hier können weitere expositionsreduzierende Faktoren berücksichtigt werden, für die auf Bundesebene in ATKIS keine ausreichenden Daten vorliegen. Auch dieser Arbeitsschritt ist als relativ aufwändig einzustufen, was sich jedoch durch seine einmalige produktunspezifische Durchführung relativiert.

Weitere Daten zur Abschätzung der Exposition können aus hochauflösenden Luftbildern, Gewässerstrukturgütekartierungen oder Freiland-Begehung gewonnen werden. Auf diese Weise kann der Abstand zwischen Feld und Gewässer sowie der Gewässertyp (Schutzziele nach rechtlicher Definition von „Gewässer“, siehe unten) ggf. korrigiert werden. Weitere Faktoren (s. Ergebnisse der Gruppe A und B) können einbezogen werden.

Die Gewinnung der entsprechenden lokalen Daten könnte durch ein Rückmeldeprogramm aus den einzelnen Gemeinden erreicht werden.

Schritt 4: Einbeziehung der Wiederbesiedlung (Effektanalyse Teil 2)

Zum Abschluss des Verfahrens soll gewährleistet sein, dass auch stark belastete Abschnitte eines Gewässers in ökologisch relevanter Zeit wiederbesiedelt werden können. In welcher Weise oberhalb gelegene unbelastete Abschnitte oder unbelastete Gewässernebenarme erfasst werden können, wurde noch nicht entschieden. Stattdessen wurde hier weiterer Forschungs- bzw. Recherchebedarf festgestellt.

In diesem Schritt sind wahrscheinlich substanzspezifische Daten notwendig (Fate, Dosis-Wirkungs-Kurven), um abschätzen zu können, ab wann eine Belastung so weit abgesunken ist, dass eine Wiederbesiedlung erfolgen kann. Nach Beendigung dieses Arbeitsschrittes sind die potentiellen Hot Spots bekannt und lokalisierbar. Im Anschluss können Managementmaßnahmen festgelegt und umgesetzt werden (Maßnahmen siehe unten).

Technische Umsetzung des Verfahrens in GIS

Grundsätzlich sind die verschiedenen Methoden und Modelle, die zur Umsetzung der probabilistischen georeferenzierten Risikobewertung angedacht sind, technisch in GIS umsetzbar. Beispielhaft wurde hier das Flying-Window-Verfahren angesprochen, bei dem das Verschieben eines Bildausschnitts zur Erfassung räumlicher Aggregationen belasteter Segmente wahrscheinlich nicht zu technischen Schwierigkeiten führen wird.

Zur Frage der Darstellung der Fließrichtung von Fließgewässern in ATKIS wurde festgestellt, dass es unter Einbeziehung eines Höhenmodells machbar wäre, die Fließrichtung zu bestimmen. Dabei würde die Höhe zweier Gewässerpunkte miteinander verglichen und die Fließrichtung daraus abgeleitet. Dieses Verfahren würde die Implementierung eines dynamischen Fate-Modells ermöglichen.

In ATKIS sind Fließgewässer als einfache Linien dargestellt. Deshalb sind Vernetzungen im Gewässersystem nicht unmittelbar erfassbar.

Die durch hochauflösende Luftbilder verbesserten ATKIS-Daten können einem Konsens im Plenum zufolge, bereits im ersten HS-Identifikationsschritt (Erfassung der Stellen mit $PEC > ERC$) eingesetzt werden.

Verbleib (Fate) von PSM

In der Gruppe D und anschließend im Plenum wurde die Notwendigkeit der Implementierung eines „Verdünnungsfaktors“ besprochen. Es wurde dafür plädiert, einen solchen Faktor genereller als Minderungsfaktor zu verstehen, bei dem Verdünnung einen Teilaspekt darstellt (s.u.). Einerseits ist die Einbeziehung eines Faktors, welcher eine zeitliche Komponente aufweist mit dem oben angedachten Verfahren nicht konsistent. Dort wird mit der Annahme der Gleichzeitigkeit der Applikation jeder andere Zeitparameter unnötig. Andererseits wäre eine Kompensation der stark konservativen Annahme angebracht, dass die zur Bestimmung der ERC zugrunde gelegten Expositionsszenarien (z.B. Tier1–Laborstudien wie 48 Stunden Dauerexposition von Daphnien) in der Natur praktisch nie anzutreffen sind. Der Eintrag von PSM durch Spraydrift führt stattdessen zu sehr kurzen und starken Konzentrationsspitzen.

Gruppe D schlägt daher die Einrechnung eines geringen PEC-Minderungsfaktors vor. Gruppe C erachtet diesen Faktor dagegen nicht für notwendig und argumentiert, dass angesichts der Tatsache, dass eine Verdünnung oft mit bereits belastetem Wasser erfolgt und damit nicht zu einer relevanten Absenkung der Konzentration des PSM führt, sowie die Negierung des Effekts auf flussabwärts gelegene Gewässersegment durch persistente Wirkstoffe, kein Verdünnungsfaktor gerechtfertigt wäre. In dieser Frage besteht weiterer Einigungsbedarf.

Weitere Diskussionspunkte

Komplexität des Verfahrens

Angesprochen wurde das Problem, das der Hot-Spot-Identifikationsprozess hinsichtlich seiner Komplexität handhabbar und anwendbar sein muss.

Diskussion zum Problem episodisch wasserführender Gewässer am Beispiel der Norddeutschen Tiefebene und des Weinbaugebietes an der Mosel

Kurz angerissen wurde die Frage der ökologischen Bewertung von Abflusskanälen im Vergleich zu „echten“ Gewässern. Beschrieben wurden die langsam fließenden, künstlich angelegten Drainagegräben in der Norddeutschen Tiefebene, welche häufig nur minimale Gewässerrandstreifen aufweisen. Der Vorschlag wurde gemacht, solche Gräben nicht mit natürlichen Bächen gleichzusetzen. Gleiche Untergliederung sollte auch für die nur episodisch wasserführenden Betonrinnen z.B. im Steillagen-Weinbau an der Mosel gelten. Im Rahmen dieser Diskussion konnte keine Schutzzieldefinition formuliert werden.

Anmerkung: Die Schutzzielformulierungen des Wasserhaushaltsgesetz gilt nach §1 WHG nur für folgendes oberirdisches Wasser: „... das ständig oder zeitweilig in Betten fließende oder stehende oder aus Quellen wild abfließende Wasser“. Genauere Definitionen lassen sich aus den Wassergesetzgebungen der einzelnen Bundesländer ableiten.

Da die ATKIS-Daten von den Bundesländern zusammengestellt werden, ist davon auszugehen, dass nur tatsächliche, juristische Gewässer erfasst sind. Die Kontrolle dieses Sachverhaltes wäre jedoch ein weiterer sinnvoller Arbeitsschritt in der verfeinerten Expositionsanalyse.

PSM-Applikationen im Forstbereich

Die Applikation von PSM im Wald (z.B. Insektizide in Schonungen) erfolgt häufig mit Hubschraubern, was eine PEC-Berechnung stark erschwert. Solche Applikationen sind jedoch extra genehmigungspflichtig, werden somit individuell betrachtet und sind hier nicht relevant.

Hot-Spot-Maßnahmen**Tabelle 6.2: Übersicht über die Maßnahmen**

	Zeit- rahmen	Effizienz	Umsetz- barkeit	Kosten	Akzeptanz	Kontrol- lierbarkeit	Verant- wortlich- keit
Landschaftsbezogene Maßnahmen							
Verbreiterung der Uferstreifen	schnell	mittel	schwierig		hoch	leicht	offen
<ul style="list-style-type: none"> - konkret: Erhöhung des Abstands zwischen Kultur und Gewässer - umfasst keine spezielle Bepflanzung, Wirkung allein durch den Abstand 							
Optimierung der Bepflanzung der Uferstreifen		hoch	schwierig		hoch	leicht	offen
<ul style="list-style-type: none"> - gezielte Anpflanzung von driftreduzierenden Arten (schnell wachsend, dicht) - Eingriff in die lokale Situation (Beschattung) - ehemalige landwirtschaftliche Flächen können später kein Schutzgut werden (keine Probleme mit terrestrischen Schutzzielen) - Vorschrift (Auflagen im Alten Land): Randvegetation muss höher sein als die Kultur 							
Optimierung der Pflege der Ufervegetation	schnell	hoch	leicht	gering	?		
<ul style="list-style-type: none"> - z.B. Grasmahd-Zeitpunkt relativ zu Applikationszeiten 							
Optimierung der Reihenanzordnung		mittel	leicht	keine	hoch	leicht	Landwirt
<ul style="list-style-type: none"> - Problem: Erosion und Runoff - evtl. eine Möglichkeit im Obstbau in Norddeutschland (im Rahmen der regelmäßig notwendigen Neuanpflanzungen) 							
Umstrukturierung von Regenrückhaltebecken							
<ul style="list-style-type: none"> - speziell im Weinbaugebiet - Problem: Definition oberhalb liegender Gewässerabschnitte als „Zuleitungen mit höherer Belastung“ → Diskussion: Schutzgut - Möglichkeiten zur Reinigung in artificial wetlands 							
Verbesserung des Potentials zur Wiederbesiedlung und -erholung							
Gewässerumbau am Hot Spot							
<ul style="list-style-type: none"> - zur Verbesserung der Wiedererholung durch Erhöhung der Strukturvielfalt des Gewässers am Hot Spot - geringer Flächenbedarf - verringert die Fließgeschwindigkeit → Problem bei Gräben, die entwässern sollen (Obstbau: Wurzelfäule) 							
Gewässerneuanlage		unklar	schwierig		?	leicht	offen
<ul style="list-style-type: none"> - Schaffung von Refugien für Wiederbesiedlung durch Gewässerneuanlage - künstliche Gräbenstiche z.B. in angrenzenden Waldgebieten 							
Anwendungsbezogene Maßnahmen							
Technische Driftminimierung		hoch	leicht	klein	hoch	gering	
Abstandsauflagen		hoch	leicht	klein	gering	gering	
Anwendung nur bei Windstille bzw. Wind vom Gewässer weg		hoch	schwierig	gering	gering	kaum	
Anwendungsverbot in Hot-Spot-Abschnitten		hoch	leicht	gering	gering	kaum	

Gewichtung zwischen landschafts- und anwendungsbezogenen Maßnahmen

Landschaftsbezogene Maßnahmen sollten primär umgesetzt werden. Anwendungsbezogenes Management (zusätzlich) zu bundesweiten Bestimmungen sollten nicht notwendig sein (geringe Akzeptanz, kaum Kontrollierbarkeit in der Praxis) und nur in der Übergangszeit bis zur Wirksamwerdung der landschaftsbezogenen Auflagen eingesetzt werden.

Umsetzung der Maßnahmen

Eine Verringerung der Abstandsaufgaben kann erst nach einer erfolgreichen Umsetzung der Managementmaßnahmen erfolgen. Lokal soll die Umsetzung voraussichtlich nach Gemeinden erfolgen. Dabei kann dem Vorbild des terrestrischen Kleinstrukturenverzeichnis (Vorgabe eines Soll-Anteils von Ackerrandbiotopen und Vergleich mit dem tatsächlich vorhandenen Anteil, dann ggf. Pflicht zur Erschaffung weiterer Biotope) gefolgt werden. Insgesamt soll die Umsetzung der Maßnahmen als Kooperation zwischen Pflanzenschutzverbänden, Anbauverbänden, Behörden, Industrie, Gemeinden und Landwirten gestaltet werden.

Die Maßnahmen müssen in Ausbaustufen nach Prioritäten realisiert werden (zuerst Stellen mit hohen erwarteten Drifteinträgen, d.h. schmale Uferrandstreifen, wenig Vegetation). Auflagen wie z.B. die Optimierung der Reihenanzordnung sollten bei Neuanpflanzungen umgesetzt werden, die in Raumkulturen ca. alle 10-15 Jahre regulär nötig sind. Nach einem Vorschlag des UBA sollten Stilllegungsflächen an den Gewässerrand verlegt werden. Es wird zu bedenken gegeben, dass beispielsweise Brachlegungen nur dann förderbar sind, wenn sie nicht juristisch vorgeschrieben wurden.

Kontrolle der Umsetzung der Maßnahmen

Als Kontrollorgan sollten die Pflanzenschutzdienste der Länder dienen, da die Gemeindeverwaltungen oft aus persönlich betroffenen Landwirten bestehen und so die Aufgabe der Kontrolle über die Umsetzung der Maßnahmen und die Verantwortung hierüber schlecht übernehmen können.

Grundsätzlich wurde festgestellt, dass die Überprüfung der Realisierung der landschaftsbezogenen Maßnahmen wesentlich leichter umgesetzt werden kann als die von anwendungsbezogenen Maßnahmen.

Kommunikation mit direkt Betroffenen und der Öffentlichkeit

In der Gruppe D konnte noch keine Einigung bezüglich der Frage erzielt werden, wie die Notwendigkeit von Maßnahmen an einzelnen Gewässerabschnitten kommuniziert werden kann, ohne dass sich dabei die betroffenen Gemeinden öffentlich diskriminiert fühlen könnten.

Die Kommunikation eines positiven Endsignals an die betroffenen Landwirte und die Öffentlichkeit im Allgemeinen wird im Plenum als sehr bedeutsam angesehen. Sie führe zu einer Erhöhung der Akzeptanz, weil sie die Landwirte als aktive Partner in den Prozess einbindet. Auch die Kommunikation von positiven Nebeneffekten durch die Maßnahmen (z.B. dezentraler Hochwasserschutz, Aufwertung der Landschaft) wird als wichtig erachtet.

7 Glossar

Das bereits bestehende Glossar des F&E-Vorhabens ‚Gewässerferne Gebiete‘ wurde im Folgenden überarbeitet und ergänzt. Verweise auf andere Glossartermini sind mit => gekennzeichnet.

Abdrift, Abtrift	Vorgang des an Luftbewegungen (Wind) gebundenen Transports von Pflanzenschutzmitteln während der Applikation in Nichtzielökosysteme.
Abstraktes Expositionsszenario	Bei einem abstrakten Szenario werden keine konkreten Gebiete untersucht. Vielmehr gehen die alle Faktoren in Form von Verteilungsfunktionen in die Expositionsabschätzung ein.
ATKIS	ATKIS steht als Akronym für das Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem, das zum Zwecke der digitalen Führung der Ergebnisse der topographischen Landesaufnahme und der amtlichen topographischen Karten auf Empfehlung der Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV) von den Landesvermessungsämtern und dem Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) seit 1990 aufgebaut wird.
ATKIS-Objekte	Elemente der realen Landschaft werden als Objekte im ATKIS-DLM (DLM = Digitales Landschaftsmodell) (oft auch Basis-DLM genannt) nach einem sehr detaillierten Objektartenkatalog (ATKIS-OK) modelliert und erfasst.
Aufragende Ufervegetation	Unter aufragender Ufervegetation wird Vegetation verstanden, die als driftmindernde, vertikale Barriere für den Eintrag von PSM in Gewässer durch => Abdrift fungieren kann (=> Faktor).
Datei-basierte Datenhaltung	Bei der Datei-basierten (oder File-basierten) Datenhaltung werden Geodaten und Sachdaten durch das Betriebssystem als Dateisystem in Verzeichnissen mit Dateien verwaltet.
Differential Global Positioning System (DGPS)	Bezeichnung für Verfahren, die durch das Ausstrahlen von Korrekturinformationen die Genauigkeit der Navigation mittels GPS erhöhen können.
Digitale Landschaftsmodelle	Digitale Landschaftsmodelle beschreiben die topographischen Objekte der Landschaft und das Relief der Erdoberfläche im Vektorformat.
Drift (Organismische Drift)	Der aktive oder passive Vorgang der Verdriftung von Organismen aus unbelasteten höher gelegenen oder seitlich einmündenden Abschnitten eines fließenden Gewässers mit der fließenden Welle kann zur Etablierung einer neuen Population in einem durch PSM gestörten Gewässerabschnitt führen.
Ecological trait	Ökologische Charakterisierung einer Art, z.B. Sensitivität, Generationszeit, Wanderungsfähigkeit, Schlupfzeitpunkt.
Emerse Vegetation	Dieser => Faktor umfasst jegliche Vegetation, die sich über der Wasseroberfläche befindet und somit potentiell PSM-Einträge über Driftdeposition nach => Abdrift abschirmen könnte. Hierzu können zum einen die emersen Teile von Wasserpflanzen (z.B. Schilf), aber auch Ufervegetation zählen, die sich über die Wasseroberfläche erstreckt (z.B. Brombeeren).
environmental relevant concentration (ERC)	Die umweltrelevante Konzentration oder ERC (engl.: environmental relevant concentration) ist die Konzentration eines PSM (Wirkstoffs, Formulierung und relevanter Metaboliten), bei der die Möglichkeit eines bestimmbareren Effekts auf ein ökologisches Charakteristikum eines exponierten Systems besteht (Holland 1996, US-EPA 1992). Die Konzentration bezieht sich auf den kleinsten, aus den auf der Grundlage

der Anhänge II und III der Richtlinie 91/414/EWG vorgelegten Prüfungen abgeleiteten Toxizitätswert für den im Rahmen der jeweiligen Risikobewertung relevanten Endpunkt. Hierbei sind neben der im Anhang VI der RL 91/414/EWG vorgesehenen Art von Toxizitätswerten auch die dort vorgegebenen Sicherheitsfaktoren zu berücksichtigen (Bundesministerium für Umwelt 2005).

Episodisch wasserführende Gewässer	Gewässer, die nur nach starken Niederschlagsereignissen Wasser führen.
Expositionsrelevanter Flächenanteil	Der expositionsrelevante Flächenanteil ist der Anteil einer Landwirtschaftsfläche, von dem aus eine potentielle Befruchtung des Gewässers durch Abdrift ausgehen kann (im Verfahren oft auch als Pufferstreifen bezeichnet). Die Möglichkeit einer Befruchtung ist bis zu 75 m (in Flächenkulturen) bzw. 150 m (in => Raumkulturen) gegeben. Zu berücksichtigen ist hierbei, dass ein breiter Pufferstreifen von z.B. 150 m eine hohe Zahl von Nullwerten erzeugt und damit die Werteverteilung der => PECl _{okal} beeinflusst.
Faktoren, expositions mindernde Faktoren	In hier betrachteten Zusammenhang alle Parameter, die die Exposition von Gewässern durch PSM nach Abdrift bei Anwendung in Raumkulturen beeinflussen: z.B. Abstand zum Gewässer, =>Auftragende Ufervegetation
Flächenkulturen	Im Rahmen der Prüfung von PSM und Pflanzenschutzgeräten wird die Unterscheidung in Flächen- und Raumkulturen vorgenommen (BBA 2002b, BBA 2002a). Spritz- und Sprühgeräte für Flächenkulturen sind Geräte, die mit einem waagrecht ausgerichteten Spritz- oder Sprühgestänge ausgestattet sind, wie sie vornehmlich im Acker- und Gemüsebau eingesetzt werden.
Gegenstrombewegung	Jegliche gerichtete Bewegung von Wasserlebewesen gegen die Strömung eines Fließgewässers (vgl. auch => Drift).
GIS (Geo-Informationssystem)	Unter einem Geo-Informationssystem versteht man die Verarbeitung und Verwaltung raumbezogener Daten (=> Geodaten) mit Hilfe der elektronischen Datenverarbeitung. Als raumbezogen können dabei solche Informationen bezeichnet werden, die sich eindeutig mit Hilfe von Koordinaten in einem Untersuchungsgebiet verorten lassen (Definition nach Lindner 1999)
Geodaten	Alle Informationen, die direkt oder indirekt einem Ort auf der Erde zugeordnet werden können. Diese Zuordnung bezeichnet man als „Georeferenzierung“ oder „Raumbezug“. Geodaten werden nach Geobasisdaten und Geofachdaten unterschieden. Als Geobasisdaten bezeichnet man topographische Grundlagendaten. Diese werden in Deutschland als neutrale staatliche Vorsorgeaufgabe durch die Landesvermessungseinrichtungen der Bundesländer und durch das BKG bereitgestellt. Alle anderen raumbezogenen Informationen aus Umwelt, Wirtschaft, Bevölkerung usw. werden als Geofachdaten betrachtet.
Georeferenzierte probabilistische Expositionsabschätzung	Eine probabilistische Risikobewertung, bei der die räumliche Variabilität der relevanten Eingangsparameter explizit berücksichtigt wird. Durch Nutzung von => GIS ist eine räumliche Zuordnung von expositionsbestimmenden Faktoren möglich, d.h. durch die räumliche Auflösung kann die Expositions- und Risikoabschätzung zusätzlich verfeinert werden. Eine weitere Verfeinerung wäre somit durch die explizite Berücksichtigung der zeitlichen Variabilität der Expositions- und Effektbedingungen möglich. Für die georeferenzierten probabilistische Risikobewertung sind die räumlichen Muster insbesondere der Expositions- aber z.T. auch der Effektbedingungen zu berücksichtigen, um z.B. die Häufung von Standorten mit hoher Wahrscheinlichkeit des Auftretens von extremen Expositionsbedingungen

zu vermeiden. Bei einer georeferenzierten probabilistischen Bewertung ist die Vertretbarkeit zu erartender Auswirkungen anhand definierter Akzeptabilitätskriterien festzulegen, die sowohl das Ausmaß von Effekten in Bezug auf das Schutzgut sowie die Häufigkeit des mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit erwarteten Auftretens solcher Effekte in der Landschaft umfassen. Die Grundannahmen für die probabilistische Risikobewertung sind derart festzulegen, dass bei Definition von Akzeptabilitätskriterien nicht mit nachteiligen Auswirkungen auf den Naturhaushalt zu rechnen ist. Bei der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung ist an solchen Orten, an denen das Auftreten von Effekten nicht mit ausreichend hoher Sicherheit ausgeschlossen werden kann (=> Hot spots), eine Unterschreitung des gesetzlich geforderten Schutzniveaus durch geeignete => Risikomanagementmaßnahmen auszuschließen (Umweltbundesamt 2006b).

Georeferenzierter Faktor	=> Faktor, dessen Ausprägung einem Objekt in der Landschaft eindeutig zugeordnet werden kann, welcher also digital z.B. im => GIS darstellbar ist.
Gewässerabschnitt	Ein aus mehreren => Gewässersegmenten bestehender Abschnitt eines Gewässers mit linienförmigem Verlauf.
Gewässerferne Landwirtschaftsflächen	Als gewässerferne Landwirtschaftsflächen werden hier solche Landwirtschaftsflächen bezeichnet, auf denen Maßnahmen des chemischen Pflanzenschutzes zu keiner Beeinträchtigung für umliegende Gewässer durch => Abdrift führen. Für Flächenkulturen (bei Bodenapplikation) kann ab Entfernungen von 75 m davon ausgegangen werden, dass keine Gefahr einer Gewässerkontamination mit möglichen unerwünschten ökotoxikologischen Effekten besteht. Für => Raumkulturen, wie Obstanlagen, Hopfengärten und im Weinbau kann, aufgrund anderer Applikationstechniken, erst bei Entfernungen ab 150 m von einer gefahrlosen Applikation aquatoxischer Mittel oder Wirkstoffe ohne abdriftmindernde Technik ausgegangen werden.
Gewässersegment	Ein Gewässersegment oder Segment stellt die kleinste Einheit eines Oberflächengewässers dar, für welche die Berechnung der lokalen PEC durchgeführt wird. Mehrere Gewässersegmente können zusammen einen => Gewässerabschnitt bilden (vgl. auch => Hot Spots).
Hot Spot	=> Gewässersegment oder => Gewässerabschnitt, in dem die im Pflanzenschutzgesetz und der EU Direktive 91/414/EEC genannten Schutzziele nicht mit ausreichend hoher Sicherheit eingehalten werden. In diesen Segmenten oder Abschnitten besteht daher ein erhöhtes Risiko des Auftretens populationsrelevanter Auswirkungen, so dass diese Gewässerbereiche spezifische, standortbezogene, aktive => Risikomanagementmaßnahmen erfordern. Ein alternativer Terminus für diese Gewässerbereiche wäre ggf. Aktiv-Maßnahmen-Areale (AMA)
Konfidenzintervall	Das Konfidenzintervall ist ein Term zur Beschreibung der Präzision der Lageschätzung eines Parameters. Es schließt einen Bereich um den geschätzten Wert des Parameters ein, der mit einer zuvor festgelegten Wahrscheinlichkeit die wahre Lage des Parameters trifft.
Landschaftsmaßstab	Im Gegensatz zur lokalen einzelnen Betrachtung eines Gewässersegments, wird im Landschaftsmaßstab die Gesamtheit aller Segmente bundesweit betrachtet.
Mehrfachbelastung von Gewässersegmenten	Ein Gewässer ist im Laufe des Jahres mehreren PSM-Belastungen ausgesetzt. Wird ein PSM beispielsweise zwei Wochen später erneut angewendet, so ist das Gewässer wiederholt der Belastung ausgesetzt.

Minderungsfaktor	In das Verfahren anstelle eines => Verdünnungsfaktors zunächst einzubringender Faktor. Aufgrund der statischen Natur des probabilistischen georeferenzierten Risikobewertungsverfahrens kann zunächst kein Verdünnungsfaktor mit zeitlicher Komponente eingebracht werden. Des Weiteren ist eine Trennung der PEC-erhöhenden Faktoren (z.B. durch Mehrfachbelastung oder Verlagerung) von den PEC-mindernden Effekten (z.B. durch Verdünnung, Adsorption) kaum möglich.
Modellsubstanz	Generische Beispielsubstanz, die zur produktunabhängigen Bestimmung aller potentiellen => Hot-Spot-Stellen im Verfahren der probabilistischen Risikobewertung eingesetzt wird. Die Beispielsubstanzen stellen, hinsichtlich der zur Definition der Hot-Spot-Kriterien verwendeten ecological traits, jeweils einen => realistic worst-case dar.
Niedrige Ufervegetation	Unter niedriger Ufervegetation versteht man Vegetation im Uferbereich, deren Oberfläche die verdrifteten PSM (=> Abdrift) abfangen (=> Faktor), die jedoch aufgrund ihrer Höhe nicht als driftmindernde Barriere (=> Auftragende Ufervegetation) fungieren kann (z.B. krautige Vegetation).
Periodisch wasserführende Gewässer	Gewässer, die periodisch regelmäßig zeitweise Wasser führen. Periodisch wasserführende Gewässer und permanente Gewässer sind durch Anwendungsbestimmungen bzw. => Risikomanagementmaßnahmen vor populationsrelevanten Effekten von PSM zu schützen.
PEC _{lokal} , X. Perzentil	X. Perzentil der aus einer Simulationsrechnung resultierenden lokalen PEC-Verteilung für ein Segment (=> Verteilungskurven).
PEC _{gesamtraum} , X. Perzentil	X. Perzentil einer Häufigkeitsverteilung aus allen lokalen PEC-Werten auf Landschaftsebene: als lokaler PEC-Wert kann ein einzelner Wert (PEC _{lokal} , X. Perzentil) oder die gesamte Verteilung eingehen (=> Verteilungskurven).
Perzentil	Das Perzentil (zu dem noch die n %-Angabe gehört, z.B. das 90%-Perzentil) bezeichnet die Stelle in einer nach Größe geordneten Reihe von Beobachtungswerten (hier die Werte der => Verteilungskurve der PEC), auf die bezogen n % aller Werte kleiner/gleich diesem Wert sind. Das 50%-Perzentil entspricht dem Median.
Probabilistische Risikobewertung	Grundlegender Unterschied dieses Ansatzes zur deterministischen Risikobewertung ist, dass die im Rahmen der Zulassung von PSM herzustellende Vertretbarkeit von möglichen Auswirkungen auf den Naturhaushalt nicht mehr anhand von Punktschätzungen, z.B. im Rahmen der => realistic-worst-case Annahmen zu einem Modellgewässer oder zur Driftrate, sondern aufgrund der Betrachtung von => Verteilungskurven zur Ausprägungswahrscheinlichkeit bestimmter Faktoren zur Exposition und zu den Effekten getroffen wird. Die probabilistische Risikobewertung ermöglicht eine quantitative Charakterisierung des Risikos unter der Berücksichtigung der Variabilität eingehender Parametern und möglicher Unsicherheiten (z.B. Modellunsicherheit, Messunsicherheiten usw.) Die deterministische Vorgehensweise gewährleistet zwar maximalen Schutz, vernachlässigt aber die Variabilität der Landschaft, in der das realistic-worst-case Szenario nur eine Anwendungssituation unter einer Vielzahl anderer abbildet. Im deterministischen Ansatz ergibt sich auch nicht die Möglichkeit der quantitativen Charakterisierung vorhandener Unsicherheiten. Bei einem => georeferenzierten probabilistischen Ansatz erfolgt die explizite Berücksichtigung der räumlichen Variabilität auf der Expositions- und ggf. auch der Effektseite in der Risikobewertung, d.h. die Risikobewertung erfolgt lokalitätsbezogen und somit im landschaftlichen Kontext.
Rasterdaten	Rasterdaten entstehen i.d.R. aus Transformations- oder Scan-Prozessen und beschreiben die geometrische Lage von Objekten als Bildinformation, wobei das Gesamtgebiet in regelmäßig angeordnete Pixel zerlegt wird.

Raumkulturen	Im Rahmen der Prüfung von PSM und Pflanzenschutzgeräten wird die Unterscheidung in Flächen- und Raumkulturen vorgenommen (BBA 2002b, BBA 2002a). Spritz- und Sprühgeräte für Raumkulturen sind Geräte, die vornehmlich im Obst-, Wein- und Hopfenbau eingesetzt werden und üblicherweise auch in Seitenrichtung orientierte und nicht nur nach unten gerichtete Düsen besitzen.
Realistic worst-case	Ein noch als realistisch eingestuftes maximales Risikoszenario.
Risikomanagementmaßnahmen	Jede Form von Maßnahmen, die zur Produktion des potentiellen von PSM ausgehenden Risikos auf Nichtzielökosysteme getroffen werden. Hierzu zählen neben eher passiven regulativen Aspekten (z.B. Abstandsauflagen) auch aktive Maßnahmen (z.B. Anpflanzen von Hecken) (=> Hot Spots)
Risikominderungsgruppe	Der Entwurf der 7. Verordnung zur Änderung pflanzenschutzrechtlicher Vorschriften sieht vor, dass mit der Zulassung eines PSM das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit im Einvernehmen mit dem Umweltbundesamt das PSM in eine ebenfalls dort festgelegt Risikominderungsgruppe einteilt (Bundesministerium für Ernährung 2006, Bundesministerium für Ernährung 2006).
Submerse Vegetation	Submerse Vegetation ist jegliche Vegetation, die sich unterhalb der Wasseroberfläche befindet. An diese können sich PSM, die bereits ins Gewässer gelangt sind binden und dort von Mikroorganismen abgebaut werden. Der => Faktor submerse Vegetation ist vermutlich negativ korreliert mit dem Verdünnungsfaktor. Je mehr submerse Makrophyten sich in einem Fließgewässer befinden, desto langsamer fließt das Gewässer und desto geringer ist auch der => Verdünnungsfaktor.
Vektordaten	Vektordaten beschreiben die geometrische Lage von topographischen Objekten mittels einzelner Punkte oder Stützpunktfolgen, die Linien und Flächen bilden. Durch Verbindung der Geometrie mit Sachattributen entstehen Objekte. Geoinformationssysteme (=> GIS) erlauben die Recherche und komplexe Auswertung dieser Informationen.
Verdünnungsfaktor	=> Faktor, um welchen die eingetragene PSM-Konzentration im Gewässer durch den Austausch des Wasserkörpers in fließenden Gewässern verdünnt wird. Der Verdünnungsfaktor, als dynamischer Faktor (vergleichbar mit dem Dispersionskoeffizienten), ist nicht zu verwechseln mit der angenommenen gleichmäßigen Verteilung von PSM, die sich aus Depositionsraten, Gewässerbite und -tiefe ergibt. (=> Minderungsfaktor)
Verfeinerte Risikobewertung	Durchgeführte Expositionsabschätzung an den identifizierten => Hot Spots auf Grundlage einer verfeinerten Analyse der im bundesweiten Verfahren berücksichtigten => Faktoren (z.B. auf Basis von hochauflösenden Luftbildern oder Freilandbegehungen), bzw. durch Einbeziehung weiterer Faktoren.
Verteilungskurven	Allgemein versteht man unter einer Verteilungskurve die graphische Darstellung der Häufigkeitsverteilung von Messwerten. Im Fall der lokalen Expositions-Verteilungskurven stellt die Kurve die Häufigkeitsverteilung der lokalen PEC-Ergebnisse (=> PEC_{lokal}) der Monte-Carlo-Simulation dar. Ein festgelegtes => Perzentil dieser Verteilungskurve geht als PEC_{lokal} des entsprechenden Gewässersegmentes in die bundesweite Expositionsabschätzung ein. Daraus resultiert die Verteilungskurve im Landschaftsmaßstab, die die Häufigkeitsverteilung der PEC-Werte aller Gewässersegmente widerspiegelt (=> $PEC_{\text{gesamtraum}}$).
Wiederbesiedlung (WB)	Durch Schadstoffe belastete Biotope mit geschädigten Zönosen können nach Abklingen der Belastung von Organismen benachbarter unbelasteter Biotope, die oftmals nicht der gleichen Population angehören, (in der Regel durch Einwanderung) wiederbesiedelt werden.

Wiedererholung (WE) Rückzugsräume oder Ruheräume im Gewässer bieten Organismen die Möglichkeit Schadstoffkontamination während einer Belastung zu vermeiden und dort zu überdauern. Lässt die Belastung nach, ist eine Wiedererholung aus der gleichen Population heraus (in der Regel durch Reproduktion) möglich.

8 Literatur

- Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV) 2003. ATKIS-Objektartenkatalog Basis DLM. http://www.atkis.de/dstinfo/dstinfo.dst_start4?dst_oar=1000&inf_sprache=deu&c1=1&dst_typ=25&dst_ver=dst&dst_land=ADV1 (21.12.06).
- Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV) 2006. Produktübersicht Basis-DLM. http://www.geodatenzentrum.de/isoinfo/Iso_Prod_Ueber.iso_ueber_produkt?prodid=1&iso_spr_id=1 (18.12.06).
- Armitage P.D., Szoszkiewicz K., Blackburn J.H., Nesbitt I. 2003. Ditch communities: a major contributor to floodplain biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems*. 13:165–185.
- Bach M. 2000. Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands. Berlin. Schmidt.
- Bach M., Frede H.G. 1997. Schutzfunktionen von Uferstreifen im Mittelgebirgsraum gegen Pflanzenschutzmittel-Einträge in Fließgewässer. *Mitteilungen der Biologischen Bundesanstalt Land Forstwirtschaft*. 330:95-107.
- Bach M., Täbing K., Frede H.G. 2004. Morphologische Charakteristika kleiner Fließgewässer - ein Beitrag zur probabilistischen Expositionsabschätzung. *Nachrichtenblatt Deutscher Pflanzenschutzdienst*. 56 (12):293-298.
- Balsari P., Marucco P. 2004. Influence of canopy parameters on spraydrift on vineyard. *Aspects of Applied Biology*. 71:157-163.
- Barnthouse L.W. 2004. Quantifying population recovery rates for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 23:500–508.
- Baughman D.S., Moore D.W., Scott G.I. 1989. A comparison and evaluation of field and laboratory toxicity tests with fenvalerate on an estuarine crustacean. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 8:417-429.
- Bergema W.F., H. R. 1994. A field bioassay for side-effects of insecticides with the larvae of *Chaoborus crystallinus* (De Geer) (Diptera: Chaoboridae). *Meded. Fac. Landbouwwet. Univ. Gent*. 59:357-367.
- Bischoff G., Stähler M., Ehlers K., Pestemer W. 2003. Chemical-biological monitoring in drainage ditches in the orcharding region "Altes Land" Part 1: Application of pesticides and residues of active ingredients in surface water. *In: Del Ree AAM, Capri E, Padovani L, Trevisan M. (eds). Pesticide in air, plant, soil and water system – Proceedings of the XII Symposium Pesticide chemistry June 4-6, 2003. Piacenza – Italia. S. 831 – 840.*
- Boije G. 1999. Chemical fate prediction for use in referenced environmental exposure assessment, Universiteit Gent - Faculteit Landbouwkundige en toegepaste biologische Wetenschappen.
- Bonzini S., Verro R., Otto S., Lazzaro L., Finizio A., Zanin G., Vighi M. (2006). Experimental Validation of a Geographical Information Systems-Based Procedure for Predicting Pesticide Exposure in Surface Water. *Environmental Science and Technology* 40:7561-7469
- Brittain J.E., Eikeland T.J. 1988. Invertebrate drift – a review. *Hydrobiologia*. 166:77-93.
- Brown C., Alix A., Alonso-Prados J.-L., Auteri D., Gril, J.-J., Hiederer R., Holmes C., Huber A., de Jong F., Liess M., Loutseti S., Mackay N., Maier W.-M., Maund S., Pais C., Reinert W., Russell M., Schad T., Stadler R., Strelake M., Styczen M., van de Zande J. 2005. Landscape and mitigation factors in aquatic ecological risk assessment. Volume 2. Detailed Technical Reviews. European Commission SANCO/10422/2005.
- Capri E., Balderacchi M., Yon D., Reeves G. 2005. Deposition and dissipation of chlorpyrifos in surface water following vineyard applications in northern Italy. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 24(4):852–860.

- Claßen S. 2006. Benthische Makroinvertebraten kleiner Fließgewässer im Raum Aachen – Standortspezifische Biozönosen als ökologische Bewertungsgrundlage struktureller Beeinträchtigungen. Homepage der RWTH Aachen, Stand 2006: [http://www.bio5.rwthachen.de/ratte/Deutsch/index.htm?](http://www.bio5.rwthachen.de/ratte/Deutsch/index.htm?http://www.bio5.rwthachen.de/ratte/Deutsch/Mitarbeiter/body_toni.html)
http://www.bio5.rwthachen.de/ratte/Deutsch/Mitarbeiter/body_toni.html
- Cooper C.M., Moore M.T., Bennett E.R., Smith S. Jr., Farris J.L., Milam C.D., Shields F.D.Jr. 2004. Innovative uses of vegetated drainage ditches for reducing agricultural runoff. *Water Science and Technology*. 49 (3):117–123.
- Crossland N.O., Shires S.W., Bennett D. 1982. Aquatic toxicology of cypermethrin. 3. Fate and biological effects of spray drift deposits in fresh water adjacent to agricultural land. *Aquat. Toxicol.* 2:253-270.
- Dabrowski J.M., Schulz R. 2003. Predicted and measured levels of azinphos-methyl in the Lourens River, Sout Africa: Comparison of runoff and spray drift. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22:494-500
- Dabrowski J.M., Bennett E.R., Bollen A., Schulz R. 2006. Mitigation of azinphos-methyl in a vegetated stream: Comparison of runoff- and spray-drift. *Chemosphere* 62:204–212.
- Dabrowski J.M., Bollen A., Bennet E.R., Schulz R. 2005. Pesticide interception by emergent aquatic macrophytes: Potential to mitigate spray-drift input in agricultural streams. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 111:340-348.
- Davis B.N.K., Brown M.J., Frost A.J., Yates T.J., Plant R.A. 1992. Effects of hedges on spray deposition and on the biological impact of pesticide spray drift. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 27:281-293.
- deJong F.M.W., Bergema W.F. 1994. Field bioassays for side-effects of pesticides. Leiden, The Netherlands. Centre of Environ. Sci.
- de Snoo G.R., de Witt P.J. 1998. Buffer Zones for Reducing Pesticide Drift to Ditches and Risks to Aquatic Organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 41:112-118.
- Department of Environment, Food and Rural Affairs. 2002. Local environment risk assessment for pesticides –Broadcast air-assistet sprayers.
[http://www.pesticides.gov.uk/uploadedfiles/Web_Assets/PSD/LERAP_Orchard\(1\).pdf](http://www.pesticides.gov.uk/uploadedfiles/Web_Assets/PSD/LERAP_Orchard(1).pdf) (10.11.06).
- Deutscher Wetterdienst. 2007. Persönliche Mitteilung.
- Drew T.A., 2005 (nicht veröffentlicht). Physical drift of pesticide through a hedgerow and the influence on off-target arthropod communities.
- Elsaesser D. (nicht veröffentlicht). Strukturgütekartierung Ludwigshafen - Grabensystem und stehende Gewässer. Bericht zur Kartierung im Sommer 2005, Bereich Umwelt in der Abteilung 4-151 Luft, Boden, Abfall und Wasser der Stadtverwaltung Ludwigshafen.
- Fachbeirat Naturhaushalt. 2006. Protokoll der 17. Sitzung des Fachbeirates Naturhaushalt am 15. und 16. Februar 2006 in Braunschweig.
- FOCUS. 2004. Final Report of the FOCUS Working Group on Landscape and Mitigation Factors in Ecological Risk Assessment. Landscape and Mitigation Factors in aquatic ecological risk Assessment. Volume 2. Detailed Technical Reviews. http://viso.jrc.it/focus/lm/docs/FOCUS_LM_Volume_2_180505.pdf (03.11.06).
- Giddings J.E., Brock T.C.M., Heger W., Heimbach F., Maund S.J., Norman S.M., Ratte H.T., Schäfers C, Streloke M. 2002. Community - level aquatic system studies - interpretation criteria. published by SETAC.
- Golla B., Enzian S., Jüttersonke B., Gutsche V. 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 Pflanzenschutzmitteln. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2130.pdf> (11.12.06).
- Golla B., Strassemeyer J., Enzian S., Gutsche V. 2006. Verfahrensbeschreibung zur probabilistischen Expositionsabschätzung. Entwurf Version 2.

- Gore J.A. 1982. Benthic invertebrate colonization: source distance effects on community composition. *Hydrobiologia* 94:183-193.
- Green A.J., Figuerola J., Sánchez M.I. 2002. Implications of waterbird ecology for the dispersal of aquatic organisms. *Acta Oecologica* 23:177-189.
- Gustavson K., Mohlenberg F., Schlüter L. 2003. Effects of exposure duration of herbicides on natural stream periphyton communities and recovery. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 45:48-58.
- Harding J.S., Benfield E.F., Bolstad P.V., Helfman G.S., Jones E.B.D. 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 95:14843-14847.
- Heckmann L.-H., Friberg N. 2005. Macroinvertebrate community response to pulse exposure with the insecticide Lambda-Cyhalothrin using in-stream mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 24:582-590.
- Hewitt A.J. 2004. Drift filtration By Natural and Artificial Collectors: A Literature Review, www.agdrift.com/PDF_FILES/drift%20filtration.PDF (02.11.06).
- Hose G.C., Wilson S.P. 2005. Toxicity of endosulfan to *Paratya australiensis* Kemp (Decapoda: Atyidae) and *Jappa kutera* Harker (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) in Field-Based Tests. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 75:882-889.
- Jergentz S., Mugni H., Bonetto C., Schulz R. 2004. Runoff-related endosulfan contamination and aquatic macroinvertebrate response in rural basins near Buenos Aires, Argentina. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 59:133-141.
- Kedwards T.J., Maund S.J., Chapman P.F. 1999. Community level analysis of ecotoxicological field studies: I. Biological monitoring. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 18:149-157.
- Kolar C.S., Hudson P.L., Savino J.F. 1997. Conditions for the return and simulation of the recovery of burrowing mayflies in western Lake Erie. *Ecological Applications*. 7(2):665-676.
- Kuchnickl T.C., Clarke A.E., Francois D.L., Glaser J.D., Hodge F.A. 2004. Use of buffer zones for the protection of environmental habitats in Canada. *Aspects of Applied Biology* 71:133-139.
- Lahr J. 1998. An ecological assessment of the hazard of eight insecticides used in desert locust control, to invertebrates in temporary ponds in the Sahel. *Aquat. Ecol.* 32:153-162.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. 1999. Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer.
- Landesvermessungsamt BW. 2007. Persönliche Mitteilung.
- Landesvermessungsamt NRW. 2007. Persönliche Mitteilung.
- Landesvermessungsamt RLP. 2007. Persönliche Mitteilung.
- Leonard A.W., Hyne R.V., Lim R.P., Chapman J.C. 1999. Effect of endosulfan runoff from cotton fields on macroinvertebrates in the Namoi River. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 42:125-134.
- Leonard A.W., Hyne R.V., R.P. Lim R.P., Pablo F., Van den Brink P.J. 2000. Riverine endosulfan concentrations in the Namoi River, Australia: Link to cotton field runoff and macroinvertebrate population densities. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 19:1540-1551.
- Liess M., Schulz R. 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 18:1948-1955.
- Liess M., von der Ohe P.C. 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:954-965.

- Lorentz A., Feld C.K., Hering D. 2004. Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: Ecoregions, zonation, geology and substrate. *Limnologica* 34:379-389.
- Matthews R.A., Landis W.G., Matthews G.B. 1996. The community conditioning hypothesis and its application to environmental toxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15:597-603.
- Matthiessen P., Sheahan D., Harrison R., Kirby M., Rycroft R., Turnbull A., Volkner C., Williams R. 1995. Use of a *Gammarus pulex* bioassay to measure the effects of transient carbofuran runoff from farmland. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 30:111-119.
- Maul J.D., Schuler L.J., Belden J.B., Whiles M.R., Lydy M.J. 2006. Effects of the antibiotic ciprofloxacin on stream microbial communities and detritivorous macroinvertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 25:1598-1606.
- Maund S., Travis K.Z., Hendley P., Giddings J.M., Solomon K.R. 2001. Probabilistic risk assessment of cotton pyrethroids: V. Combining landscape-level exposure and ecotoxicological effects data to characterize risks. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 20:687-692.
- Moore M.T., Schulz R., Cooper C.M., Smith S., Jr., Rodgers J.H., Jr. 2002. Mitigation of chlorpyrifos runoff using constructed wetlands. *Chemosphere*. 46:827-835.
- Niemi G.J., DeVore P., Detenbeck N., Taylor D., Lima A., Pastor J. 1990. Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. *Environmental Management*. 14:571-587.
- Ohliger R., Zenker K. (nicht veröffentlicht). Untersuchung generischer Reduktionsfaktoren im Weinanbaugebiet Vorderpfalz.
- Padovani L., Capri E., Trevisan M. 2004. Landscape-Level approach to assess aquatic exposure via spray drift for pesticides: A case study in a mediterranean area. *Environmental Science and Technology*. 38:3239-3246.
- Pfleeger T.G., Olszyk D., Burdick C.A., King G., Kern J., Fletchers J. 2006. Using a geographic information system to identify areas with potential for off-target pesticide exposure. *Environmental toxicology and chemistry* 25(8):2250-2259.
- Praat J.-P., Maber J.F., Manktelow D.W.L. 2000. The effect of canopy development and sprayer position on spraydrift from pipfruit orchard. *New Zealand plant protection Conf.* 53:241-247.
- Rahmann H., Zintz K., Hollnaicher M. 1988. Oberschwäbische Kliengewässer. *Limnologisch-faunistische Aspekte zur ökologischen Beurteilung*. Karlsruhe.
- Reice S.R. 1985. Experimental disturbance and the maintenance of species diversity in a stream community. *Oecologia*. 67:90-97.
- Relyea R., Hoverman J. 2006. Assessing the ecology in ecotoxicology: a review and synthesis in freshwater systems. *Ecology Letters*. 9:1157-1171.
- Raupach M.R., Woods N., Dorr G., Leys J.F., Cleug H.A. 2001. The entrapment of particles by windbreaks. *Atmospheric Environment* 35:3373–3383.
- Rautmann D., Streloke R., Winkler R. 2001. New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft*. 383:133-141.
- Reichenberger S., Bach M., Skitschak A., Frede H.-G. 2006. State-of-the-art review on mitigation strategies and their effectiveness. Report DL#7 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project. <http://www.eu-footprint.org>.
- Richardson G.M., Walklate P.J., Baker D.E. 2002. Drift reduction characteristics of windbreaks. In: *Aspects of Applied Biology*. 66:201 – 208.
- Richardson G.M., Walklate P.J. Baker D.E. 2004. Spray drift from apple orchards with deciduous windbreaks. *Aspects of Applied Biology*. 71:151-156.

- Röpke B., Bach M., Frede H.-G. (2004). DRIPS - a decision support system estimating the quantity of diffuse pesticide pollution in German river basins. *Water Science and Technology* 49(3):149-156.
- Schad T. 2006. Anwendung von Geoinformationen in der Probabilistischen Risikobewertung für Nicht-Ziel Organismen zur Zulassung von Pflanzenschutzmitteln. Präsentation des Vortrags der 11. Jahrestagung der SETAC-GLB.
- Schad T. (nicht veröffentlicht). Implementation of Spray-Drift Reduction Rates of Riparian Zone Vegetation of Surface Water Bodies for Current Landscape-based Aquatic Exposure Assessments - A Preliminary Literature Evaluation.
- Schäfers C., Hommen U., Dembinski M., Gonzalez-Valero J.F. 2006. Aquatic macroinvertebrates in the Altes Land, an intensely used orchard region in Germany: Correlation between community structure and potential for pesticide exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 25:3275-3288.
- Schlenk D., Huggett D.B., Allgood J., Bennett E., Rimoldi J., Beeler A.B., Block D., Holder A.W., Hovinga R., Bedient P. 2001. Toxicity of fipronil and its degradation products to *Procambarus* sp.: Field and laboratory studies. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 41:325-332.
- Schmitt K. 2001. Current state of the development of drift reducing technique in Germany. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft*. 383:122-129.
- Schriever C.A., Ball M.H., Holmes C., Maund S., Liess M. 2007. Agricultural intensity and landscape structure: influence on the macroinvertebrate assemblages of small streams in northern germany. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 26:346-357.
- Schulz R. 2001. Comparison of spray drift- and runoff-related input of azinphos-methyl and endosulfan from fruit orchards into the Lourens River, South Africa. *Chemosphere* 45:543-551
- Schulz R. 2003. Using a freshwater amphipod in situ bioassay as a sensitive tool to detect pesticide effects in the field. *Environmental Toxicology Chemistry*. 22:1172-1176.
- Schulz R. 2004. Field Studies on Exposure, Effects, and Risk Mitigation of Aquatic Nonpoint-Source Insecticide Pollution: A Review. *Journal of Environmental Quality*. 33:419-448.
- Schulz R., Hahn C., Bennett E.R., Dabrowski J.M., Thiere G., Peall S.K.C. 2003. Fate and Effects of Azinphos-Methyl in a Flow-Through Wetland in South Africa. *Environmental Science & Technology*. 37:2139-2144.
- Schulz R., Liess M. 1999. A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquat. Toxicol.* 46:155-176.
- Schulz R., Peall S.K.C., Dabrowski J.M., Reinecke A.J. 2001a. Spray Deposition of Two Insecticides into Surface Waters in a South African Orchard Area. *Journal of Environmental Quality*. 30:814-822.
- Schulz R., Peall S.K.C., Hugo C., Krause V. 2001b. Concentration, load and toxicity of spray drift-borne azinphos-methyl at the inlet and outlet of a constructed wetland. *Ecological Engineering*. 18:239-245.
- Schulz R., Thiere G., Dabrowski J.M. 2002. A combined microcosm and field approach to evaluate the aquatic toxicity of azinphos-methyl to stream communities. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 21:2172-2178.
- Scott G.I., Fulton M.H., Moore D.W., Wirth E.F., Chandler G.T., Key P.B., Daugomah J.W., Strozier E.D., Devane J., Clark J.R., Lewis M.A., Finley D.B., Ellenberg W., Karnaky K.J.J. 1999. Assessment of risk reduction strategies for the management of agricultural nonpoint source pesticide runoff in estuarine ecosystem. *Toxicol. Ind. Health*. 15:200-213.
- Sheldon F., Boulton A.J., Puckridge J.T. 2002. Conservation value of variable connectivity: aquatic invertebrate assemblages of channel and floodplain habitats of a central Australian arid-zone river, Cooper Creek. *Biological Conservation*. 103:13-31.

- Shires S.W., Bennett D. 1985. Contamination and effects in freshwater ditches resulting from an aerial application of cypermethrin. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 9:145-158.
- Söderström O. 1987. Upstream movements of invertebrates in running waters – a review. *Arch. Hydrobiol.* 111:197-208.
- Spickermann G. 2002. Untersuchung an aquatischen Ökosystemen in landwirtschaftlich genutzten Regionen in Rheinland-Pfalz: Ermittlung des Gefährdungspotentials für Pflanzenschutzmitteleinträge in rheinland-pfälzische Fließgewässer durch Abdrift mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen.
- Strahler A.N. 1957. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *Transactions American Geophysical Union* 38(6):913-920
- Sturm A., Wogram J., Hansen P.D., M. L. 1999. Potential use of cholinesterase in monitoring low levels of organophosphates in small streams: Natural variability in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) and relation to pollution. *Environmental Toxicology Chemistry*. 18:194-200.
- Suhling F., Befeld S., Häusler M., Katzur K., Lepkojus S. 2000. Effects of insecticide applications on macroinvertebrate density and biomass in rice-fields in the Rhone-delta, France. *Hydrobiologia*. 431:69-79.
- Süß A, Bischoff A, Mueller ACW, Stähler M, Pestemer W (2004): Chemisch-biologische Untersuchungen zum Zustand der Gewässer im 'Alten Land'. *Mitteilungen des Obstbauversuchsrings des Alten Landes* 59 (4):115-123
- Süß A, Bischoff G, Mueller ACW (2004): Gewässer- Monitoring im Obstanbaugebiet Altes Land. *Obstbau* 29:490-493
- Thiele V., Mehl D., Berlin A., Huijssoon, L. 1998. Untersuchungen zum Gegenstromwanderungsverhalten aquatischer und zum Gegenstromflug merolimnischer Evertibraten im Bereich von Fischaufstiegsanlagen in Mecklenburg-Vorpommern (Deutschland). *Limnologica*. 28:167-182.
- Thiere G., Schulz R. 2004. Runoff simulation with particle-associated azinphosmethyl in multispecies stream microcosms: Implications for the field. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 23:1984-1990.
- Townsend C.R., Hildrew A.G. 1976. Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. *The Journal of animal ecology*. 45:759-722.
- Träbing K. 1996. Ökomorphologische Kenngrößen für die Strukturvielflt von Fließgewässern. *Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Hochschule Darmstadt*: 96.
- Trapp M. 2007. Klassifikationsgenauigkeit der HR- Landschaftsanalyse. Schriftliche Mitteilung vom 15.02.2007.
- Travis K. Z., Hendley P. 2001. Probabilistic risk assessment of cotton pyrethroids: IV. Landscape-level exposure characterization. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 20(3):679-686.
- Ucar T., Hall F.R. 2001. Review – Windbreaks as a pesticide drift mitigation strategy: a Review. *Pest Management Science*. 57(8):663-675.
- Van de Zande J.C., Michielsen J.M.G.P., Stallinga H., Wenneker M., Heijne B. Hedgerow Filtration and Barrier Vegetation. http://pep.wsu.edu/drift04/pdf/proceedings/pg163-177_Zande.pdf (02.11.06).
- Van Vliet P.J.M. 1999. Risk mitigation measures to protect aquatic life: Dutch approach. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft. Workshop on Risk assessment and Risk Mitigation Measures (WORMM)* 27.-29. September 1999. 383:38-42.
- Van Wjingaarden R.P.A., Brock T.C.M., Van den Brink P.J. 2005. Threshold Levels for Effects of Insecticides in Freshwater Ecosystems: A Review. *Ecotoxicology*. 14, 355–380.
- Verro, R., M. Calliera, Maffioli G., Auteri D., Sala S., Finizio A., Vighi M. (2002). GIS-based system for surface water risk assessment of agricultural chemicals. 1. Methodological approach. *Environmental Science & Technology* 36:1532-1538.

Walklate P.J. 2001. Drift reduction by vegetation. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft. Workshop on risk assessment and risk mitigation measures (WORMM) 27.-29. September 1999. 383:108-114.

Wallace J.W. 1990. Recovery of Lotic Macroinvertebrate Communities from Disturbance. *Environmental Management*. 14:605-62.

Wasserhaushaltgesetz der Bundesrepublik Deutschland. Ursprung 1957, letzte Novellierung 2005. http://bundesrecht.juris.de/WHG_1957/index.html (Stand 02.02.2007).

Wenneker M., Heijne B., Van de Zande J.C. 2005. Effect of natural windbreaks on drift reduction in orchard spraying. In: *Communication in agricultural and applied biological science*. 70(4):961-970.

Williams D.D., Hynes H.B.N. 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos* 27: 265-272

Williams P., Whitfield M., Biggs J., Bray S., Fox G., Nicolet P., Sear D., 2003. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*. 115:329-341.

Woin P. 1998. Short- and long-term effects of the pyrethroid insecticide Fenvalerate on an Invertebrate Pond Community. *Ecotoxicology and environmental Safety*. 41:137-156.

Wolf T.M., Cessna A.J. Protecting Aquatic and Riparian Areas from Pesticide Drift. http://pep.wsu.edu/drift04/pdf/proceedings/pg59-71_Wolf.pdf (02.11.06).

Zwick P. 1992. Fließgewässergefährdung durch Insektizide. *Naturwissenschaften*. 79:437-442.

9 Anhang

9.1 Datengrundlage für die Beurteilung der expositionsbestimmenden Faktoren

Tabelle 9.1: Datengrundlage der zu berücksichtigenden Faktoren

Blattdichte der Kultur																																																	
Die Spraydrift Exposition der Nichtzielfläche ist größer, wenn Obstbäume im noch unbelaubten Zustand bespritzt werden. SDTF (1997): Spraydrift ist im 7,5 m Abstand 22 mal größer. Ganzelmeier (1995): Spraydrift ist im 5-7 m Abstand 2-3 mal höher.		FOCUS 2004 Schmidt 1999																																															
Spraydrift ist 2 – 3 mal größer, wenn Obstbäume im noch unbelaubten Zustand gespritzt werden.		Wenneker et al. 2005 Van de Zande et al. 2005																																															
Die Spraydrift Deposition ist 35 mal größer, wenn die Obstbäume im noch unbelaubten Zustand gespritzt werden.		Praat et al. 2000																																															
Die Charakteristik der Krone spielt eine Rolle bei der Driftdeposition. In Weinbergen wurde festgestellt, dass ein engerer Reihenabstand und ein engerer Abstand der Rebstöcke eine niedrigere Driftdeposition verursacht als weiträumigere Weinberge.		Balsari & Marucco 2004																																															
		Praat et al. 2000																																															
<table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2">Canopy development</th> <th colspan="5">Distance from edge of sprayed block (m)</th> </tr> <tr> <th>7.6</th> <th>15</th> <th>30</th> <th>90</th> <th>180</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td colspan="6" style="text-align: center;">Soil deposits (mg/m²)</td> </tr> <tr> <td>Dormant</td> <td>1212</td> <td>376</td> <td>94</td> <td>1.1</td> <td>0.7</td> </tr> <tr> <td>Full foliage</td> <td>1953</td> <td>188</td> <td>16</td> <td>12</td> <td>2.5</td> </tr> <tr> <td colspan="6" style="text-align: center;">Soil deposits (% of applied)</td> </tr> <tr> <td>Dormant</td> <td>17.8235</td> <td>5.5294</td> <td>1.3824</td> <td>0.0162</td> <td>0.0103</td> </tr> <tr> <td>Full foliage</td> <td>1.9530</td> <td>0.1880</td> <td>0.0160</td> <td>0.0120</td> <td>0.0025</td> </tr> </tbody> </table>			Canopy development	Distance from edge of sprayed block (m)					7.6	15	30	90	180	Soil deposits (mg/m ²)						Dormant	1212	376	94	1.1	0.7	Full foliage	1953	188	16	12	2.5	Soil deposits (% of applied)						Dormant	17.8235	5.5294	1.3824	0.0162	0.0103	Full foliage	1.9530	0.1880	0.0160	0.0120	0.0025
Canopy development	Distance from edge of sprayed block (m)																																																
	7.6	15	30	90	180																																												
Soil deposits (mg/m ²)																																																	
Dormant	1212	376	94	1.1	0.7																																												
Full foliage	1953	188	16	12	2.5																																												
Soil deposits (% of applied)																																																	
Dormant	17.8235	5.5294	1.3824	0.0162	0.0103																																												
Full foliage	1.9530	0.1880	0.0160	0.0120	0.0025																																												
Die Spraydrift Deposition ist 25 mal größer, wenn die Obstbäume im noch unbelaubten Zustand gespritzt werden.																																																	
Windrichtung																																																	
Wind wird an Wetterstationen i.d.R. 10 m über dem Boden gemessen (--> keine bodennahen Winddaten).		dwd 2007																																															
Bei Windgeschwindigkeiten < 3 m/s kann keine vorherrschende Windrichtung bestimmt werden. Vorherrschende Windrichtungen treten vor allem bei Windgeschwindigkeiten (> 5 m/s) auf.		Fachbeirat Naturhaushalt 2006																																															

Auftragende Ufervegetation		
Vegetationsdichte	Dichte Hecken reduzieren Drift weniger effektiv als lockerere Hecken, die Driftwolke wird dann nach oben abgelenkt, über die Hecke transportiert und führt hinter der Hecke zu höheren Depositionen.	Wolf & Cessna 2004 Davis et al. 1994 Ucar & Hall 2001
	Porösität ist wahrscheinlich der größte Einflussfaktor auf die Reduzierung der Windgeschwindigkeit.	Ucar & Hall 2001
	Messung der optischen Durchlässigkeit mit LIDAR: Hecke (Alnus Cordata) März 2002: 0,48 Juni 2001: 0,17 Aug 2001: 0,00 Okt. 2000: 0,00 Nov. 2001:0,001 Hecke (Alnus incana) Mai 2001: 0,48 Juli 2001: 0,11	Richardson et al. 2004
	Optimale Porösität: 20 - 50 % 40 % (Hagen / Skidmore 1971) 20 % (Schwartz 1995) 40 - 50 % (Dorr et al. 1998) 25 - 30 % (Maber 1998)	Ucar & Hall 2001
	Für Partikel >30 µm und Vegetation <30 mm entspricht die optische Porösität der Durchlässigkeit der Hecke. Ein Maximum der Driftreduktion wird bei einer Porösität von 20 % erreicht.	Raupach et al. 2001
	Bisher gibt es keine bewährte Möglichkeit die Vegetationsdichte von Hecken zu bestimmen. Einige Forscher versuchten dies mit digitalen Bildern, jedoch kann dann nur die optische Dichte bestimmt werden, die nicht mit der aerodynamischen Dichte übereinstimmt.	Ucar & Hall 2001
Höhe	Je höher die Saumstruktur, desto höher ist die Driftreduktion (2,5 m: 60%; 1,75 m: 35%; 1 m: 11%)	Van de Zande et al. 2005
	Windbreaks bzw. Hecken sollten mindestens doppelt so hoch sein wie die Kultur.	Ucar & Hall 2001
	Driftreduktion durch Windbreaks resultieren neben dem Abfangen von Pestizidpartikeln auch aus der Reduzierung der Windgeschwindigkeit. Der Windbreak kann in Windrichtung in einer Distanz von 5*Höhe der Hecke die Windgeschwindigkeit um 65 % reduzieren, in einer Distanz von 10*Höhe 25%.	Ucar & Hall 2001
Breite	Die Breite ist von geringerer Bedeutung für die Reduktion der Windgeschwindigkeit, hat aber großen Einfluss auf das Abfangen von PSM-Partikeln	Ucar & Hall 2001
	Vorgeschlagene Breite für die Breite bei künstlichen Windbreaks: 8*Höhe bis 10*Höhe	Ucar & Hall 2001

Material

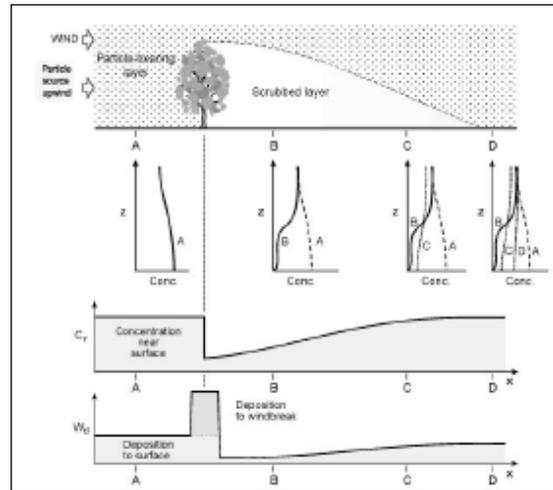
Künstliche Windbreaks reduzieren Drift weniger stark als natürliche Schutzvegetation.

Ucar & Hall 2001
Hewitt 2001

Natürliche Schutzvegetation reduziert die Drift um den Faktor 10, ein künstlicher Schutz reduziert nur um den Faktor 1,5 – 2.

Ucar & Hall 2001

Entfernung der Hecken vom Gewässer



Raupach et al. 2001

Die driftreduzierenden Effekte sind auf die Region direkt hinter der Hecke begrenzt.

Richardson et al. 2004

Direkt hinter der Hecke wird die Driftdeposition reduziert, 5 m nach der Hecke werden wieder höhere Driftwerte registriert. Dies entspricht der 3fachen Höhe der Hecke.

Davis et al 1992

Die Windgeschwindigkeit wird in einer Entfernung von 5*Höhe um 35 % reduziert.

Ucar & Hall 2001

Artzusammensetzung

Immergrüne Nadelbäume fangen 2 bis 4 mal so viel Spraydrift ab wie Laubbäume.

Ucar & Hall 2001
FOCUS 2004

Es gibt große Unterschiede in der Driftreduzierung von Saumstrukturen, aufgrund der unterschiedlichen Geometrie der Kronen --> unterschiedliches Abfangvermögen der Partikel und aufgrund der Neuausrichtung des Windes.

FOCUS 2004

Kronendichte zwischen verschiedenen Baumarten variieren stark. *Acer campestre* (Feldahorn), *Crataegus* (Weißdorn), *Sambucus nigra* (schwarzer Hollunder), *Carpinus betulus* (Hainbuche) entwickeln im Vergleich zu *Alnus* (Erle) früher Blätter. Sie haben bereits in der ersten Maiwoche eine nahezu voll entwickelte Krone (optische Dichte > 85 %). Dadurch bewirken sie im Frühjahr einen besseren Driftschutz als *Alnus*. Anfang Juni haben alle Arten eine voll entwickelte Krone.

Wenneker et al. 2005

Driftreduktion	Art des Windbreak	Reduktion (%)	
windbreaks im frühen Entwicklungsstadium: keine Blätter	Windbreak (eine Reihe Bäume)	67,5	Schad 2006
	Nur eine Seite der letzten Baumreihe wird gespritzt	89	Schad 2006
	Windbreak	68 - 79	Van de Zande et al. 2005 Hewitt 2001
	Windbreak	68 - 90 (Entfernung Hecke-Messung: 0-3 m)	Ucar & Hall 2001
	Windbreak (Erlen) Höhe 4-5 m (Entfernung Hecke-Applikationsfläche: 4,25 m) Breite: 1 m - 1,25 m	0 - 1 m (nach der Hecke): 10 2 m (nach der Hecke): 20 5 m (nach der Hecke): 15 8 m (nach der Hecke): 20 Driftreduktionswerte 2 m nach der Hecke: Februar: - 10 (hohe Windgeschw.) März: 28 April: 30	Wenneker et al 2005
	Erlen Windbreak	50	Richardson et al. 2004
windbreaks im vollen Entwicklungsstadium: mit Blättern	Windbreaks an den Feldkanten	70 - 90	Ucar & Hall 2001 Hewitt 2001
	Windbreak (8-10 m hoch: Salix und Casuarina)	98	Ucar & Hall 2001
	Shelter vegetation	75 - 88	Schad 2006
	Windbreak (eine Reihe Bäume)	87	Schad 2006
	Nur eine Seite der letzten Baumreihe wird gespritzt	95,8	Schad 2006
	Windbreak	bis zu 90	Van de Zande et al. 2005 Hewitt 2001
	Windbreak (7 m hohe Erlen)	86 - 91	Walklate 2001
	Windbreak (Erlen) Höhe 4-5 m (Entfernung Hecke-Applikationsfläche: 4,25 m) Breite: 1 m - 1,25 m	0 - 1 m (nach der Hecke): 63 2 m (nach der Hecke): 84 5 m (nach der Hecke): 70 8 m (nach der Hecke): 68 Driftreduktionswerte 2 m nach der Hecke: 31. Mai: 85 11. Sep.: 75 12. Sep.: 83 Okt.: 82 Nov.: 85	Wenneker et al. 2005
	Erlen Hecke	70 - 85	Richardson et al. 2002
	Erlen Windbreak	80	Richardson et al. 2004
Windbreak (Erlen)	70 - 90	Schad 2006	

Hecke 5 m breit	<p>Entfernung Applikationsfläche-Hecke: 8 m</p> <p>1. Versuch: 0 m (letzte Reihe Obstanlage) 0 % Reduktion 8 m (vor der Hecke) 66 % Reduktion 13 m (direkt nach der Hecke) 91 % 15 m (2 m nach der Hecke) 94 % 20 m (7 m nach der Hecke) 97 % 25 m (13 m nach der Hecke) 97,3 % 30 m (18 m nach der Hecke) 98,2 % von 8 m auf 13 m wurde die Drift durch die Hecke um 73 % reduziert.</p> <p>2. Versuch: 0 m (letzte Reihe Obstanlage) 0 % Reduktion 8 m (vor der Hecke) 62 % Reduktion 13 m (direkt nach der Hecke) 96,6 % 15 m (2 m nach der Hecke) 94,7 % 20 m (7 m nach der Hecke) 98,5 % 25 m (13 m nach der Hecke) 98,4 % 30 m (18 m nach der Hecke) 98,7% von 8 m auf 13 m wurde die Drift durch die Hecke um 91 % reduziert.</p>	Drew 2005
Hecke 1,2 m breit, 1,6 m hoch	<p>Die Drift Deposition nimmt mit zunehmender Entfernung von der Applikationsfläche kontinuierlich ab, hinter der Hecke fällt die Driftdeposition plötzlich stark ab und erhöht sich wieder leicht bis 20 m Entfernung zur Applikationsfläche (15 m nach der Hecke)</p> <p>In verschiedenen Höhen wurde die Drift direkt nach der Hecke um 85 - 90 % reduziert. Abstand Applikationsfläche-Hecke: 6 m</p> <p>Bei 7 m (direkt hinter der Hecke) wurde 65 % weniger Driftdeposition gefunden als bei 6 m (direkt vor der Hecke).</p>	Davis et al. 1992
Allgemein	75 bis 95 % Driftreduktion bis zu 30 m in Windrichtung, wenn Pufferstreifen mit Gras, Sträuchern oder Bäumen bewachsen sind.	Wolf & Cessna 2004
	Im Laufe der Vegetationszeit wird die Driftreduktion größer und erreicht im September ihr Maximum.	Richardson et al. 2004
	Eine 10 m Pufferzone mit gemischter waldähnlicher Vegetation kann bei Windgeschwindigkeiten < 4 m/s ein Gewässer effektiv vor Spraydrift schützen.	Wolf & Cessna 2004
	Natürliche Saumstrukturen können bis zu 90 % der Spraydrift reduzieren.	Schad 2006

	In zahlreichen Studien aus Neuseeland und den Niederlanden wurde eine Spraydriftreduktion bis zu 80 - 90 % festgestellt.	Ucar & Hall 2001
	Die Effektivität der Driftreduktion von Saumstrukturen (Hecken, Bäume) variieren stark mit den Pflanzenarten und Blattstadien. Folgende Werte werden von der Focus working group vorgeschlagen: 25 % kahle Bäume, 50 % für Bäume mit sich entwickelnden Blättern, 90 % für Bäume mit vollem Laub.	FOCUS 2004
Ansätze aus dem Ausland	In Großbritannien akzeptiert die LERAP (Local Environment Risk Assessment for pesticides) Windbreaks als driftreduzierender Faktor. Er muss folgenden Kriterien genügen: - Laubbäume, keine Koniferen (diese könnten die Spraydrift nach unten auf den Wasserkörper ablenken) - er muss in der Lage sein Spraydrift zu minimieren - Höhe: 2 m höher als die Kultur - Länge: genauso lang wie die Applikationsfläche - keine Lücken - Blätter sind über die gesamte Länge sichtbar Ist ein solcher Windbreak vorhanden so kann der Pufferrandstreifen um 6 m reduziert werden.	DEFRA 2002
	In den Niederlanden wurde von der CTB (Board for the Authorization of Pesticides) das Vorhandensein eines Windbreaks als Driftreduzierungsmaßnahme anerkannt. 70 % Driftreduzierung vor 1. Mai 90% nach dem 1. Mai Driftreduzierung.	Wenneker et al. 2005 Van Vliet 1999
	In Australien wurde eine Guideline zu Pufferzonen erstellt (Voller 1999): Der Puffer sollte eine Dichte von 30-50 % betragen, aus mehr als einer Reihe bestehen, mit einem Baumabstand von 5 – 6 m. Die Höhe sollte mindestens 1,5 mal höher als die Applikationshöhe sein. Die Länge des Puffers sollte die Länge der Applikationsfläche überschreiten, die Weite sollte etwa 20 m betragen.	Hewitt 2001
Uferstreifenvegetation in Deutschland	Vegetation von Uferstreifen im Mittelgebirge (Einzugsgebiet der Lumda), die an Grünland oder Ackerland angrenzen: 20 % der Ufervegetation entfällt auf höhere Gehölze 4 % der Ufervegetation sind nahezu geschlossene Gehölzteile (> 80 % Deckungsgrad) 80 % der Ufervegetation sind Staudengewächse	Bach & Frede 1997
Gewässerbreite	ATKIS-Breitenklassen: bis 3 m über 3 m bis 6 m über 6 m bis 12 m	AdV 2003

<p>Gewässerstrukturgüteklassen: Breite: < 1m Breite: 1 – 3 m Breite: 3 – 5 m Breite: 5 – 6 m Breite: 6 – 10 m Breite: 10 – 12 m</p>	LAWA 1999												
<p>Bäche unserer Breiten sind starken Abflussschwankungen ausgesetzt, mit zunehmender Lufauflänge wird das Einzugsgebiet größer und die Schwankungen verringern sich.</p>	Träbing 1996												
<p>Abnehmende Pestizidkonzentrationen mit ansteigender Breite der Wasseroberfläche (Volumenvergrößerung) werden dadurch ausgeglichen, dass mit zunehmender Wasseroberfläche auch die Spraydrift Deposition auf das Gewässer zunimmt.</p>	Kuchnickl et al.												
Gewässertiefe													
<p>Breite-Tiefe-Verhältnis für naturnahe Gewässer: 35:1 Breite-Tiefe-Verhältnis für anthropogen geprägte Gewässer: 10:1 oder weniger.</p>	Bach et al. 2004												
<p>Die Verfahrensbeschreibung für die Gewässerstrukturgütekartierung nimmt für naturgemäße Profiltiefen ein Verhältnis von Breite zu Tiefe größer 10:1 bis 10:1 an. Naturraumtypische Profilformen werden mit einem Verhältnis von 6:1 oder kleiner definiert.</p>	LAWA 1999												
<p>104 kleine Bäche und Gräben (22,5 cm bis 240 cm Breite) wurden im Weinanbaugebiet Pfalz untersucht. Zum Zeitpunkt der Kartierung waren 45,19% der Bäche und Gräben ausgetrocknet. Das Breite-Tiefe-Verhältnis der untersuchten wasserführenden Bäche ist stark gestreut, mehr als 50 % der untersuchten Gewässer haben jedoch ein Verhältnis von 5:1 bis 10:1.</p>	Ohliger & Zenker 2006												
<p>Träbing wertete 9 Fließgewässer aus, die von Mader 1992 in Österreich erfasst wurden. Die Korrelationskoeffizienten der Fließtiefe-Breite-Beziehung und der Fließtiefe-Abfluss-Beziehung liegen überwiegend bei einem Wert von > 90 %. Es besteht ein guter Zusammenhang zwischen Fließtiefe und Breite.</p>	Träbing 1996												
<p>Tiefen der untersuchten Fließgewässer von Ohliger & Zenker und Träbing:</p> <table border="1" data-bbox="439 1129 1480 1257"> <thead> <tr> <th>Breite</th> <th>Tiefe</th> <th>Anzahl der untersuchten Gewässer</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>< 3 m</td> <td>0,03 m - 0,65 m</td> <td>n = 97</td> </tr> <tr> <td>3 m – 6 m</td> <td>0,12 m - 0,73 m</td> <td>n = 31</td> </tr> <tr> <td>6 m – 12 m</td> <td>0,09 m - 1,61 m</td> <td>n = 68</td> </tr> </tbody> </table>	Breite	Tiefe	Anzahl der untersuchten Gewässer	< 3 m	0,03 m - 0,65 m	n = 97	3 m – 6 m	0,12 m - 0,73 m	n = 31	6 m – 12 m	0,09 m - 1,61 m	n = 68	<p>Ohliger & Zenker 2006 Träbing 1996</p>
Breite	Tiefe	Anzahl der untersuchten Gewässer											
< 3 m	0,03 m - 0,65 m	n = 97											
3 m – 6 m	0,12 m - 0,73 m	n = 31											
6 m – 12 m	0,09 m - 1,61 m	n = 68											
<p>Die Gewässerstrukturgüte gibt die Breite-Tiefe-Verhältnisse der Fließgewässer in folgenden Klassen an: sehr flach > 10:1 flach 6:1 bis 10:10 mäßig tief/mäßig flach 4:1 bis 6:1 tief 3:1 bis 4:1</p>	LAWA 1999												

sehr tief < 3:1	
Gewässerprofil	
- Laut einer Auswertung von Träbing 1995 von Gewässern im Mittelgebirgsraum Hessen existieren im Bereich Mittel- bis Niedrigwasserabfluss zwei idealtypische Querprofilformen: 1) U-förmiger Querschnitt: Breite-Tiefe-Verhältnis vermindert sich mit dem Abfluss 2) V-förmiger Querschnitt: Breite-Tiefe-Verhältnis vergrößert sich mit dem Abfluss	Bach et al. 2004
- typisch für Naturräume mit landwirtschaftlicher Nutzung sind Gewässer mit U-förmigen Querschnitt.	
Die stark veränderlichen Bedingungen entlang des Fließweges naturnaher Gewässer im Bereich kleiner Abflüsse machen deutlich, dass die Abflüsse nicht durch prismatische Ersatzgerinne beschrieben werden können.	Träbing 1996
Folgende Profile werden von der Gewässerstrukturgütekartierung unterschieden:	LAWA 1999
- Naturprofil - annähernd Naturprofil - Erosionsprofil, variierend - verfallendes Regelprofil - Erosionsprofil, tief - Regelprofil, trapezförmig oder doppeltrapezförmig - Regelprofil, Kasten- oder V-förmig	

Tabelle 9.2: Datengrundlage der zu einem späteren Zeitpunkt zu berücksichtigenden Faktoren

Verdünnung	
Allgemein	> für Drift ist die hydrologische Situation bei Mittel- bis Niedrigwasser ist von Bedeutung > Verweildauer hängt am stärksten von den standörtlichen Faktoren Rauigkeit und Gefälle ab > das Breite-Tiefe-Verhältnis hat geringere Bedeutung für die Verweildauer > natürliche Stau zum Beispiel durch Totholz können die Verweildauer im Gewässer erheblich erhöhen und spielen wahrscheinlich in mittelgroßen und kleinen Gewässern eine große Rolle. Bisher gibt es kaum quantifizierbare Erhebungen und diese Einzelfälle können nicht verallgemeinert werden.
	Bach et al. 2004
	Untersuchung des Einzugsgebietes der Lumda: 64,5 % der Gewässerstrecken sind wasserführend, 54,5 % ausgetrocknet.
	Bach & Frede 1997
	Untersuchungen von 104 kleinen Bächen im Weinbaugebiet Pfalz hatte zum Ergebnis, dass 45,19 % der Bäche zum Zeitpunkt der Kartierung (Juli-Oktober 2006) ausgetrocknet waren.
	Ohliger & Zenker 2006

	Bei einer Untersuchung des Grabensystems Ludwigshafens in landwirtschaftlich genutztem Gebiet (Gesamtlänge: 20301 m) waren 14523 m (72% der Gesamtstrecke) ausgetrocknet.	Elsässer 2005
Ansätze aus dem Ausland	Die LERAP in Großbritannien geht davon aus, dass ein Pestizideintrag in Gewässer zu einer Verdünnung der PSM führt. Liegt eine Anbaufläche neben einem trockenen Graben, so ist nur ein Pufferstreifen von 5 m einzuhalten. Dieser kann nicht weiter reduziert werden.	DEFRA 2002
Vorbelastung aus oberhalb liegenden Gewässersegmenten		
	Nach einem Spraydrift Ereignis durch die Behandlung von Apfelbäumen mit AZP wurde an einem Zufluss des Lourens River (Südafrika) die Konzentration an verschiedenen Stellen eines 180 m langen Gewässerabschnitts überprüft. Folgende Spitzenkonzentrationen wurden im Bachverlauf unterhalb gefunden: 5 m unterhalb: 4,25 µg/l 25 m unterhalb: 3,7 µg/l 45 m unterhalb: 3,6 µg/l 90 m unterhalb: 2,5µg/l 180 m unterhalb: 1,7 µg/l	Dabrowski et al. 2005 b
	In einem Nebenfluss (Abfluss: 0,041 m³/s) des Lourens River wurde 200 m unterhalb einer Obstplantage die Belastung im Gewässer gemessen. Das Spraydrift Ereignis führte beim Eintragungspunkt zu Spitzenkonzentrationen von 2,5 +- 2,6 µg/l. Diese Stelle im Gewässer wurde von der belasteten Stelle oberhalb zwischen 40 min nach dem Eintrag bis 9h nach dem Spraydrift Ereignis belastet. nach 40 min: ca. 0,5 µg/l nach 80 min: ca. 0,73 µg/l nach 2 h: ca. 0,08µg/l nach 3 h: ca. 0,21 µg/l nach 4 h: ca. 0,17 µg/l nach 5 h: ca. 0,1 µg/l nach 6 h: ca. 0,07 µg/l nach 8 h: ca. 0 µg/l nach 9 h: 0,1 µg/l	Schulz et al. 2003
Abschirmungseffekte durch emerse Vegetation		
	Schilf in einem Graben reduziert Drift um 56 % (Obstbäumen ohne Blätter); Wenn Blätter der Bäume hingegen voll entwickelt sind wurde keine Driftreduktion durch Schilf mehr festgestellt.	Van de Zande et al. 2005

	<p>Emerse Makrophyten können durch shielding Effekte die Driftdeposition in Bächen reduzieren. Von Dabrowski gemessene Driftdepositionen von AZP sind auf der Wasserpflanzenvegetation deutlich höher, als auf der unbewachsenen Wasseroberfläche in der Mitte des Baches. Vorhersagen führen zu folgenden Reduktionsraten für AZP: 0 % Vegetation: 0 % Driftreduzierung 25 % Vegetation: 27,1 % Driftreduzierung 50 % Vegetation: 48,3 % Driftreduzierung 80 % Vegetation: 67,3 % Driftreduzierung Eine Randstreifenbreite von 5 m und 50 % Vegetationsdeckung hätte den gleichen Effekt auf die Drift, wie eine Randstreifenbreite von 10 m ohne emerse Vegetation (44,1 %).</p>	<p>Dabrowski et al. 2005 a</p>
	<p>Der Makrophyt <i>J. capensis</i> hat eine größeren Effekt auf die Drift als der Makrophyt <i>F. hirsuta</i>, weil die Blätter groß und dicht sind und relativ uniform ausgerichtet sind. <i>F. hirsuta</i> hat längere dünne nagelähnliche Blätter, deren Oberfläche kleiner ist und die in zahlreichen verschiedenen Winkeln angeordnet sind.</p>	<p>Dabrowski et al. 2005 a</p>
<p>Gewässervegetation in Fließgewässern in Deutschland</p>	<p>in der ATKIS-Datenbank wird für Gewässer auch ein Vegetationsmerkmal mit aufgenommen: Röhricht, Schilf vorhanden oder Attribut trifft nicht zu Das Vegetationsmerkmal bei Gewässern ist ein optionales Attribut und wird nur von drei Bundesländern erfasst (nicht in NRW und RLP).</p>	<p>AdV 2003 Landesvermessungsamt NRW 2007 Landesvermessungsamt RLP 2007</p>
	<p>In BW wird das Vegetationsmerkmal bei der Objektart Binnensee, Stausee, Teich erfasst. Für eine Erfassung muss der Schilfgürtel im See eine Fläche von mehr als 0,1 ha einnehmen.</p>	<p>Landesvermessungsamt BW 2007</p>
	<p>In der Gewässerstrukturgütekartierung werden unter dem Parameter besondere Sohlenstrukturen unter anderem auch Makrophytenpolster und Wurzelflächen erfasst. Es stellt sich jedoch das Problem, dass nur die Gesamtzahl aller (auch weiterer) Parameter erfasst wird, die Anzahl der Einzelparameter ist nicht ersichtlich.</p>	<p>LAWA 1999</p>

Tabelle 9.3: Datengrundlage der nicht zu berücksichtigenden Faktoren

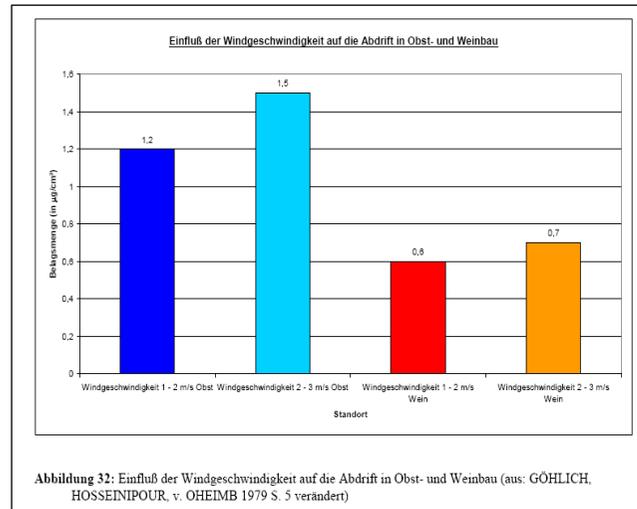
Windgeschwindigkeit

Mit der Windgeschwindigkeit nimmt die Driftdeposition zu:

Davis et al. 1992

Distance (m)	Wind speed m/sec ⁻¹		
	2	3.5	4
1	0.922	2.706	3.256
5	0.411	0.848	1.099
6 (Hedge)	0.336	0.483	1.007
7	0.120	0.217	0.465
10	0.081	0.109	0.297
15	0.066	0.171	0.237
20	0.075	0.153	0.203

Spickermann 2002



Wenneker fand bei Driftmessungen durch eine Hecke im Februar bei starken Windgeschwindigkeiten hinter der Hecke eine höhere Drift als vor der Hecke. Der Driftreduktionsfaktor der Hecke betrug -10%.	Wenneker et al. 2005
Die Driftdeposition nimmt mit zunehmender Windstärke zu.	De Snoo & De Witt 1998
Spraydrift nimmt mit der Windgeschwindigkeit linear zu.	Kuchnickl et al. 2004

Niedrige Ufervegetation

Studien aus Feldkulturen	Art der Vegetation	Reduktion (%)			
	Miscanthus Elefantengras (1,25m breit)				Focus 2004
	Höhe: 0,5 m (Kulturhöhe)	50			
	Höhe: 1,0 m (doppelte Höhe)	80			
	Höhe: 1,5 m (dreifache Höhe)	90			
		15 m	25 m	45 m (XR8003 nozzel)	Wolf & Cessna 2004
	Gras (Trespe)	63,5	50,1	28,4	
	Weide	98,6	97,7	-	
	Pappeln	94,6	96,1	97,3	
		15 m	25 m	45 m (TD11003 nozzle)	
	Gras (Trespe)	51,8	46,7	41,4	
	Weide	97,2	96,5	-	
	Pappeln	88,5	86,2	83	
		Reduktion in % der Referenzdeposition (bare soil)			

	Eine Gras-Wildblumenmischung reduziert Drift im Vergleich zu einem 20 cm kurzen Rasen um 34,7 %.	FOCUS 2004
	Eine Gras-Wildblumenwiese (Höhe: 0,7 m, Einzelne Pflanzen 1,3m) reduziert Drift im Vergleich mit einem 15 cm gemähten Rasen um 60 - 85 %.	FOCUS 2004
Reihenordnung der Kultur		
	Die Reihenordnung der Rebstöcke und die Kronenanordnung beeinflusst die Spray Drift.	Capri et al. 2005
Driftreduzierende Spritzgeräte und Applikationstechnik		
Spritzgeräte	Driftreduzierende Spritzgeräte haben folgende Effektivität: - tunnel sprayer (Weinberge): > 90 % - sprayer mit green (foliage) detectors (Weinberge): 25 – 50 % - Spritzgerät mit air assistance und injector Düsen: 75 % bei Obst, 90 % bei Hopfen	Reichenberger et al. 2006
	Zum Teil abgedecktes Gebläse des Spritzgerätes in Verbindung mit Einspritzdüsen führt bei Hopfen zu einer Driftreduktion von 90 %.	Schmidt 1999
	Driftreduzierende Spritzgeräte: recycling sprayer (tunnel, collector, reflector): 90 % bei Weinbergen und Obst tunnel sprayer: 90 % bei Hopfen	Schmidt 1999
Applikationstechnik	eine Driftreduktion kann erreicht werden, wenn die letzten Obstreihen nur einer Seite bespritzt werden. In Driftrichtung ist das Gebläse des Spritzgerätes abgedeckt. Eine Obstreihe wird so behandelt --> 45 % Reduktion (Zande, 2001) Fünf Obstreihen werden so behandelt --> 75 - 85 % Reduktion (Schmidt 1999)	FOCUS 2004 Schmidt 1999
	Mit einem Ansteigen der Air flow Rate beim Applizieren wird die Drift größer. Drift low air flow rate / Drift high air flow rate (nozzle type) 1,59 % / 2,26 % (ATR yellow) 1,88 % / 2,48 % (ATR brown) 1,21 % / 1,60 % (ID 9002)	Balsari & Marucco 2004
Aufnahme und Abbau der PSM-Stoffe im Zusammenhang mit submerser Vegetation		
	Nach einem Spraydrift Ereignis durch die Behandlung von Apfelbäume mit AZP wurde an einem Zufluss des Lourens River (Südafrika) die Konzentration von AZP 5 m, 45 m, und 180 m unterhalb des Eintrags an Wasserpflanzen untersucht. In Folge des Spraydrift Eintrags stieg die AZP-Konzentration an den aquatischen Makrophyten an (bei 5 m um den Faktor 2,7, bei 45 m um den Faktor 2,9, und bei 180 m um den Faktor 1,5). Sie sorbieren also AZP aus dem Gewässer und mindern damit die PSM-Konzentration im Gewässer. Die Konzentration in den Pflanzen nahm von der 5m Stelle bis zu 180 m Stelle ab.	Dabrowski et al. 2005 b
	In einem Nebenfluss (Abfluss: 0,041 m ³ /s) des Lourens river wurde etwa 200m unterhalb einer Obstplantage nach einem drift Ereignis die Belastung von Wasserpflanzen an der Einmündung des Zuflusses in einem Wetland gemessen. Die AZP Konzentration stieg in	Schulz et al. 2003

	den Wasserpflanzen bis zu 6,8 µg/l (Konzentration vor der Belastung: < = 2 µg/l). Zum Zeitpunkt 12 h und 7 Tage nach der Deposition betrug die Konzentration 2,2 µg/l.	
Studie bei Runoff	In einem Graben (Wasserspiegelbreite: 2,8 m; Tiefe: 0,031 m; v: 0,02 m/s) wurde ein Runoff event simuliert. 3 Stunden nach dem simulierten Runoff event waren 98 % der gemessenen Esfenvalerat-Konzentration an Pflanzenmaterial gebunden.	Cooper et al. 2004
Gewässervegetation in Fließgewässern in Deutschland	in der ATKIS-Datenbank wird für Gewässer auch ein Vegetationsmerkmal mit aufgenommen: Röhricht, Schilf vorhanden oder Attribut trifft nicht zu.	AdV 2003
	Das Vegetationsmerkmal bei Gewässern ist ein optionales Attribut und wird nur von drei Bundesländern erfasst. (nicht in NRW und RLP).	Landesvermessungsamt NRW 2007 Landesvermessungsamt RLP 2007
	In BW wird das Vegetationsmerkmal bei der Objektart Binnensee, Stausee, Teich erfasst. Für eine Erfassung muss die der Schilfgürtels im See mehr als 0,1 ha Fläche einnehmen.	Landesvermessungsamt BW 2007
	In der Gewässerstrukturgütekartierung werden unter dem Parameter besondere Sohlenstrukturen unter anderem auch Makrophytenpolster und Wurzelflächen erfasst. Es stellt sich jedoch das Problem, dass nur die Gesamtzahl aller (auch weiterer) Parameter erfasst wird, die Anzahl der Einzelparameter ist nicht ersichtlich.	LAWA 1999
Wiederbesiedlung und Wiedererholung		
Wiederbesiedlung	Grundlagen siehe Kapitel 3.5 und Anhang 9.3 bis Anhang 9.6	
Wiedererholung	Grundlagen siehe Kapitel 3.5 und Anhang 9.6 Im Rahmen der Gewässerstrukturgütekartierung werden auch besondere Sohlenstrukturen (z.B. Stillwasserpools, Rauscheflächen, Tiefrippen), sowie Uferstrukturen (z.B. Sturzbaum, Ufersporn) erfasst. Diese können für das Wiedererholungspotential von Bedeutung sein. Je größer die Strukturvielfalt in Gewässern, desto mehr Rückzugsmöglichkeiten in Ruheräumen der Gewässer gibt es für die Organismen. Auch die Laufkrümmung und das Vorhandensein von Längsbänken führen zu einer erhöhten Anzahl an Ruheräumen.	LAWA 1999

9.2 Effektklassen in der Mikro- und Mesokosmenauswertung (Van Wijngaarden et al. 2005)

Siehe S. 172 (enthalten als Anhang 8.1 zum Diskussionspapier)

9.3 Strategien und Mechanismen der Wiederbesiedlung

Siehe S. 173 (enthalten als Anhang 8.2 zum Diskussionspapier)

9.2 Verdriftung mit der fließenden Welle als Mechanismus der Wiederbesiedlung

Definition im Kontext des Einsatzes PSM in Agrargewässern

Der Vorgang der Verdriftung von Organismen aus unbelasteten höher gelegenen oder seitlich einmündenden Abschnitten eines Fließgewässers kann zur Etablierung einer neuen Population in einem durch PSM gestörten Gewässerabschnitt führen.

Gegenwärtige Berücksichtigung in Mesokosmenstudien (MKS) zur Ermittlung der ERC

Die Verdriftung von Organismen wird immer dann nicht berücksichtigt, wenn es sich bei den MKS um Stillgewässeransätze handelt.

Tabelle 9.4: Datengrundlage zur Drift

<i>Hintergrundinformationen aus der Literatur</i>		
Quelle	Thema	Information
Brittain & Eikeland 1988	Experiment zur Wiederbesiedlung in kleinen Bächen	Die Besiedlung von Auffangbehältern in kleinen Bächen durch Invertebraten wurde von 2 Arbeitsgruppen untersucht: - Williams and Hynes (1976): 41 % der Tiere bzw. - Townsend & Hildrew (1976): 82 % der Tiere ... wurden durch Drift eingetragen.
Wallace 1990	Bedingungen	Drift ist am der am häufigsten zitierte Mechanismus der Wiederbesiedlung, jedoch ist er selten genauer belegt. Als Einflussgrößen auf die Effektivität der Drift werden die Bachgröße und das Vorhandensein einer ausreichend großen Quellpopulation genannt.
Townsend & Hildrew 1976	Detritus, Mikroflora	Eine erfolgreiche Ansiedlung der eingewanderten Organismen kann nur dann erfolgen, wenn sich ausreichend Detritus und/oder Mikroflora ansiedeln bzw. ablagern konnte.
Benke et al. 1986 in Wallace 1990	Einfluss der Gewässergröße	Die Bedeutung der Drift scheint mit der Größe des Fließgewässers zuzunehmen.
Elliott 1971 und Otto 1976 in Brittain & Eikeland 1988	Einflussgrößen auf die Driftdistanz	- Art - Lebenszyklusstadium - Lichtintensität - Fließgeschwindigkeit (Townsend & Hildrew, 1976: Drift funktioniert auch bei sehr niedrigen Fl.'geschwindigkeiten, es gibt jedoch eine direkte Korrelation zwischen Drift und Fl.'geschwindigkeit) - Substrattyp (inkl. Grad der Abdeckung mit Pflanzen) - andere Stromeigenschaften wie Tiefe, Vorhandensein von Stillwasserbereichen (z.B. Aufstauungen im Hauptschluss)
Brittain & Eikeland 1988	Driftdistanz, allg.	Die Driftdistanzen variieren sehr stark (siehe Einflussgrößen auf die Driftdistanz). Deshalb reichen die von benthischen Invertebraten überwundenen Strecken von einigen Zentimetern bis zu mehreren hundert Metern.

Gore 1982	Dauer von Wiederbesiedlung durch Drift	Die Rekolonisierungszeit ist proportional zur Entfernung der flussauf gelegenen Quellenpopulation.
Müller 1964 in Brittain & Eikeland 1988	Zweck	Drift dient der Regulation von Populationen, indem es eine Überbevölkerung der oberen Gewässerabschnitte verhindert.
Brittain & Eikeland 1988	Termologie	In der Literatur wird unterschieden zwischen: - „Catastrophic drift“ ... meist durch Fluten ausgelöste Verdriftungsereignisse, auch durch Pestizide, erwärmtes Wasser oder Dürre - „Behavioural drift“: a) indirektes Ergebnis der Aktivität der Individuen (z.B. Haftungsverlust durch fortgeschrittenes Alter) b) „Active drift“ ... aktives Eintreten in die fließende Welle - „Distributional drift“ ... Methode der Ausbreitung, besonders häufig direkt nach dem Schlupf - „Constant drift“ ... auch „Background drift“, permanent in geringem Umfang durch unbeabsichtigtes Eintreten in die fließende Welle
Brittain & Eikeland 1988	Lebensstadien	Abhängig von bestimmten Jahreszeiten können Organismen in allen Lebensstadien in der Drift gefunden werden. Larven und Nymphen bilden jedoch die Hauptkomponente der Insektendrift.
Goedmakers & Pinkster 1981 in Brittain & Eikeland 1988	individuelle Variationen	Gammariden verdeutlichen, dass wenig über individuelle Variationen bekannt ist. So wurde in einer Studie festgestellt, dass Organismen, welcher in einer Nacht verdriftet wurden, tendenziell auch die folgende Nacht stromabwärts befördert wurden. Gegen den Strom wandernde Individuen neigen zu dieser Bewegungsrichtung auch in der folgenden Nacht.
Brittain & Eikeland 1988	zeitliche Variationen (ohne „Catastrophic drift“)	Die Anzahl der verdrifteten Organismen schwankt im Verlauf eines Tages und eines Jahres. - Gemäßigte Zone: Minimale Verdriftung im Winter - im Tagesverlauf: meistens nachts
Brittain & Eikeland 1988	Anteil der Population, der verdriftet wird (ohne „Catastrophic drift“)	Die Anzahl der verdrifteten Organismen variiert stark von Strom zu Strom, auch innerhalb eines Fließgewässers. Anteil des Benthos, der täglich durch Drift seine Position verändert nach verschiedenen Autoren und Kalkulationsmethoden: - Rutter & Poe (1978): 0 .009 - 0.13 % - Hemsworth & Brookers (1979): 0.006 - 0.11 % - Williams (1980): 0 .004 % - Townsend & Hildrew (1976): 2 .6 %
Campbell (1985) in Brittain & Eikeland 1988	Verdriftung lebender und toter Organismen	Campbell zeigt 1985 in einer Studie, dass lebende Baetis-Nympfen tagsüber aktiv die fließende Welle verlassen und erst nachts ihre Drift fortsetzen.

Quantitative Informationen zur Ableitung eines Vorschlags aus der Literatur

Quelle	Tierart/Taxa	Information
Brittain & Eikeland 1988	Ephemeroptera Simuliidae Plecoptera Trichoptera	Bezüglich der Untersuchung der Drift in Flüssen und Bächen sind diese Taxa die am quantitativ bedeutsamsten. Ebenfalls in relevanten Anteilen an der Drift beteiligt sein können: Chironomidae und Amphipoden (besonders Gammariden). Zooplankton ist vor allem in größeren Fließgewässern regelmäßig zu finden, besonders wenn Abflüsse aus Teichen in den Fluss einmünden.

Otto & Sjoström 1986 in Brittain & Eikeland 1988	Driftverhalten	Das Driftverhalten von 25 Insektenlarvenarten (Trichoptera, Ephemeroptera, Plecotpera) wurde 1986 in einem künstlichen Strom untersucht. Dabei traten taxaspezifische Unterschiede zu Tage: - Eintagsfliegenlarven schwammen tendenziell so schnell wie möglich zum Substrat - Steinfliegenlarven blieben schwimmend länger im freien Wasserkörper - Köcherfliegenlarven schwammen nur selten aktiv - Unterschiede traten in allen Ordnungen auf, selbst zwischen nah verwandten Arten
Otto 1976 in Brittain & Eikeland 1988	Köcherfliegenlarve <i>Potamophylax cingulatus</i>	Bedeutung der Lebensstadien: Larven im 1. Instar-Phase werden mehr als 10 mal so weit verdriftet wie Larven in der 5. Phase
Hildrew & Townsend 1980 in Brittain & Eikeland 1988	Köcherfliegenlarve <i>Plectrocnemia conspersa</i>	Diese Köcherfliegenlarve wird täglich 5-25 cm verdriftet.
Townsend & Hildrew 1976	85% der Invertebraten	Bei niedrigeren Fließgeschwindigkeiten als 0-25 cm/s (= 0-0.25 m/s) werden 85 % der Invertebraten nicht weiter als 2 m pro Tag weit mit der fließenden Welle verdriftet.
McLay 1970 in Townsend & Hildrew 1976	Invertebraten	- durchschnittl. Verdriftungsdistanz ist 46,7 m - 60 % aller Organismen drifteten nicht weiter als 10 m (40 % aller Organismen drifteten nicht weiter als 6 m)
McLay 1970 in Brittain & Eikeland 1988	Benthos	In einem Experiment, bei dem Störungen des Substrates zu einer Abdrift führten, wurde beobachtet, dass die Driftdistanz zwischen 0.5 und 19.3 m pro Tag lag (Fließgeschwindigkeit: 21 cm/s bzw. 0.21 m/s).
Neves 1979 in Brittain & Eikeland 1988	Trichopterenlarven	Die Larven wurden nach einem heftigen Regenereignis bis zu 670 m weit verdriftet. Besonders Flutereignisse können also zu einer punktuellen Verdriftung über mehrere hundert Meter führen.
Leudtke & Brusven 1976; Walton 1980; Vinikour 1981; Dudgeon 1983 in Brittain & Eikeland 1988	Vermeidung von nicht optimalen Lebensräumen (z.B. in Tümpeln und Teichen)	Zur Vermeidung von weniger optimalen Habitaten wurde auch bei relativ niedriger Fließgeschwindigkeit eine Drift von einigen hundert Metern beobachtet.
Hemsworth & Brooker 1979 in Brittain & Eikeland 1988	Drift pro Generationszeit einiger Taxa	Im Wye, einem Fluss in Wales wurde bei einigen Taxa die Verdriftung über ca. 10 km im Verlaufe einer Generationsperiode beobachtet.

Mills & Forney 1982 in Brittain & Eikeland 1988	Plankton	Das Vorkommen von Plankton ist eher ein Phänomen größerer Ströme, in Bäche werden sie allenfalls durch Abflüsse aus Stehgewässern eingetragen. Ist Plankton vorhanden, kann es durch die Drift lange Distanzen überwinden (> 1 km). Dabei besteht ein direkter Zusammenhang zwischen der Größe des Gewässers und der zurückgelegten Strecke.
---	----------	---

Einschätzung der Datenlage

Die Datenlage zur Drift von Invertebraten ist vergleichsweise umfangreich. Es beziehen sich jedoch viele Autoren auf die verstärkte Verdriftung durch Hochwasser und Fluten. Der hier untersuchte Eintrag von PSM durch Spraydrift korreliert im Gegensatz zum Runoff nicht mit (Stark-) Regenereignissen.

Tabelle 9.5: Vorschlag der organismischen Berücksichtigung der Drift als Mechanismus der Wiederbesiedlung durch die BBA

BBA-Ansatz		Bewertung								
These	Negative Auswirkungen auf Gewässerorganismen können kompensiert werden, wenn das Gewässerumfeld im Oberlauf eines exponierten Gewässerabschnitts bestimmten Bedingungen entspricht.									
Definition eines Wiederbesiedlungsabschnitts (WBG)	grundsätzlich solche Abschnitte von Gewässern, die als durch PSM unbelastet gelten - Mindestlänge: 500 m - Mindestbreite: an jedem Bachufer min 25 m Wald oder Wiese - Ausrichtung: WBG müssen oberhalb des belasteten Abschnittes liegen (Vergleich von Höhenlagen von Belastungsgewässern und WBG) - Nachbarschaft zu Landwirtschaftskulturen: - in keiner Himmelsrichtung bis zu 75 m eine Nachbarschaft zu Flächenkulturen - in keiner Himmelsrichtung bis zu 150 m eine Nachbarschaft zu Rumkulturen	- Es gibt keine Information in ATKIS, welche ökologische Qualität ein Bach hat und ob er sich als Wiederbesiedlungsquelle eignet. - Mit der Welle transportierte PSM-Belastungen aus oberen Gewässerabschnitten wurden nicht berücksichtigt.								
maximale Abstandsauflagen	<table border="1" data-bbox="427 1391 1023 1597"> <thead> <tr> <th>Länge des belasteten Abschnitts</th> <th>maximale Entfernung des Wiederbesiedlungsabschnitts</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>< 100 m</td> <td>max. 2000 m</td> </tr> <tr> <td>100 – 500 m</td> <td>max. 1000 m</td> </tr> <tr> <td>> 500 m</td> <td>max. 1000 m</td> </tr> </tbody> </table>	Länge des belasteten Abschnitts	maximale Entfernung des Wiederbesiedlungsabschnitts	< 100 m	max. 2000 m	100 – 500 m	max. 1000 m	> 500 m	max. 1000 m	- Grundlage für diese Streckenangaben war lediglich ein Artikel (Liess & von der Ohe 2005)
Länge des belasteten Abschnitts	maximale Entfernung des Wiederbesiedlungsabschnitts									
< 100 m	max. 2000 m									
100 – 500 m	max. 1000 m									
> 500 m	max. 1000 m									
Probleme mit ATKIS	- kein geometrisch-hydrologisches Gewässernetz -> Ermitteln von Durchflusslinien und Fließrichtung -> Schließen von vorhandenen Lücken (bedingt durch Digitalisierfehler oder durch verrohrte Gewässerabschnitte etc.) - Überarbeitung der ATKIS-Geometrien wäre sehr zeitaufwändig -> Überarbeitung ist nicht geplant, also muss beachtet werden: Es entstehen kleinere Teilgewässernetze! Die Vernetzung und damit das Wiederbesiedlungspotential für belastete Abschnitte kann in der Realität größer sein, als durch das Verfahren abgebildet.	- Können Organismen aus einer Waldpopulation in einem Agrargewässer leben und reproduzieren? - Kosten-Nutzen-Analyse der Korrekturen wäre sinnvoll								

Anmerkungen zur Berücksichtigung als Faktor in der verfeinerten Risikobewertung

Im Anschluss an die Identifikation der Hot Spots könnte dieser Faktor der Wiederbesiedlung jedoch in einen verfeinerten Risikoabschätzungsprozess einbezogen werden. Als Grundlage der Kalkulation sollte die Studie von Townsend und Hildrew (1976, in Brittain & Eikeland 1988) verwendet werden. Demnach werden 85% der Invertebraten bei niedrigeren Fließgeschwindigkeiten als 0 - 25 cm/s (= 0 - 0.25 m/s) maximal 2 m täglich mit der fließenden Welle verdriftet. Ausgehend von einer zehnwöchigen Wiederbesiedlungszeit beträgt die Minimalreichweite 140 m. Auch bei der endgültigen Festlegung der genauen Verfahrensweise für die Hot-Spot-Identifikation sollten Informationen aus der hier dargestellten Literatur mit einbezogen werden.

In vielen Fällen fließen Agrargewässer jedoch deutlich schneller. Wenn nicht die Möglichkeit besteht, die Fließgeschwindigkeit des untersuchten Hot Spot – Gewässerabschnittes zu bestimmen, sollte der unbelastete Abschnitt mit der Quellpopulation nicht weiter als 250 m entfernt und ausreichend groß sein. Es muss sichergestellt sein, dass sich der unbelastete Gewässerabschnitt in einem solchen Zustand befindet, dass sich die entsprechenden Zönosen etablieren konnten.

9.3 Gegenstromwanderung als Mechanismus der Wiederbesiedlung

Definition im Kontext des Einsatzes von PSM in Agrargewässern

Jegliche gerichtete Bewegung von Wasserlebewesen gegen die Strömung eines Fließgewässers wird als Gegenstromwanderung verstanden. Bezüglich der Problematik von PSM in Agrargewässern muss berücksichtigt werden, dass nur solche Arten einen Beitrag zur Wiederbesiedlung eines belasteten Abschnitts leisten können, welche innerhalb eines überschaubaren Zeitraums große Distanzen überwinden können.

Gegenwärtige Berücksichtigung in MKS zur Ermittlung der ERC

Die Gegenstromwanderung von Organismen wird immer dann nicht berücksichtigt, wenn es sich bei den MKS um Stillgewässeransätze handelt.

Tabelle 9.6: Datengrundlage zur Gegenstromwanderung

<i>Hintergrundinformationen aus der Literatur</i>		
Quelle	Thema	Information
Sönderström, 1987	Gründe für Aufwärtswanderungen	- Suche nach Futter, Raum zum Leben, für Emergenz, Paarung oder Verpuppung - Vermeidung von unangenehmen abiotischen Zuständen - Kompensation von Verfrachtung durch Drift
Townsend & Hildrew 1976	Bedeutung der Gegenstromwanderung	- In einem Wiederbesiedlungsexperiment erreichten 18 % der Organismen durch Gegenstromwanderung das neue Habitat.
Elliot 1981 and Waters 1981 in Brittain und Eikeland 1988	zur Driftkompensation	Die Annahme, dass es ohne eine Aufwärtswanderung zu einer schnellen Depopulation im Bachoberlauf kommen könnte, hat sich zumindest für permanente Fließgewässer nicht bestätigt. Durch relativ große Reproduktionsraten der Fließgewässerarten (z.B. <i>Baetis rhodani</i> : 4500 Eier pro oviposierendem Weibchen) ist die hohe Verlustrate an Individuen kompensiert.

Sönderström, 1987	Wer wandert vor allem?	Arten, ohne flugfähiges Lebensstadium: - Tricladida, Gastropoda, Hydracarina, Amphipoda, Isopoda Decapoda Semiaquatische Insekten in ihrer aquatischen Lebensphase: - Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera, Odonata, Coleoptera, Diptera, Neuroptera		
Sönderström 1987	Einflussgrößen auf die Wanderbewegung	- Tages- und Jahreszeit - Fließgeschwindigkeit - Temperatur - Substratzusammensetzung		
Townsend & Hildrew 1976	Detritus, Mikroflora	Eine erfolgreiche Ansiedlung der eingewanderten Organismen kann nur dann erfolgen, wenn sich ausreichend Detritus und/oder Mikroflora ansiedeln bzw. ablagern konnte.		
Sönderström 1987	zeitliche Varianz der Wanderungen	- Steinfliege <i>Allocaonia pygmaea</i> : Hauptwanderzeit im Winter (Wachstumsperiode und Ressourcenknappheit) - Baetinae und Hydroptilidae: Juli-August (Maximale Abundanz des Benthos → Ressourcenknappheit) - Eintagsfliege <i>Baetis rhodani</i> : Hauptwanderzeit kurz vor der Emergenz - <i>Gammarus</i> spp.: Hauptwanderzeit vor der sexuellen Reife Wie die Drift findet die Gegenstromwanderung vor allem nachts statt.		
Sönderström 1987	Auslösen des Wanderns durch einen Stimulus	<i>Parameletus chelifer</i> (Eintagsfliegen): Stimulus (veränderte Wasserqualität während einer bestimmten Zeit im Frühjahr) - 75 % der Larven in frühen Stadien begannen zu wandern (gleicher Stimulus später im Jahr: nur Reaktionen bei 35 %)		
Sönderström 1987	Untersuchungen zur Kompensation der Drift	- Brusven (1970) und Marchant & Hynes (1981): Die Gegenstromwanderung hat keinen signifikanten Einfluss auf die Wiederbesiedlung eines Gewässerabschnittes. - Bishop & Hynes (1969): Kompensation von 2-15 % des Driftverlustes - Elliott (1971): Kompensation von 7-39 % des Driftverlustes - Williams & Moore (1982): Kompensation von ca. 11 % des Driftverlustes		
Thiele et al. 1998	Experiment zur Wanderleistung Bedingungen: - hohe Strömungsgeschwindigkeit und -diversität - grober Flussschotter - oft nur flach überströmt - Flussbreite 15-35 m, - Fließgeschwindigkeit 0.5-0.7 m/s	Wanderungsleistungen auf natürlichem Substrat pro Tag: 1.0m <i>Isoperla grammatica</i> und <i>Aphelocheirus aestivalis</i> 0.8-1.0m Köcherfliegenlarven der Fam. Hydropsyche, <i>Heptagenia sulphurea</i> (Eintagsfliege) 0.5-0.7m Rhyacophilidae, Limnephilidae 0.4m <i>Chimarra marginata</i> 0.1m Gastropoden		
Elliott 1971 in Sönderström 1987	Markierungsexperiment zur Erfassung der Driftreichweite im Vergleich zur Gegenstromwanderung	Art/Taxa	Gegenstrombewegung pro Tag	Verdriftung pro Tag
		<i>Isoperla grammatica</i> (Steinfliege)	3-6 m	< 1 m
		<i>Gammarus pulex</i>	0-14 m	1-10 m
		<i>Odontocerum albicorne</i> (Köcherfliege)	2-10 m	1 m
		<i>Ecdyonurus torrentis</i> (Eintagsfl)	0-6 m	1-5 m
		<i>Ecdyonurus venosus</i> (Eintagsfliege)	1-5 m	10 m

		<i>Rhithrogena semicolorata</i> (Eintagsfliege)	0-6 m	2-9 m
Sönderström 1987	Besiedlung von periodischen Gewässern	<p>Für Wasserorganismen ohne flugfähige Phase erfolgt die Besiedlung von periodischen Gewässern vor allem über die Gegenstromwanderung. Drei Eintagsfliegenarten wurden bei der Wiederbesiedlung untersucht:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Sönderström & Johansson (unpubl.): <i>Parameletus chelififer</i> und <i>P. minor</i> - Aufstieg der Nymphen in temporäre Gewässer bringt Vorteile wie wärmere Wassertemperaturen, größeres Nahrungsangebot, weniger Konkurrenz - Emergenz erfolgt vor dem Austrocknen - Oviposition erfolgt in permanente Gewässer - Hayden & Clifford (1974): <i>Leptophlebia cupida</i> wandert ca. 10 m pro Stunde tagsüber (= 130 m pro Tag) gegen den Strom (nach Untersuchungen von Neave, 1930, sogar 180 m pro Tag) - eine schnelle Besiedlung der temporären Habitats ist notwendig, da sie nicht lange in optimalem Zustand existieren - diese Geschwindigkeiten sind daher kein Maß für die „übliche“ Gegenstromwanderung 		
Giddings et al. 2002	Amphi- und Isopoda	<p>Die Migration ist für Amphipoda und Isopoda der wichtigste Wiederbesiedlungsmechanismus. In MKS (abgeschlossenes System mit gleichmäßiger PSM-Belastung) erfolgt die Erholung der Population sehr langsam. Selbst eine moderate Zuwanderungszahl bewirkt jedoch eine rapide Erholung der Abundanzzahl.</p>		

Einschätzung der Datenlage

Aus den oben abgebildeten Daten geht hervor, dass die Ergebnisse der wenigen vorliegenden Untersuchungen starke Schwankungen aufweisen.

Vorschlag der Berücksichtigung durch die BBA oder den IVA

Derzeit gibt es keine konkreten Vorschläge seitens der BBA oder des IVA bezüglich der Einbringung dieses Teilaspekts der Wiederbesiedlung.

Anmerkungen zur Berücksichtigung als Faktor in der verfeinerten Risikobewertung

Nach der Identifikation der Hot Spots könnte die Gegenstromwanderung jedoch in einen verfeinerten Risikoabschätzungsprozess einbezogen werden. Auch bei der endgültigen Festlegung der genauen Verfahrensweise für die Hot-Spot-Identifikation sollten Informationen aus der hier dargestellten Literatur mit einbezogen werden.

9.6 Literaturrecherche zur Berücksichtigung von WB/WE in Feld- und MKS-Studien

Tabelle 9.7 Datengrundlage zur Berücksichtigung von WB/WE in Feld- und MKS-Studien (ergänzt und verändert nach Schulz, 2004)

Nr.	Referenz	Untersuchtes Gewässer	Land, Gebiet	Störung Art (ggf. Wirkstoffe)	ggf. Eintragsweg	Effekte Endpunkte	Arten (-gruppen)
1	Baughman et al. (1989)	Ästuar	South Carolina, USA	PSM (0.11 µg/L Fenvalerat)	Runoff	Mortalität (in-situ)	shrimp (<i>Palaemonetes pugio</i>)
2	Bergema and Rombout (1994)	Entwässerungsgräben	Niederlande	PSM (0.5 - 5.8µg/L Parathionmethyl)	Experimental	Mortalität (in-situ)	Diptera (<i>Chaoborus crystallinus</i>)
3	deJong and Bergema (1994)	Entwässerungsgräben	bei Leiden, Niederlande	PSM (0.5 - 5.8µg/L Parathionmethyl)	Experimental	Mortalität (in-situ)	Amphipoda (<i>Gammarus spp.</i>)
4	Matthiessen et al. (1995)	periodischer Entwässerungsgraben	U.K.	PSM (0.05 - 26.8 µg/L Carbofuran)	Runoff	Mortalität (In-situ)	Amphipoda (<i>Gammarus pulex</i>)
5	Lahr (1998)	temporärer Teich	Senegal, Sahel	PSM (Deltamethrin, Fenitrothion, Diflubenzuron, Bendiocarb)	Experimentell für Spraydrift und Überspraysen	Abundanz	Verschiedene Tierarten (3 Cladocera-Arten, 3 Rückenschwimmerarten und 1 Crustaceae)
6	Kedwards et al. (1999)	Teich	USA	PSM (2 - 25 µg/kg Cypermethrin)	Aerial application	Abundanz, Emergenz	Diptera (<i>Chironomidae</i>)
7	Sturm et al. (1999)	keine Effekte auf Pop.ebene	Nord-deutschland	PSM (Parathionethyl)	Runoff	Hemmung von Acetylcholinesterase als Biomarker, keine Effekte auf Popula.	Stichlinge (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)
8	Liess and Schulz (1999a)	Ohebach	Nord-deutschland	PSM (Parathion-ethyl (6 µg/L), Fenvalerate (0.85 – 6.2 µg/L))	Runoff	mortality (in situ stream), abundance	Amphipoda (<i>Gammarus pulex</i>), Köcherfliege (<i>Limnephilus lunatus</i>)
9	Scott et al. (1999)	Entwässerungsgräben	USA	PSM (Azinphos-methyl, Endosulfan, Fenvalerate)	Runoff	Mortalität (in-situ)	shrimp (<i>Palaemonetes pugio</i>), mummichog (<i>Fundulus heteroclitus</i>)
10	Leonard et al. (1999)	Fluss	Namoi River, Australien	PSM (Endosulfan 1.3 – 10 µg/kg)	Runoff	Abundanz	Ephemeroptera, Trichoptera
11	Schulz and Liess (1999)	Ohebach	Nord-deutschland	PSM (Parathion-ethyl)	Runoff	Abundanz, Drift, Mortalität	Trichoptera, other invertebrates

Nr.	Räumliche Ausdehnung eines Effektes	Zeitliche Ausdehnung eines Effektes	Untersuchung der WB/WE im betroffenen Abschnitt	sonstige Resultate der Untersuchung
1	nicht untersucht (punktuelle Untersuchung)	einige Stunden	nicht untersucht	
2	nicht untersucht	einige Tage	nicht untersucht	
3	nicht untersucht	einige Tage	nicht untersucht	
4	nicht untersucht	260 µg/L (Tag 0); 2 µg/L (Tag 4)	nicht untersucht	Graben führte nur 4 Tage nach Starkregenereignis Wasser: Höchstkonzentration von Carbofuran wurde vor dem Höchstwasserstand gemessen
5	nicht untersucht	nur einmal gemessen	Angabe der Wiedererholung nach Art und Pestizid in Wochen	
6	nicht untersucht	150 d	nicht untersucht	Canonical discriminant analysis (Methode zur Errechnung von NOEC und LOEC): Cypermethrin-NOEC für Diptera: 1.6 µg/kg Cypermethrin-LOEC für Diptera: 8.7 µg/kg
7	2.3 – 4.4 µg/kg	einige Stunden	nicht untersucht	Es gibt Hinweise auf einen Zusammenhang zw. dem Vorkommen von Parathion in kleinen Agrargewässern und der Cholinesteraseaktivität.
8		1 h		
9	nicht untersucht	einige Stunden	nicht untersucht	
10	SPMD (semi-permeable membrane device)	nicht untersucht	nicht untersucht	
11	6 µg/L	1 h		

Nr.	Referenz	Untersuchtes Gewässer	Land, Gebiet	Störung Art (ggf. Wirkstoffe)	ggf. Eintragsweg	Effekte Endpunkte	Arten (-gruppen)
12	Leonard et al. (2000)	Fluss	Namoi River, Australien	PSM (Endosulfan)	Runoff	Abundanz	Ephemeroptera, Trichoptera
13	Schlenk et al. (2001)	Teich	Louisiana, USA	PSM (Fipronil)	Reis-samenschutz	Mortalität (in-situ)	Höhere Krebse (<i>Procambarus spp.</i>)
14	Schulz and Peall (2001)	Lourens River	Südafrika	PSM (Azinphos-methyl, Endosulfan)	Runoff	Mortalität (in-situ)	Diptera (<i>Chironomus spp.</i>)
15	Schulz et al. (2001a)	Wetland im Lourens River EZG	Südafrika	PSM (Azinphos-methyl 0.87 µg/L)	Spray drift	Mortalität (In-situ)	Diptera (<i>Chironomus spp.</i>)
16	Jergentz et al. (2004)	2 Bäche (Horqueta und Helves)	Argentinien	PSM (Endosulfan)	Runoff	Abundanz, Drift	verschiedene Invertebraten
17	Schulz et al. (2002)	Lourens River	Südafrika	PSM (Azinphos-methyl, Chlorpyrifos)	Runoff, spray drift	Gemeinschafts-zusammensetzung	Ephemeroptera u.a. Insekten
18	Schulz et al. (2003)	konstruierte Wetlands (Becken)	USA	PSM (Methyl-Parathion 6.6 mg/L)	Experimentelle Direktapplikation	Abundanz	verschiedene Invertebraten
19	Moore et al. (2002)	Wetland im Lourens River EZG	Südafrika	PSM (Chlorpyrifos 1.3 µg/L, 89.4 µg/kg)	Runoff	Mortalität (in-situ)	Diptera (<i>Chironomus spp.</i>)
20	Schulz (2003)	Berg and Franschoek River	Südafrika	PSM (Chlorpyrifos, Endosulfan)	Runoff	Mortalität (in-situ)	Amphipoda (<i>Paramelita nigroculus</i>)

Nr.	Räumliche Ausdehnung eines Effektes	Zeitliche Ausdehnung eines Effektes	Untersuchung der WB/WE im betroffenen Abschnitt	sonstige Resultate der Untersuchung
12	SPMD (s.o.)	nicht untersucht	nicht untersucht	Negative Korrelation zwischen der Artendichte verschiedener Eintagsfliegennymphen und der absoluten Endosulfankonzentration im Flussabschnitt.
13	9.1 µg/L, 5.5 µg/kg	96 h; nur einmal gemessen (9,1 µg/l; 5,5 µg/kg)	nicht untersucht	Fipronil gebunden an org. Sediment kann von Krebsen aufgenommen werden und wirkt dort sehr toxisch.
14	durch In-situ-Test nur punktuell untersucht	4 h	nicht untersucht	Künstliche, bewachsene Feuchtgebiete eignen sich gut, um die Konzentration von Azinphos-methyl und Endosulfan in einem Fließgewässer erheblich zu reduzieren.
15	146 m Streckenlänge (min. 0.07 µg/l, max. 0.87 µg/l)	1 h; nur einmal gemessen	nicht untersucht	
16	10–318 µg/kg	einige Stunden; Max. Konz: Horqueta: 318 µg/kg und Helves: 43 µg/kg	WB nach Pestizideintrag nachgewiesen; Messung der Abundanz in 2-Wochen-Intervallen; nur an einer Stelle	Vorschlag zur Abhilfe: Anlegen eines kleinen Feuchtgebietes unterhalb der Anbauflächen zur Reduktion der PSM vor der Einleitung in die Flüsse
17		1–3 h; Einzelereignisse	nicht untersucht	
18	1–550 µg/L	einige Tage	nicht untersucht	Verbreitung des PSMs durch das bewachsene Becken („wetland“) erfolgte in deutlich reduzierterer Form als durch das unbewachsene
19	146 m Streckenlänge (min. 0.03 µg/l, SP nd; max. 1.3 µg/l SP: 89.4 µg/kg)	4 h; max: 1,3 µg/l (keine Daten zu min. Konz)	nicht untersucht	Die Studie liefert weiteres Grundwissen über die Effektivität von Feuchtgebieten zur Minderung von PSM in Fließgewässern.
20		einige Stunden, Einzelereignisse	nicht untersucht	

Nr.	Referenz	Untersuchtes Gewässer	Land, Gebiet	Störung Art (ggf. Wirkstoffe)	ggf. Eintragsweg	Effekte Endpunkte	Arten (-gruppen)
21	Liess & Ohe (2005)	permanente Agrargewässer	Nord-deutschland	PSM-Gemisch	Runoff, Spraydrift	Vorhandensein von SPEAR	SPEAR ("Species at Risk" durch geringe Volatilität, schlechte Wanderungsfähigkeit, aqu. Stadien zur Applikationskeit)
22	Zwick (1992)	Wiesenbach "Breitenbach"	Deutschland	PSM (Pyrethroid)	punktueller Direktapplikation durch Unfall	Gemeinschaftszusammensetzung	verschiedene Arten, besonders Arthropoden
23	Crossland (1982)	Entwässerungsgräben	Frankreich	PSM (Cypermethrin)	Spray drift	Drift	diverse Invertebratenarten (vor allem Arthropoden)
24	Giddings et al. (2001)	Teich	U.K.	PSM (2300 ng/L Cypermethrin)	Spray drift	Mortalität	Fische
25	Maul et al. (2006)	Flusswasser in MKS	Illinois, USA	PSM (Cipro [fluoroquinolone antibiotic ciprofloxacin])	Direktapplikation	Wachstumsindex und Physiologische Profile auf Gemeinschaftsebene	Gemeinschaft und besonders <i>Gammarus spp.</i> und <i>Lepidostoma liba</i> (Köcherfliege)
26	Relyea & Hoverman (2006)	MKS-Extrapol. ins Feld	(theoretisch)	verschiedene PSM	unabhängig	Abundanz und Gemeinschaftszusammensetzung	verschiedene Arten, besonders Amphibien
27	Gustavson et al. (2003)			Herbizide (Metribuzin, Hexazinone, Isoproturon, Pendimethalin)	Direktapplikation	Assimilation von 14-C und Konzentration von Diagenosepigmenten	natürliche Periphyton-Gemeinschaft

Nr.	Räumliche Ausdehnung eines Effektes	Zeitliche Ausdehnung eines Effektes	Untersuchung der WB/WE im betroffenen Abschnitt	sonstige Resultate der Untersuchung
21			nicht untersucht	"Results showed that measured pesticide concentrations of 1 : 10 of the acute 48-h median lethal concentration (LC50) of <i>Daphnia magna</i> led to a short- and long-term reduction of abundance and number of SPEAR and a corresponding increase in SPENotAR. Concentrations of 1 : 100 of the acute 48-h LC50 of <i>D. magna</i> correlated with a long-term change of community composition."
22	Die Abdrift der Organismen wurde ca. 1km unterhalb der Applikationsstelle untersucht.	Die Dauer der WB durch die Arthropoden wurde erfasst. Die Biozönose war ca. 1 Jahr lang stark beeinträchtigt.	Eindrift von Kriebel-, Zuckmücken und Eintagsfliegen. Langsame Abdrift von Gammarus aus weit entfernten Quellbächen. Zuflug vieler Insekten. (Jedoch keine genauen Strecken und Zeitangaben!)	Es wurden unmittelbare Folgen beobachtet (Abdrift wahrsch. der gesamten toten oder benommenen Arthropodenpopulation) und mittelbare Folgen (z.B. Ausbildung großer Algenteppeiche (fädige Grünalgen) durch fehlenden Beweidungsdruck durch die Wirbellosen).
23	0.04 - 0.45 mg/m ² auf der Wasseroberfläche (0.4 - 1.7 µg/L).	nach einigen Std.: < 0.1 µg/L Oberflächen-Wasserkonzentration	Beobachtet wurde ein Anstieg der Drift lebender Arthropoden für einen kurzen Zeitraum.	
24	nicht untersucht	nicht untersucht	nicht untersucht	Mortalität wurde vereinzelt bei diesen Arten beobachtet: Bluegill (Blauer Sonnenbarsch) und largemouth bass (Seebarschart) keine Mortalität bei redear sunfish (Sonnenbarsch), channel catfish (Katzenwelsart), grass carp (Karpfenart)
25	100 m langer Abschnitt wurde untersucht	in einigen Tests bis zu 30 Tagen	nicht untersucht	Cipro verändert erst ab 10.000 Mal höherer Konzentration als im Big Creek-Fluss nachgewiesen, die mit Blättern assoziierte Invertebratengemeinschaft.
26	nicht untersucht	nicht untersucht	nicht untersucht	Synergieeffekte zwischen PSM und anderen Stoffen sind nicht ausreichend untersucht. Indirekte Effekte durch PSM müssen besser berücksichtigt werden (z.B. Die WE kann beschleunigt werden, wenn durch ein PSM Konkurrenten eliminiert werden.)
27	nicht untersucht	Tests bis zu 48 Stunden Expositionszeit	Die Photosynthese-Aktivität erhöhte sich nach 48 Std. in klarem Wasser wieder, nach vorherigen Expositionen durch Metribuzine von 1 bis zu 48 h	In Gemeinschaften ist der Effekt durch Isoproturon, Metribuzin und Hexazinone auf die Photosyntheseleistung der Pflanzen geringer als in Einzelart-Tests prognostiziert.

Nr.	Referenz	Untersuchtes Gewässer	Land, Gebiet	Störung Art (ggf. Wirkstoffe)	ggf. Eintragsweg	Effekte Endpunkte	Arten (-gruppen)
28	Woin (1996)	MKS	Schweden	PSM (Fenvalerate)	Direktapplikation	Gemeinschaftszusammensetzung	Makroinvertebraten
29	Townsend & Hildrew (1976)	River Medway	U.K.	Mechanisches Entvölkern eines Gewässerabschnittes	keiner	Auffangen von driftenden und wandernden Organismen in Behältern	Invertebraten
30	Schäfers et al. 2006	Entwässerungsgräben	Altes Land bei Hamburg, Deutschland	PSM-Gemisch	Runoff und Spraydrift	Gemeinschaftszusammensetzung	aquat. Organismen
31	Finley et al. (1999)	Ästuar	USA	Einträge aus Landwirt. u. urbaner Landnutzung (PAHs, PCBs and chlorierte Pestizide)	non-point	Abundanz, Biomasse, Geschlechterverhältnis	Grasgarnele (<i>Palaemonetes pugio</i>)
32	Tikkanen et al. (1994)	Waldbach	Finnland	mechanische Störung (Entkanalisierung durch Löcher und Felsblöcke)		Gemeinschaftszusammensetzung	Makroinvertebraten
33	Gray (1981) in Wallace, 1990	Wüstenfluss	Sonoran-Wüste, USA	starke Überschwemmungsereignisse		Abundanz	aqatische Organismen

Nr.	Räumliche Ausdehnung eines Effektes	Zeitliche Ausdehnung eines Effektes	Untersuchung der WB/WE im betroffenen Abschnitt	sonstige Resultate der Untersuchung
28	nicht untersucht	3 Jahre	Konzentrationen von 1.3 bzw. 0.54 µg/L Fenvalerate: Abundanz von Insektenfauna erst im 3. Jahr gleich dem Kontrollbecken	Konzentrationen von 1.3 bzw. 0.54 µg/L Fenvalerate resultiert in langfristiger Änderung der Makroinvertebraten-Gemeinschaftszusammensetzung.
29	6 punktuelle, voneinander unabhängige Teilerperiment auf 60 Metern	12 Tage	Erfassung der WB in 3-d-Intervallen getrennt nach Eindrift und Gegen-stromwanderung	82 % der ankommenden Organismen trafen per Drift ein (18% durch Gegenstromwanderung); Drift funktioniert auch in Bachabschnitten mit sehr niedriger Fließgeschwindigkeit (< 5 cm/sek); 85 % der eingedrifteten Organismen stammen aus einer Entfernung von ca. 2 m bachaufwärts; effektive WB erfordert eine Mindestabdeckung mit Detritus und Mikroflora
30	nicht untersucht	nicht untersucht	In den höher PSM-exponierten Gewässern war die Anzahl der SPEAR (nach Liess & Ohe 2005 Arten mit niedrigem WW-Potenzial) leicht niedriger als an wenig exponierten. Ihr Vorhandensein deutet jedoch auf eine relativ stabile Gemeinschaftszusammensetzung hin.	Die Landnutzung des Umlandes ist der ausschlaggebende Parameter für die Zusammensetzung der aquatischen Gemeinschaft. Ab einer Entfernung von min. 5 m zw. Gewässer und intensiv genutzter Obstbauplantage sollten keine permanenten Schäden der Gemeinschaftsstruktur auftreten können.
31	nicht untersucht	nicht untersucht	nicht untersucht	Achtung: Zusammenhang zwischen Chemikalien und Effekten der Population sind nur "angenommen"
32	Eingriffe auf 30 m langem Gewässerabschnitt.	Nach 10 Tagen waren die Abundanzzahlen an der Kontrollstelle nicht mehr signifikant anders als die der Untersuchungsstelle.	In dem bearbeiteten Gewässerabschnitt (ca. 5 % der Sohlenfläche) gab es Rückgänge der Abundanz der benthischen Gemeinschaft, aber die Struktur blieb erhalten, so dass WW schnell erfolgen konnte.	Die Jahreszeit der Durchführung von Renaturierungsarbeiten ins bezüglich des Effekts auf die Artengemeinschaft von ausschlaggebender Bedeutung. Durch die natürliche Emergenz der fliegenden Insekten ist es schwierig, Effekte auf Populationen zu erfassen.
33	ganzer Flusslauf	Wiedererholung erfolgt innerhalb von 2 Monaten	In Gegenden, in denen Störungen häufig sind, kann sich die Gemeinschaft anpassen, in dem vor allem r-Strategen Bestandteil sind, welche selbst Mortalitätsereignisse von 95 % innerhalb von 2 Monaten kompensieren.	

Nr.	Referenz	Untersuchtes Gewässer	Land, Gebiet	Störung Art (ggf. Wirkstoffe)	ggf. Eintragsweg	Effekte Endpunkte	Arten (-gruppen)
34	Schoenthal (1963) in Niemi et al. 1990	Fluss	Montana, USA	PSM (DDT)	punktueller Einleitung	Abundanz	Diptera und Ephemeroptera
35	Binns (1967) in Niemi et al. 1990	Green and New Fork Rivers	Wyoming, USA	unbekannt		Wiederbesiedlung	Fische allg.
36	Gore (1982)	neuer Graben in Kohleabbaugebiet	Wyoming, USA	Kanalkonstruktion		Etablierung einer benthischen Lebensgemeinschaft	aquatische Invertebraten
37	Thiele et al. (1998)	Nebel (typischer Tieflandfluss in Meck.-Pomm)	Mecklenburg-Vorpommern, Deutschland	Unterbrechung der Durchgängigkeit durch Staustufen und Wehre		Untersuchung von Gegenstromwanderleistung und Gegenstromflug	aquatische und merolimnische Invertebraten
38	Schriever et al. (2007)	ca. 360 Agrargewässer	um Braunschweig, Deutschland	PSM	Runoff und Spraydrift	Gemeinschaftszusammensetzung	aquatische Invertebraten

Nr.	Räumliche Ausdehnung eines Effektes	Zeitliche Ausdehnung eines Effektes	Untersuchung der WB/WE im betroffenen Abschnitt	sonstige Resultate der Untersuchung
34	7.2 Fluss-Km untersucht	Untersuchungen über 1.5 Jahre	Eintagsfliegen und Diptera besiedelten schnell: 900 m in 6 Monaten 7200 m nach 17 Monaten (Dichte und Artenreichtum)	→ Wiederbesiedlung direkt korreliert mit Driftverhalten und Anteil von endemischen Arten
35	Untersuchungsgebiet lag 250 km von Aussatzort entfernt	Wanderbewegungen während 2 Jahren untersucht		Korrelation zwischen Distanz von der Quelle und Absoluter Dichte der Organismen; keine Korrelation zwischen Distanz und Artenreichtum (min. 80 % der vorher ansässigen Arten); keine Korrelation zwischen Distanz und Biomasse
36	3 Untersuchungsstellen(A,B und C), ca. auf 40 km neuer Graben (Wiederbesiedlungsquelle: oberhalb gelegene nicht gestörtes Grabensystem)	Untersuchung über 17 Monate nach der Konstruktion	Wiederbesiedlungskurven (Artenzahl über Zeit) von A und B erfolgte wie mit MacArthur-Wilsen (Insel-Biogeographie-Theorie von 1967) prognostiziert; Gemeinschaft im Gleichgewicht nach 250 Tagen (bei A) bzw. 315 Tagen (bei B); C nicht vergleichbar wegen größerer Wassertiefe u folglich anderer Gemeinschaft	·
37	5 m lange Untersuchungseinheiten zur Erfassung der Wanderbewegung	Expositionszeit 5-7 Tage	Bei mehreren Arten wurde eine Gegenstromwanderung nachgewiesen. Sie betrug max. 1m/d (Bedingungen: hohe Strömungsgeschwindigkeit und -diversität, grober Flussschotter, flach überströmt, Breite 15-35m, Fließgeschw. 0,5-0,7 m/s)	Verschiedener Insektengruppen haben sehr spezielle Präferenzen bezügl. Bewuchstyp des Uferstreifens -> Einfluss auf WB-Leistung
38	nicht untersucht	nicht untersucht	Untersuchung des Einflusses unbelasteter, oberhalb gelegener Gewässerabschnitte: Ein Mangel solcher Abschnitte führt in stark belasteten Abschnitten zu einem deutlichen Absinken der SPEAR.	Keine Korrelation zwischen Spraydrift-Potential und Gemeinschaftszusammensetzung. Negative Korrelation mit Runoff-Potential.

Nr.	Referenz	Untersuchtes Gewässer	Land, Gebiet	Störung Art (ggf. Wirkstoffe)	ggf. Eintragsweg	Effekte Endpunkte	Arten (-gruppen)
39	Suhling et al. (2000)	Experimentelle Reisfeld-Entwässerungsgräben	Rhone-Delta, Frankreich	PSM (Lindane, Diazinon, Alphamethin)		Dichte und Biomasse der Gemeinschaft	aquatische Invertebraten
40	Shires & Bennett (1985)	Entwässerungsgräben	U.K.	PSM (Cypermethrin)	Flugzeug-Applikation -> Eintrag direkt aus der Luft	Abundanz	Makroinvertebraten, Zooplankton, Fische
41	Thiere & Schulz (2004)	Lourens River	Südafrika	PSM (Azinphosmethyl)	Runoff-Simulation	Gemeinschaftszusammensetzung	Makroinvertebraten
42	Schulz & Liess (1999)	Krummbach, Ohebach	Norddeutschland	PSM (Fenvalerate, Parathionethyl)	Runoff	<i>Gammarus pulex</i> und <i>Limnephilus lunatus</i>	Mortalität (in-situ)
43	Maund et al. (2001)	Teich	Mississippi, USA	PSM (Cypermethrin)	Direktapplikation	NOEC, LOEC	Arten der aquatischen Gemeinschaft
44	Sheldon et al. (2002)	Kanäle und Feuchtgebiete des Cooper Creek	Australien	Überflutungen		Gemeinschaftszusammensetzung	
45	Capri et al. (2005)	künstl. Entwässerungsgräben	Norditalien	PSM (Chlorpyrifos)	Spray drift	keine Tierarten untersucht	

Nr.	Räumliche Ausdehnung eines Effektes	Zeitliche Ausdehnung eines Effektes	Untersuchung der WB/WE im betroffenen Abschnitt	sonstige Resultate der Untersuchung
39	nicht untersucht	nicht untersucht	nicht untersucht	Signifikant höhere Biomasse im PMS-behandelten Feld im Vergleich zur Kontrolle. Biomasse sonst kein sig. Unterschied. Diversität (Shannon-Weaver) im Juli und August in der Kontrolle höher, im Juni im behandelten Feld.
40	nicht untersucht	0,03 µg/l max. in subsurface-Wasser nachgewiesen; schnell abgebaut	keine WB untersucht wegen nur geringfügigem Effekt (kurzzeitige, geringe Reduktion der Abundanz von luftatmenden Rückenschwimmern und einer Dipterenart)	
41	Wasser nach Simulation gefiltert und im MKS getestet	1 Stunde	nicht untersucht	Signifikante Reduktion der Artenzahl bei einer Behandlung von 20.000µg/kg AZP.
42	3 Teststellen (+ Kontrolle)	April bis Juli	nicht untersucht	Es wurden die Resultate in-situ mit freilebenden Organismen verglichen und festgestellt, dass die Mortalität im "Käfig" deutlich höher war (Vermeidungsverhalten durch aktive Drift).
43	nicht dargestellt	nicht dargestellt	nicht untersucht	Die prognostizierten Konzentrationen an Cypermethrin stellen nur eine geringfügiges Risiko dar, weil sie mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht in Konzentrationen > NOEC auftreten werden. Cypermethrin: LOECeco = 100 ng/L; NOECeco = 30 ng/L.
44	sehr großflächig	rel. kurz	Durch die Überflutungen wird die Artengemeinschaft vereinheitlicht. Sobald die Verbindung zwischen Feuchtgebieten durch die Trockenheit unterbrochen wird, bilden sich andere Artengemeinschaften heraus.	Ephemere und temporäre Seen weisen eine geringere Artenzahl auf als semi-permanente Kanäle und terminale Seen.
45	Durchgeführt auf eines Testweinfeld	24 Stunden	nicht untersucht	Bei dieser Untersuchung war ein 7 m breiter Pufferstreifen vorhanden. Es wurden max. 0,3 µg/l Chlorpyrifos eingetragen, welche innerhalb von 24 h nicht mehr nachweisbar waren.

Nr.	Referenz	Untersuchtes Gewässer	Land, Gebiet	Störung Art (ggf. Wirkstoffe)	ggf. Eintragsweg	Effekte Endpunkte	Arten (-gruppen)
46	Reice (1985)	New Hope Creek	North Carolina, USA	physikalische Störung durch Rütteln des Sediments		Reduktion der vorgefundenen Arten	aquatische Arten
47	Heckman & Friberg (2005)	In-stream-MKS	Dänemark	PSM (Lambda-Cyhalothrin)	Direktapplikation durch Tropfset	Drift	Makroinvertebratengemeinschaft
48	Hose & Wilson (2005)	In-stream-MKS	Australien	PSM (Endosulfan)	Direkteintrag durch Flugzeug-applik. und Runoff	2 typische Makroinvertebraten: Decapoda (<i>Paratya australiensis</i>) und Eintagsfliege (<i>Jappa kutera</i>)	Mortalität
Nr.	Räumliche Ausdehnung eines Effektes	Zeitliche Ausdehnung eines Effektes	Untersuchung der WB/WE im betroffenen Abschnitt		sonstige Resultate der Untersuchung		
46	32 Einheiten mit je 20 x 20 cm Grundfläche	30 Sekunden Rütteln	Durch die Störungen traten Reduktionsereignisse von 21,9 - 95 % auf. Normales Populationsmaß wurde innerhalb von 4 Wochen wieder erreicht.		Störungen werden als wichtige Einflussgröße auf die Zusammensetzung von Artengemeinschaften in Fließgewässern betrachtet. Seltene Arten besiedelten nicht selektiv die gestörten Bereiche.		
47	MKS-Käfige	30-min-Pulse (à 0,1, 1, 10 µg/l)	Wiedererholung erfolgte innerhalb von etwa 2 Wochen.		Anstieg der Makroinvertebratendrift direkt nach der Applikation, besonders <i>Gammarus pulex</i> , Ephemeroptera und Simuliidae).		
48	MKS-Käfige	rel. kurz zur Simulation von Sturm-Runoffs und Übersprühung	nicht untersucht		Decapoda-Art: LC50 in MKS bei deutlich niedrigeren Konzentrationen als in Standard-Lab-Tests. Weniger Abweichung bei der Eintagsfliegenart.		

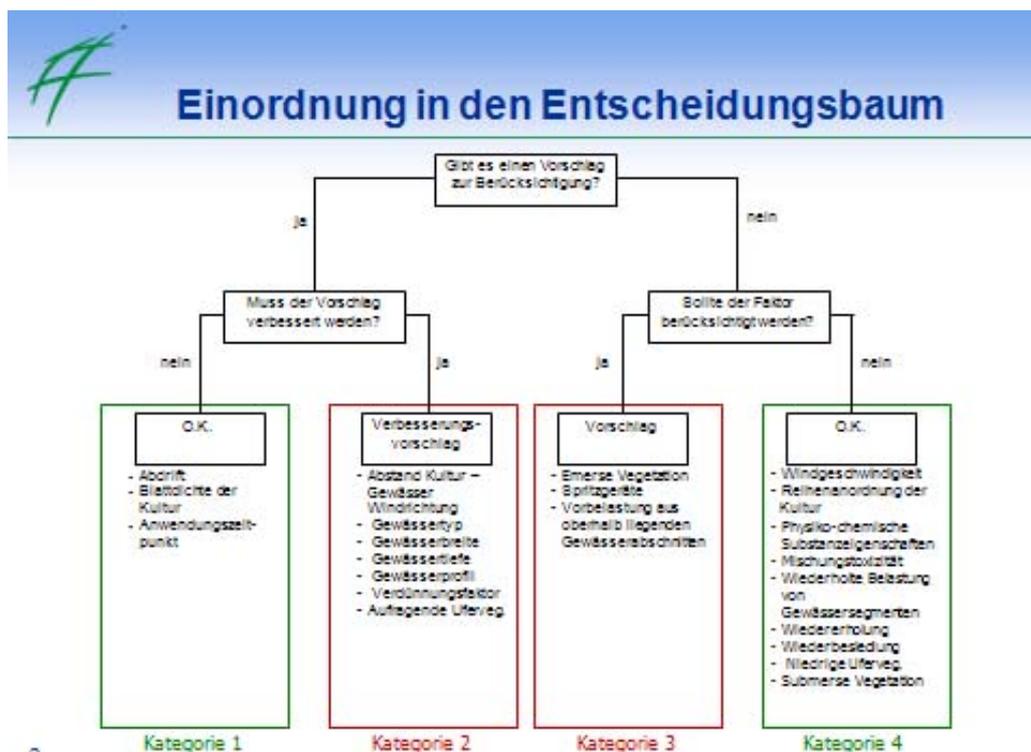
9.7 Workshopberichtenhang – Folien der Gruppenpräsentationen am 23. Januar 2007



Diskussionsgruppe A: Expositionsrelevante Faktoren (fachlich)

UBA Workshop 22. – 24. Januar 2007

Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau





Faktoren

Relative Lage und Ausrichtung zur Applikationsfläche

- 150 m Pufferstreifen
- Abgleichung der ATKIS-Datenbank mit den bereits vorhandenen Luftbild-Daten

Abdrift

- Verteilung der Abdriftwerte
- Voraussetzung: Stabilität der Ergebnisse im zulassungsrelevanten Bereichs, Ausschließung von Artefakten

Windrichtung

- Gleichverteilung

Gewässertyp

- Einbeziehung der flächenhaften Gewässer
- Forschungsbedarf: Genauigkeit und Fehler des Systems ATKIS überprüfen.

3



Faktoren

▪Gewässermorphologie

- Gewässerbreite:
- Berücksichtigung nach ATKIS-Breitenklassen → zunächst Untergrenzen annehmen, Ziel sind jedoch Verteilungen, wenn genügend Informationen vorhanden sind
Problem: Welche Breite wird bei der Klasse < 3 m angenommen (→ kein Konsens)
- Kleinere Gewässer als 1 m müssen unterschieden werden (→ genauere Verteilung notwendig)
- Ziel ist es aber eine Verteilung zu generieren
- Forschungsbedarf: Verteilungsfunktionen bestimmen, Breite-Tiefe Messungen zu verschiedenen Jahreszeiten

4



Faktoren

- Niedrige Ufervegetation
 - Nicht berücksichtigt, schwierig zu quantifizieren
- Aufragende Ufervegetation:
 - Parameter muss berücksichtigt werden
 - Weiterer Bedarf: Literaturlauswertung
- Blattichte der Kultur:
 - Genügend berücksichtigt bei Ganzelmeier
- Anwendungszeitpunkt:
 - O.k., weil wir einen statischen Ansatz haben

6



Faktoren

- Mehrfachanwendung / wiederholte Applikation:
 - Wäre nur bei Fließgewässern relevant → getrennte Bewertung von Fließ- und Stehgewässern wäre notwendig.
 - gehört auf die Effektseite
- Emerse Vegetation:
 - Forschungsbedarf: Abhängigkeit der emersen Vegetation von der Breite durch Feldkartierungen
 - Bedeckungsgrad der kleinen Gewässer hinsichtlich Vegetation kartieren
- Submerse Vegetation:
 - Keine Berücksichtigung (gehört nicht zu den expositionsrelevanten Faktoren)
- Physiko-Chemische-Substanzeigenschaften:
 - Keine Berücksichtigung, könnte nur in einem Fate-Modell berücksichtigt werden

7



Faktoren

- **Spritzgeräte:**
 - Implementierung außerhalb des GIS-Systems
- **Mischungstoxizität:**
 - Keine Berücksichtigung: muss auf der Effektseite geklärt werden
- **Wiederbesiedlung- und Wiedererholung:**
 - als Faktor keine Berücksichtigung



Diskussionsgruppe B: Expositionsbestimmende Faktoren (technisch)

Chair: Martin Bach

Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau



Diskussionsgruppe B

Expositionsbestimmende Faktoren (technisch)



Länge der Gewässersegmente

- Länge der Gewässersegmente: 10 m

Begründung:

Sensitivitätsanalysen von BBA und IVA zeigen, dass eine Segmentlänge von <50 Meter keine signifikanten Unterschiede bei der Verteilung der Konzentrationen aufzeigen. Mit Hintergrund einer genaueren Datengrundlage und der Diskretisierung sollte die Länge der Segmente so gewählt werden, dass sie kleiner ist als die typische Feldkante. Eine Segmentlänge von 10 m ist für die Grundgesamtheit der relevanten Gewässerabschnitte bei der Umsetzung praktikabel.



Diskussionsgruppe B

Expositionsbestimmende Faktoren (technisch)



Pufferstreifen

- Entfernung von Gewässern zu Raumkulturen: 3 - 150 m
- Begründung: Konvention.

Die Entfernung hat Einfluss auf die Größe der Grundgesamtheit. Je größer der Abstand, desto größer wird die Grundgesamtheit und die Anzahl der Segmente mit niedrigen PEC. Das muss bei der Betrachtung der Perzentile beachtet werden.

Auftrag an IVA und BBA: Zur Beurteilung der Länge der potenziellen Hot Spots sollten die Modelle anhand von festen Perzentilen und unter Berücksichtigung der ERC Überschreitungen ohne Berücksichtigung der Verdünnung (BBA) und Vegetation (IVA) durchgeführt werden.

3



Diskussionsgruppe B

Expositionsbestimmende Faktoren (technisch)



Anwendungszeitpunkt

Die Annahme der gleichzeitigen Anwendungen im Umfeld ist aus Praktikabilitätsgründen beizubehalten.

Windrichtung

Eine Gleichverteilung der Windrichtungen soll bei der Modellierung eingehen, da Differenzierung anhand von Messdaten derzeit nicht möglich ist.

Marktdurchdringung

Eine Anwendung auf allen Flächen wird angenommen

4



Diskussionsgruppe B

Expositionsbestimmende Faktoren (technisch)



Verdünnung

Der Verdünnungsfaktor sollte in die Modellierung eingehen ist jedoch nicht ohne weitere Untersuchungen festzulegen

Gewässermorphologie

Die derzeitige deterministische Annahme eines Breite – Tiefe Verhältnisses von $3,33 : 1$ ist wahrscheinlich nicht konservativ genug und nicht realistisch. Aufgrund der noch nicht vorhandenen Datenbasis für eine realistischere Verteilung ist dieses Verhältnis jedoch beizubehalten. Bei einer zukünftigen Berücksichtigung einer Breite –Tiefe Verteilung müssen jedoch auch zusätzliche Faktoren wie Verdünnung, Vegetation und Gewässerstruktur berücksichtigt werden

5



Diskussionsgruppe B

Expositionsbestimmende Faktoren (technisch)



Saisonale Aspekte

Saisonale Unterschiede bezüglich der Hydrologie (sommerliches Niedrigwasser) sollten bei der Modellierung berücksichtigt werden.

Auch bei der driftmindernden Vegetation müssen jahreszeitliche Aspekte als drei Stadien (ohne Laub, mittlere Belaubung und volle Belaubung) in das Model miteinbezogen werden.

6



Diskussionsgruppe B

Expositionsbestimmende Faktoren (technisch)



Vorgeschlagene Modelle von IVA und BBA

Kritik: Vergleichbarkeit der beiden Modelle ist nicht gegeben, da sie für unterschiedliche Kulturen in verschiedenen Regionen durchgeführt wurden. Einfache Modellierungen, die ausschließlich die Abstände als einzigen georeferenzierten Faktor berücksichtigen sind nicht vorhanden.

7



Diskussionsgruppe B

Expositionsbestimmende Faktoren (technisch)



- **Perzentile der Verteilungskurven**
- - Das 90. (noch festzulegen) Perzentil der Verteilungskurven eines jeden Gewässersegmentes sollte in die Häufigkeitsverteilung im Landschaftsmaßstab eingehen.
- **Perzentile im Landschaftsmaßstab**
- In der Verteilungskurven muss das Perzentil anhand des ERC abgeleitet werden, um Hot Spots definieren zu können

8



Diskussionsgruppe B

Expositionsbestimmende Faktoren (technisch)



Datengrundlagen: ATKIS

Mögliche Fehler und Ungenauigkeiten:

1. Lagegenauigkeit
2. Fehler der Nichterfassung von driftmindernden Landschaftsstrukturen
3. Fehler durch Nichterfassung von relevanten Gewässerabschnitten und Raumkulturflächen

1: Für bundesweite Untersuchung genau genug

2: Durch die Nichterfassungsgrenze von 1 ha werden vor allem driftmindernde Landschaftsstrukturen in der Nähe der Gewässer nicht erfasst (Kleine lineare und flächenhafte Saumstrukturen). Dadurch wird tendenziell die Exposition überbewertet

3: Die Größe des Fehlers durch nichterfasste Gewässerabschnitte ist nicht bekannt, wird jedoch als nicht relevant angenommen.

Durch die Nichterfassungsgrenze von 1 ha ist die nicht erfasste Raumkulturfläche wahrscheinlich sehr gering.

Schlecht untersucht → genaue Betrachtung notwendig

9



Diskussionsgruppe B

Expositionsbestimmende Faktoren (technisch)



Datengrundlagen: DOP (digitale Orthophotos)

Für eine hochgenaue (<1m) Abstandsanalyse sind halbautomatisch analysierte DOP geeignet. Der Fehler der Analyse liegt derzeit bei ca. 5%.

Messungenauigkeiten können im stochastischen Modell als Variable berücksichtigt werden



Diskussionsgruppe C

Hot Spots und Wiederbesiedlung/-erholung, fachlich-wissenschaftlicher Hintergrund

Chair: Matthias Liess

„Umsetzung der probabilistischen Risikobewertung in den Vollzug des PflSchG – Pilotphase – Dauerkulturen“



Diskussionsgruppe C

Hot Spots und Wiederbesiedlung/-erholung (fachlich)



- **Hot-Spot-Definition und -Kriterien:**
 - **Fachliche Vertretbarkeit des in den Abb. 1.1 und 4.1 dargestellten Verfahrens.**
 - Gestuftes Prinzip wie in Abbildung 1.1 und 4.1 dargestellt wird akzeptiert
 - Anfangs: Identifikation anhand realistic-worst case Stoffes (gerade noch zulässig)
 - Jetzt zulassungsfähige Stoffe sollen auch in Zukunft zulassungsfähig bleiben (nicht konservativer werden, Schutzniveau soll erhalten bleiben)
 - **Wissenschaftliche Akzeptanz der drei vorgeschlagenen Hot-Spot-Kriterien und Entwicklung einer fachlich abgesicherten Hot-Spot-Definition.**
 - Die Definition von Hot Spots auf Basis der drei vorgeschlagenen Kriterien sinnvoll



Diskussionsgruppe C

Hot Spots und Wiederbesiedlung/-erholung (fachlich)



- **Hot Spot Kriterien:**

1. Räumliche Ausdehnung
2. Bestimmung der tolerierbaren Effekthöhe
3. Klassifizierung der Belastungshöhe nach zu erwartetem Effekt

- die drei Hot-Spot-Kriterien werden über traits hergeleitet (Wanderungsfähigkeit, Generationszeit)

To do:

Welche Populationsausdehnung hat jede Gruppe? (Kriterium 1)

Kritische Effekthöhe für Populationen jeder Gruppe (Kriterium 2) (Daphnien dürfen mehr reduziert werden als einjährige Arten)

Steilheit der Dosis-Wirkungsbeziehung (Kriterium 3): Ableitung aus Labor und Mesokosmen

3



Diskussionsgruppe C

Hot Spots und Wiederbesiedlung/-erholung (fachlich)



- **Hot-Spot-Definition und -Kriterien:**

- **Wie kann eine Hot-Spot-Definition für isolierte Kleingewässer und stehende Gewässer im Allgemeinen erfolgen?**

- muss berücksichtigt werden, darf nicht durch zu grobe Auflösung im GIS verloren gehen;
wenn nicht im GIS erfassbar, dann muss es auf andere Art und Weise erfasst werden
wenn Gewässer sehr klein, dann ist die Gewässergröße der Bezugspunkt für die Wiederbesiedlung

4



Diskussionsgruppe C

Hot Spots und Wiederbesiedlung/-erholung (fachlich)



- **Offene Punkte zum methodischen Vorgehen**
 - Ist die georeferenzierte probabilistische Expositionsanalyse ohne die Betrachtung des Transports und Verbleibs der Wirkstoffe im Gewässer in einem dynamischen Fate-Modell realistisch und ausreichend protektiv?
 - Transportvorgänge müssen berücksichtigt werden (z. B. Modellierung)

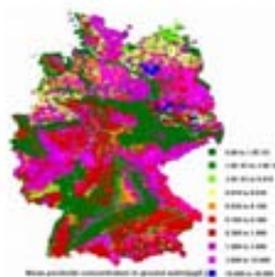
 - Auf welche Art und Weise können komplexe PSM-Anwendungsmuster aus ökotoxikologischer Sicht (Verschneidung der Expositionsbewertung verschiedener Wirkstoffe) in einem georeferenzierten probabilistischen Verfahren berücksichtigt werden?
Welche Konsequenzen bedeutet eine Negierung dieses Aspektes für die Protektivität des Verfahrens?
 - muss berücksichtigt werden entweder durch Sicherheitsfaktoren oder durch Modelle
 - Pflanzenschutzstrategie „typische Baskets“

UBA Workshop
Georef. prob. Risikobewertung – Pilotphase Dauerkulturen

Diskussionsgruppe Gruppe D

Hot-spots, Wiederbesiedlung /-erholung, Risikomanagement

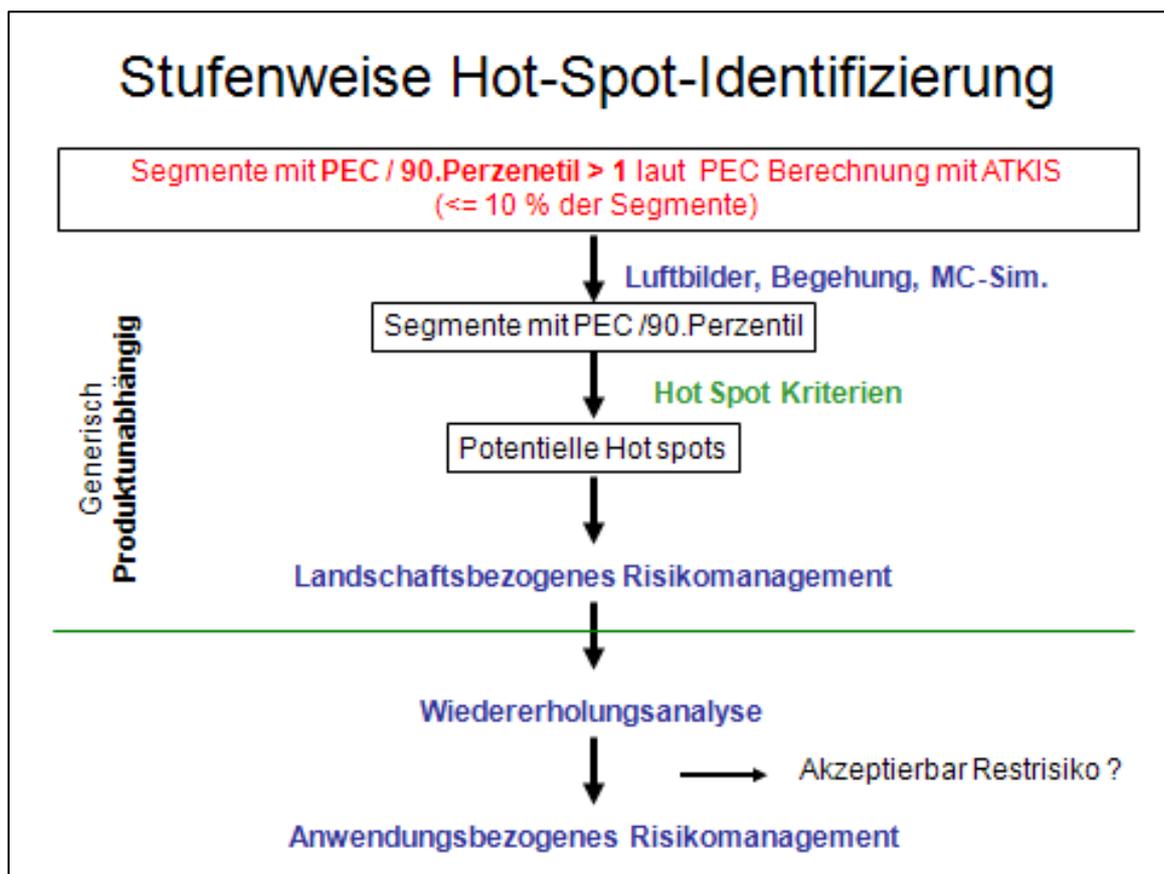
Was ist jetzt vertretbar und praktikabel?



4 Fragenkomplexe

Praktikables Vorgehen für

- Hot Spot Identifizierung
- Expositionsanalyse der Hot spots
- Berücksichtigung von Wiedererholung
- Risikomanagement
- (Datenbereitstellung)



Hot spot Identifizierung

Sind Hot Spots überhaupt notwendig? (Ja...)

Vorgeschlagene 3 Kriterien

1. Räumliches Ausmaß
2. Tolerierbare Effekthöhe
3. Belastungshöhe

Verfeinerte Expositionsanalyse Hot Spots

- Exaktere Daten aus Luftbildern, Gewässerbegehung zu Gewässerbreite, -tiefe, driftmindernder Vegetation, ???
- Jetzt oder später Berücksichtigung von Fate, Transport, z.B. Abbau, verkürzte Belastung und Verdünnung in Fließgewässern,...)
- Wieviel PEC > ERC bleiben über?

Wiedererholung / Wiederbesiedlung

- Klare Trennung von expositionsrelevanten Faktoren und Wiedererholungsfaktoren
- Generell: intrinsische Wiedererholung (durch Populationswachstum) kann (sollte?) in der ERC berücksichtigt werden, nicht in der hot-spot Identifizierung.
- Wiederbesiedlung (verschiedene Mechanismen) sind raumgebunden und daher besser in der hot-spot-Analyse aufgehoben.
- Wie ableitbar aus GIS? Nachbarschaft unbelasteter Segmente
- Wie quantitativ verwendbar? ERC je Segment in Abhängigkeit von Recoverypotential erhöhen?

Risikomanagement

- Landschaftsbezogen
 - Eintragsverringierung
 - Verbreiterung der Uferstreifen
 - Optimierung der Bepflanzung
 - Optimierung der Pflege der Ufervegetation
 - Optimierung der Reihenanzordnung
- Recoveryverbesserung
 - Gewässerumbau
 - Gewässerneuanlage
- Ziel: Anwendungsbezogenes Management (zusätzlich zu bundesweiten Bestimmungen sollten nicht notwendig sein (geringe Akzeptanz in der Praxis).
- Ansonsten (und in Übergangszeit): Anwendung bestehender Bestimmungen.
- Anwendungsbezogen
 - Technische Driftminimierung
 - Abstandsaufgaben
 - Anwendung nur bei Windstille bzw. Wind vom Gewässer (schwer überwachbar)
 - Anwendungsverbot in Hot Spots

9.8 Workshopberichtanhang – Diskussionspapier zu Workshop vom 22. bis 24. Januar 2007

Hinweis: Die Fußzeile beinhaltet die interne Seitennummerierung des Diskussionspapiers.

Diskussionspapier

als Vorlage für den Workshop vom 22. bis 24. Januar 2007 im Umweltbundesamt Dessau
im Rahmen des F & E Vorhabens 206 63 402

„Umsetzung der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung in den Vollzug des
PflSchG – Pilotphase – Dauerkulturen“

Ralf Schulz, Renja Ohliger, Sebastian Stehle, Katharina Zenker

Institut für Umweltwissenschaften
Universität Koblenz-Landau, Campus Landau
Fortstrasse 7
76829 Landau

Landau, den 17.01.2007

Inhalt

1.	Einführung in die Thematik.....	4
2	Expositionsbestimmende Faktoren	6
2.1	Einführung und Problematik	6
2.2	Berücksichtigte Faktoren	7
2.3	Weiteres Vorgehen auf dem Workshop	8
2.4	Georeferenzierung	9
2.4.1	Georeferenzierte Faktoren	9
2.4.2	Möglichkeiten zur Einbeziehung der nicht georeferenzierten Faktoren	10
3	Modellierungsansätze	12
3.1	Prinzipielle Unterschiede und Gemeinsamkeiten der vorgeschlagenen Modellierungsansätze	12
3.2	Mögliche Verschneidung der beiden Ansätze	13
4	Hot Spots.....	16
4.1	Konzeptionelle Identifikation und Analyse von Hot Spot	16
4.2	Hot Spot Definition und Kriterien	18
4.3	Hot Spot Maßnahmen	21
4.4	Offene Punkte zum methodischen Vorgehen.....	21
4.4.1	Hot Spot Analyse und konzeptionelle Fate-Modell Implementierung	21
4.4.2	Wirkungen komplexer Anwendungsmuster und Mischungstoxizität	22
5	Berücksichtigung der Wiederbesiedlung in der Effektabschätzung	23
6	Workshop am UBA.....	26
6.1	Programmübersicht	26
6.2	Diskussionspunkte für den Workshop	27
7	Literatur	32
8	Anhang.....	34
8.1	Effektklassen in der Mikro- und Mesokosmenauswertung	34
8.2	Strategien und Mechanismen der Wiederbesiedlung.....	35

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1: Prinzipielles Ablaufschema der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung nach dem derzeitigen Stand der Diskussion (Kapitel 3)	5
Abbildung 2.1: Übersicht der expositionsrelevanten Faktoren für die Abdrift aus Raumkulturen	6
Abbildung 2.2: Einordnung der Faktoren in das Entscheidungsbaumschema.....	8
Abbildung 2.3: Häufigkeiten der Breite-Tiefe Verhältnisse kleiner Fließgewässer (Breite < 1m) im Weinanbaugebiet Südpfalz (n=39) (Ohlinger & Zenker)	11
Abbildung 3.1: Verfahrensschema zur Berechnung der PEC im Landschaftsmaßstab.....	13
Abbildung 3.2: Mögliche Verschneidung der beiden Modellierungsansätze von BBA und IVA.....	15
Abbildung 4.1: Schematische Darstellung der Hot-Spot-Identifikation und -Analyse.....	17

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:Übersicht über die berücksichtigten expositionsrelevanten Faktoren (Golla et al. 2006, Schad 2006a, Schad 2006b)	7
Tabelle 2.2: Georeferenzierte Parameter	9
Tabelle 3.1: Unterschiede und Gemeinsamkeiten der beiden Ansätze für eine georeferenzierte probabilistische Expositionsabschätzung	12
Tabelle 5.1: Übersicht zur Über- bzw. Unterschätzung verschiedener Wiederbesiedlungsmechanismen in Mesokosmenstudien im Rahmen der Effektabschätzung für PSM	24
Tabelle 8.1:Übersicht und Kurzbeschreibung verschiedener Mechanismen der Wiederbesiedlung und Wiedererholung	34

1 Einführung in die Thematik

Für die Beurteilung des Risikos von Pflanzenschutzmitteln (PSM) wird derzeit in Deutschland ein deterministisches Verfahren für die erforderliche Expositionsabschätzung verwendet, das auf „realistic worst case“-Annahmen beruht. Diese Modellannahmen sind bewusst protektiv gewählt und sollen die Vielfalt der Wirklichkeit möglichst vollständig abdecken. Der sich weiter entwickelnde Stand von Wissenschaft und Technik eröffnet jedoch die Möglichkeit, eine realistischere Abbildung der Gewässerexposition durch PSM mittels georeferenzierter probabilistischer Risikobewertung zu leisten. Ein wesentliches Ziel ist die Ableitung einheitlicher und vereinfachter Anwendungsbestimmungen auf bundesweiter Ebene bei Gewährleistung eines ausreichend hohen Schutzniveaus für alle durch PSM-Einträge belasteten Gewässerökosysteme. Dies muss gegebenenfalls durch geeignete Managementmaßnahmen sichergestellt werden.

In einer georeferenzierten probabilistischen Expositionsabschätzung werden die Variabilität und die Wahrscheinlichkeitsverteilung der expositionsrelevanten Einflussgrößen berücksichtigt. Diese gehen in Form von Verteilungsfunktionen in die Berechnung ein. Mit Hilfe einer probabilistischen Methode kann die Wahrscheinlichkeit für das Ausmaß negativer Effekte quantifiziert werden. Georeferenziert bedeutet landschaftsbezogen, das heißt die Ausprägung der einzelnen Einflussfaktoren kann einzelnen Objekten in der Landschaft zugeordnet werden. Dieses Vorgehen ermöglicht die Identifizierung von Gewässersegmenten (kleinste räumliche Einheit bei der Betrachtung), in denen nach Ableitung allgemeiner, bundesweiter Risikominderungsmaßnahmen auf Basis einer georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung Konzentrationen oberhalb der environmental relevant concentration (ERC) nicht mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden können. Räumliche Häufungen dieser Segmente (zu sog. Gewässerabschnitte) mit erwarteten Konzentrationen oberhalb der ERC, die so genannten Hot Spots, müssen anhand eindeutiger Kriterien von den übrigen Oberflächengewässern abgrenzbar sein und anhand einer verfeinerten Risikobewertung verifiziert werden. Durch die GIS-basierte Lokalisierung können an den Hot Spots notwendige Managementmaßnahmen implementiert und dadurch ein ausreichend hohes Schutzniveau auch für diese Gewässerabschnitte garantiert werden.

Abbildung 1.1 stellt die jeweiligen Einzelschritte im Verlauf der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung schematisch dar. Die einzelnen Punkte werden in den entsprechenden Kapiteln (in Klammern angegeben) näher erläutert.

Zu dieser Thematik findet im Januar 2007 ein Workshop im Umweltbundesamt Dessau statt. Dieser wird vom Institut für Umweltwissenschaften der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau im Rahmen des Forschungsvorhabens- und Entwicklungsvorhabens 206 63 402 ausgerichtet. Insbesondere sollen dort folgende Themen diskutiert werden:

- Expositionsrelevante Faktoren
 - Identifikation der relevanten Faktoren
 - Wissenschaftliche Basis/Absicherung für jeden zu berücksichtigenden Faktor
 - Implementierungsmöglichkeiten (Prüfung und Verbesserung der bereits vorhandenen Vorschläge)
- Modellierungsansätze und technische Umsetzungsmöglichkeiten
 - Grundannahmen des Modellierungsansatzes
 - Vorteile und Grenzen der bereits vorgeschlagenen Ansätze von IVA und BBA und Möglichkeiten der Verschneidung zur Erzeugung von Synergien

- Technische Umsetzungsmöglichkeiten aufgrund der Datengrundlagen
- Hot Spots
 - Identifikation
 - Kriterien
 - Managementmaßnahmen
- Wiederbesiedlung und Wiedererholung

Zu den einzelnen Diskussionspunkten und zum Ablauf des Workshops finden sich in Kapitel 6 weitere Angaben sowie Vorschläge zu den jeweils offenen Fragen.

Ziel ist es, ein pragmatisches Verfahren einer georeferenzierten probabilistischen Expositionsabschätzung festzulegen, die das festgelegte Schutzziel gewährleistet. Da die vorhandene Datenbasis zu bestimmten Modellannahmen und Input-Parametern sehr eingeschränkt ist, sind vermutlich noch viele Annahmen notwendig, die ausreichend konservativ festzulegen sind. Das oben erwähnte Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zielt nur auf den Eintragsweg Abdrift in Raumkulturen (Obstbau, Weinbau, Hopfen) ab. Weitere Eintragspfade und andere Kulturen werden in späteren Folgeprojekten bearbeitet.

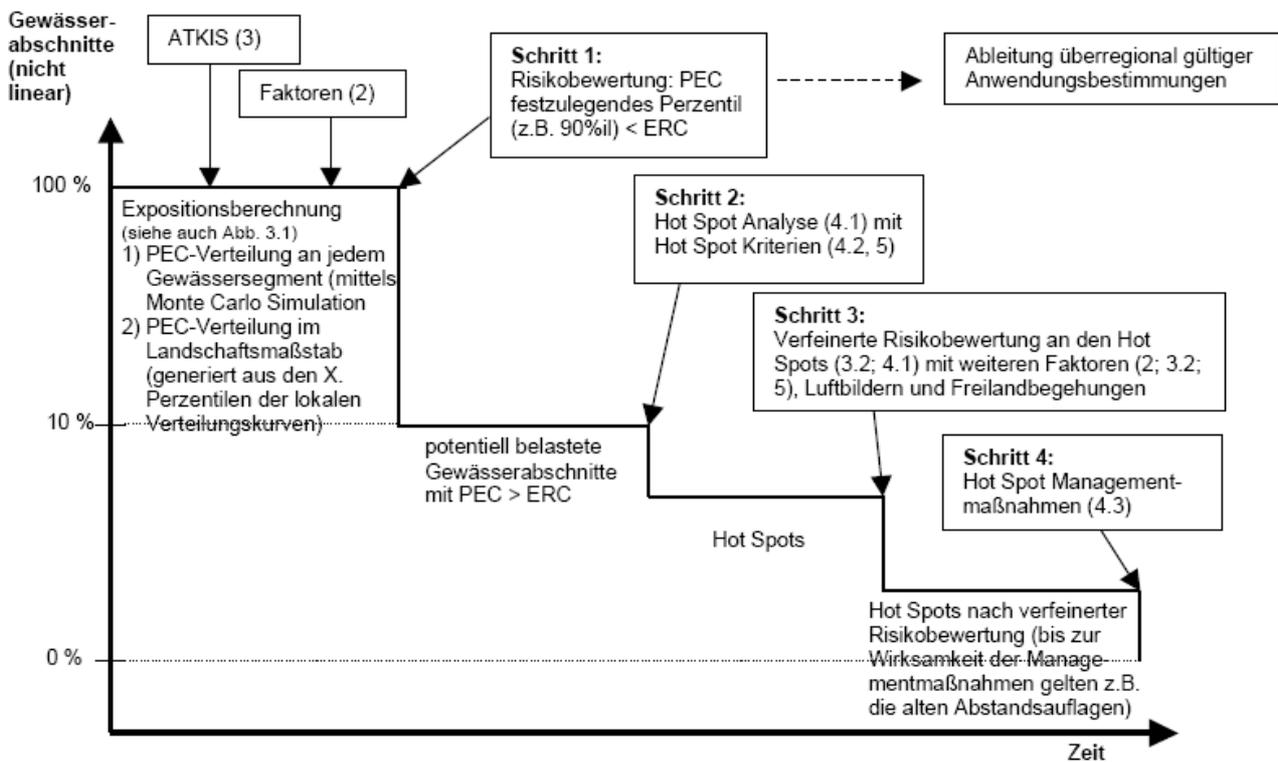


Abbildung 1.1: Prinzipielles Ablaufschema der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung nach dem derzeitigen Stand der Diskussion (Kapitel 3). Die Zahlen in den Klammern verweisen auf die entsprechenden Kapitel dieses Dokumentes.

2 Expositionsbestimmende Faktoren

2.1 Einführung und Problematik

Die bisher durchgeführte deterministische Expositionsabschätzung wird auf Basis konservativer Modellannahmen durchgeführt, mit denen extreme, jedoch nicht unrealistische Expositionereignisse bzw. -situationen erfasst werden sollen („realistic worst case“). Man geht von einem stehenden Modellgewässer mit einem Meter Breite, 0,3 Meter Tiefe und Kastenprofil aus. Der Wind weht immer in Richtung des Gewässers und der Abstand zwischen Raumkultur und Gewässer beträgt stets drei Meter. Die Landschaft entspricht jedoch überwiegend nicht diesen „realistic worst case“-Annahmen. Um nun realistischere Expositionsszenarien zu erhalten, soll die Variabilität der Landschaft mit in die Expositionsabschätzung eingehen. Hierbei sind räumliche (z.B. Variation der Abstände zwischen Kulturfläche und Gewässer und der Gewässerbreiten) bzw. zeitliche Variabilitäten (z.B. Abtransport der eingetragenen PSM mit der Zeit) zu unterscheiden. Über die im deterministischen Modell berücksichtigten Parameter hinaus, gibt es zahlreiche weitere Faktoren, die die Driftexposition ebenfalls beeinflussen. Die für die Drift relevanten Faktoren sind in Abbildung 2.1 dargestellt. Es gilt, diese Parameter auf ihre Relevanz zu überprüfen und gegebenenfalls auf geeignete Weise in der Exposititonsabschätzung zu berücksichtigen.

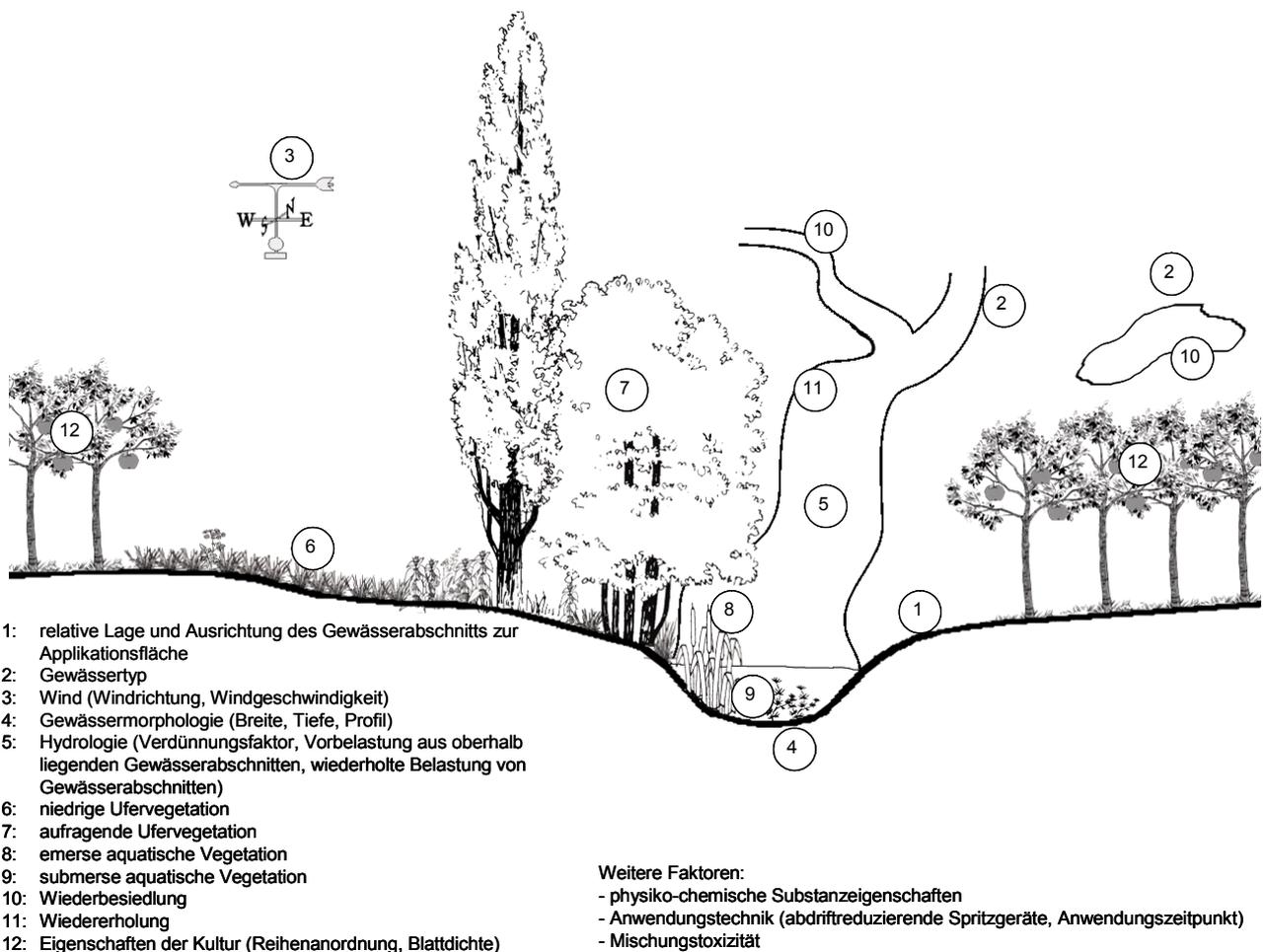


Abbildung 2.1: Übersicht der expositionsrelevanten Faktoren für die Abdrift aus Raumkulturen

Um die räumliche Variabilität der Faktoren in die Abschätzung mit einzubeziehen, müssen die Parameter georeferenzierbar sein. Das heißt, jedem Element in der Landschaft muss eindeutig die Ausprägung des

jeweiligen Parameters zuzuordnen sein. Sowohl das amtliche topographische-kartographische Informationssystem ATKIS, als auch Luft- oder Satellitenbilder können als Datengrundlage für die Georeferenzierung dienen. Ist ein Faktor nicht georeferenzierbar, bedarf es einer Prüfung, ob und auf welche Weise der Faktor dennoch in geeigneter Weise in die Expositionsabschätzung eingehen kann.

2.2 Berücksichtigte Faktoren

Sowohl von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) (siehe z.B. Golla et al. 2006) als auch vom Industrieverband Agrar (IVA) (siehe z.B. Schad 2006a) liegen bereits Vorschläge vor, wie eine georeferenzierte probabilistische Expositionsabschätzung aussehen könnte. Tabelle 2.1 bietet eine Übersicht, welche expositionsrelevanten Faktoren in den jeweiligen Ansätzen berücksichtigt werden, und auf welche Weise diese in die PEC-Berechnung eingehen.

Tabelle 2.3: Übersicht über die berücksichtigten expositionsrelevanten Faktoren (Golla et al. 2006, Schad 2006a, Schad 2006b)

Expositionsbestimmender Faktor	Vorschlag zur Berücksichtigung BBA	Vorschlag zur Berücksichtigung IVA
Relative Lage und Ausrichtung des Gewässersegments zur Applikationsfläche	3 m - 150 m	3 m - 150 m
Abdrift	Verteilungsfunktion der Abdriftmesswerte nach Rautmann und Ganzelmeier	Abdrifteckwerte nach Rautmann und Ganzelmeier (90%il)
Gewässertyp	Strom, Fluss, Bach: fließend Graben, Kanal : stehend	Alle Gewässer werden als Graben stehend angenommen
Windrichtung	Gleichverteilung (zufällige Ziehung einer von 8 Hauptwindrichtungen pro Simulationslauf)	Gleichverteilung (gewichtetes Mittel der lokalen 90%il PEC der 8 Hauptwindrichtungen)
Gewässerbreite	Gleichverteilung innerhalb der ATKIS-Breitenklassen	Breite: 1 m
Gewässertiefe	Gleichverteilung innerhalb jeder Breitenklasse	Tiefe: 0,3 m
Gewässerprofil	Strom, Fluss, Bach: U-Profil Graben, Kanal: Trapez	Kastenprofil
Verdünnungsfaktor	Strom, Fluss, Bach: Faktor 10 Graben, Kanal: Faktor 0	Nicht berücksichtigt
niedrige Ufervegetation	Nicht berücksichtigt	Reduktionswert Gras: 50 %
aufragende Ufervegetation / Vegetationsbarrieren	Gehölz: Reduktion 75 % Wald/Forst: Reduktion 75 % Hecken/Knick: Reduktion 50 % Baumreihe: Reduktion 10 %	Büsche, Hecken, Bäume ohne Blätter: 25 % Büsche, Hecken, Bäume mit Blätter: 75 % Sehr dichte, hohe Büsche, Bäume, Hecken: 90 %
Blattdichte der Kultur	Berücksichtigt durch Abdrifteckwerte nach Rautmann Drift Werte für frühe Applikation	Berücksichtigt durch Abdrifteckwerte nach Rautmann Drift Werte für frühe Applikation
Anwendungszeitpunkt	Zeitgleiche Applikation auf allen Anwendungsflächen	Zeitgleiche Applikation auf allen Anwendungsflächen

2.3 Weiteres Vorgehen auf dem Workshop

Jeder in der Tabelle 2.1 aufgeführte Parameter soll auf dem Workshop einer kritischen Prüfung, hinsichtlich der Fragestellung unterzogen werden, ob der Implementierungsvorschlag aufgrund der derzeit vorhandenen wissenschaftlichen Basis ausreichend abgesichert ist. Die hierfür notwendige Datenbasis erhalten die Teilnehmer auf dem Workshop als Diskussionsgrundlage (weitere Details finden sich in Kapitel 6). Im Falle, dass der Vorschlag ausreichend unterlegt ist, kann der Faktor auf diese Weise in der Expositionsabschätzung berücksichtigt werden. Trifft dies nicht zu, so muss aufgrund der vorhandenen Datengrundlage ein verbesserter Vorschlag erarbeitet werden.

Neben den bereits in den beiden Ansätzen berücksichtigten Faktoren (Tabelle 2.1), können noch weitere Einflussparameter identifiziert werden, wie z.B. die wiederholte Belastung von Gewässersegmenten (siehe Abbildung 2.1). Diese müssen hinsichtlich ihrer Relevanz für die Expositionsabschätzung überprüft werden. Falls der Faktor berücksichtigt werden sollte, so ist aufgrund der vorhandenen Datengrundlage ein Vorschlag zu erarbeiten, andernfalls kann ein Faktor vernachlässigt werden.

Bei der Erarbeitung der Vorschläge gilt immer der Grundsatz, dass die Vorschläge der zu Grunde liegenden fachlichen Basis genügen müssen. Ist die Qualität der Datenbasis ungenügend, so bedarf es eines hinreichend konservativen Vorschlags ggf. wird weiterer Forschungsbedarf aufgezeigt. Für dieses Vorgehen wurde ein Entscheidungsbaum entwickelt. Eine mögliche Einordnung der Faktoren könnte wie in Abbildung 2.2 dargestellt aussehen.

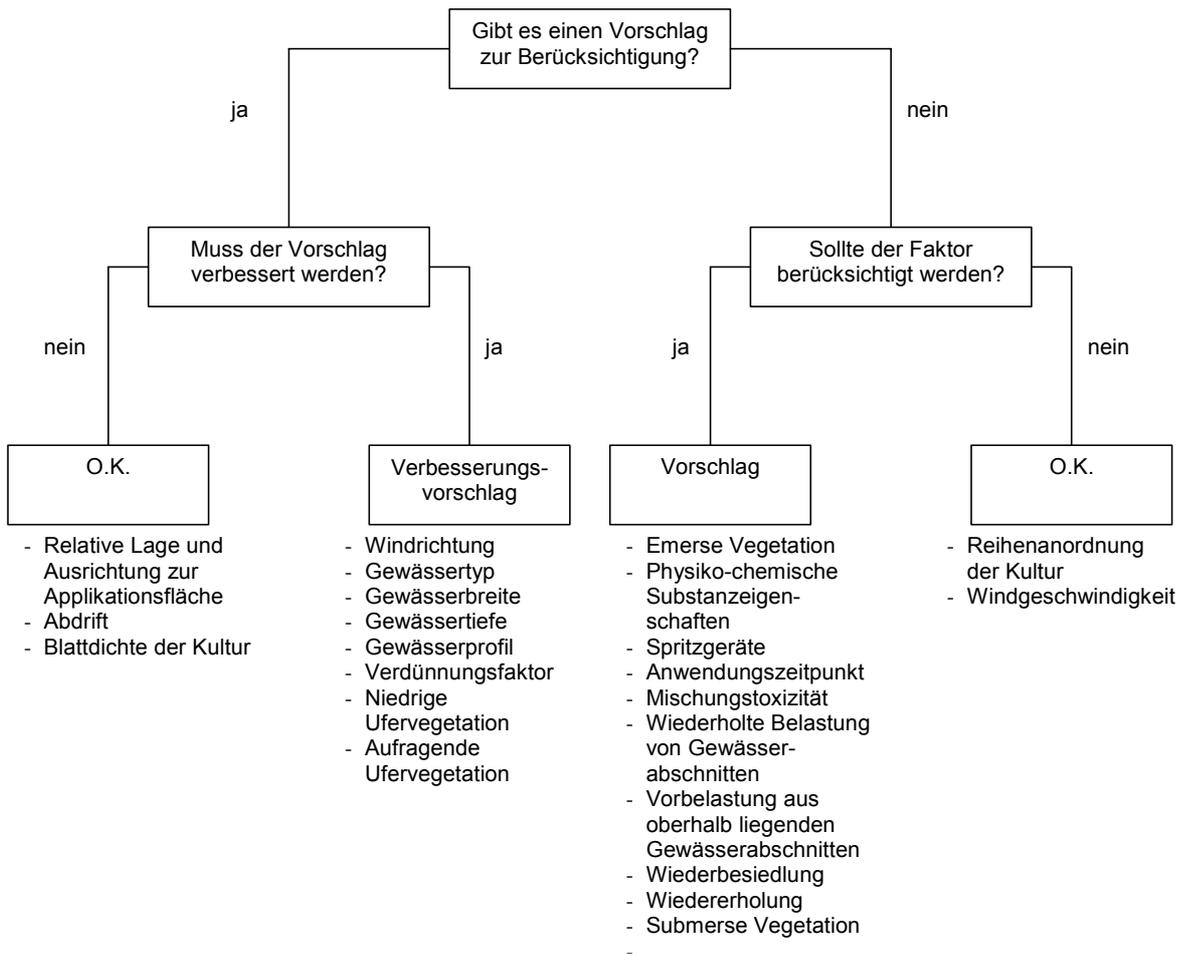


Abbildung 2.2: Einordnung der Faktoren in ein Entscheidungsbaumschema

Im Zusammenhang mit der Identifikation von relevanten Einflussgrößen werden auch Faktoren genannt, die die Exposition durch Abdrift im eigentlichen Sinne nicht beeinflussen. Zu diesen Faktoren gehören Wiederbesiedlung, Wiedererholung, die Mehrfachbelastung von Gewässersegmenten, Mischungstoxizität und submerse Vegetation. Diese Faktoren können keinen Einfluss auf die zu erwartenden Freilandkonzentrationen nehmen, sie sind vielmehr für die daraus entstehenden Effekte relevant. Beispielsweise kann die submerse Vegetation nicht den Eintrag der verdrifteten PSM in das Gewässer mindern wird jedoch ggf. Einfluss auf die Wirkstoffkonzentration in der Wasserphase haben. Eingetragene PSM können sich an die Pflanzen binden und dort von Mikroorganismen abgebaut werden. Somit werden die Auswirkungen des Eintrags auf aquatische Organismen vermindert.

Diese Parameter werden allerdings in Mesokosmenstudien teilweise bereits auf der Effektseite bei der Ableitung der ökotoxikologischen Endpunkte berücksichtigt. Mit Bezug auf die relevanten Endpunkte ist daher zu klären, inwieweit diese Parameter bereits in die Kalkulation der ERC eingehen. Weitere Parameter, für die eine solche Relevanzprüfung ebenfalls erforderlich ist, sind z.B. die in Mesokosmosstudien bereits berücksichtigten Aspekte der Wiederbesiedlung und Wiedererholung (siehe Kapitel 5). Wird ein Faktor bei der Effektbewertung noch nicht ausreichend berücksichtigt, so ist zu diskutieren, ob er nicht in bestimmter Weise in die Expositionsabschätzung eingehen sollte (vgl. Kapitel 6).

2.4 Georeferenzierung

2.4.1 Georeferenzierte Faktoren

Die Einbeziehung der räumlichen Variabilität der Faktoren erfordert deren Georeferenzierbarkeit. Tabelle 2.2 gibt Auskunft darüber, welche Faktoren bereits in ATKIS in bestimmter Qualität georeferenziert sind. Die Ausprägung dieser Faktoren kann für jedes Landschaftsobjekt einzeln, aus der ATKIS-Datenbank entnommen werden. Die Verfügbarkeit der Geodaten einzelner Faktoren, sagt jedoch noch nichts über deren Genauigkeit aus. Weiterhin besteht ebenfalls die Möglichkeit, Parameter über Luftbilder mit sehr hoher Genauigkeit zu georeferenzieren.

Tabelle 2.2: Georeferenzierte Parameter ((+) georeferenziert (-) nicht-georeferenziert)

Expositionsbestimmender Faktor	Georeferenziert in ATKIS	Möglichkeit der Georeferenzierung über Luftbilder
Relative Lage und Ausrichtung des Gewässesegments zur Applikationsfläche	+	+
Abdrift	-	-
Gewässertyp	+	+
Wind		
Windrichtung	-	-
Windgeschwindigkeit	-	-
Gewässermorphologie		
Gewässerbreite	+	+
Gewässertiefe	-	-
Gewässerprofil	-	-
Hydrologie		
Verdünnungsfaktor	-	-
Vorbelastung aus oberhalb liegenden Gewässersegmenten	-	-
Wiederholte Belastung von Gewässersegmenten	-	-
Physiko-chemische Substanzeigenschaften	-	-

Mischungstoxizität	-	-
Vegetation im Gewässerumfeld		
Niedrige Ufervegetation	+	+
Aufragende Ufervegetation / Vegetationsbarrieren	+	+
Vegetation in Gewässern		
Submerse Vegetation	-	-
Emerse Vegetation	-	-
Wiederbesiedlungs- und Wiedererholungspotential		
Wiederbesiedlung	-	-
Wiedererholung	-	-
Eigenschaften der Kultur		
Reihenanzahl der Kultur	-	+
Blattdichte der Kultur	-	-
Anwendungstechnik		
Spritzgeräte	-	-
Anwendungszeitpunkt	-	-

2.4.2 Möglichkeiten zur Einbeziehung der nicht georeferenzierten Faktoren

Nicht-georeferenzierte Parameter können gegebenenfalls mit bereits Georeferenzierten verknüpft werden. Beispielsweise könnte aus dem georeferenzierten Faktor Fließgewässerbreite ggf. die Fließgewässertiefe abgeleitet werden. Im Folgenden soll hier beispielhaft und als Diskussionsgrundlage für den Workshop ein mögliches Vorgehen dargestellt werden. Laut Träbing (1996) besteht z.B. bei kleinen bis mittleren natürlichen Fließgewässern ein guter Zusammenhang zwischen Gewässertiefe und Breite. Mit Hilfe der Gewässerstrukturgütekartierung, die für alle natürlichen Fließgewässer mit einer Breite > 1m erhoben wurde, könnte die Breite der Gewässer bestimmt werden. Für jeden der 100 m langen, kartierten Fließgewässerabschnitte wurde ein Breite-Tiefe-Verhältnis aufgenommen. Für jeden dieser Abschnitte wäre demnach unter Berücksichtigung der Unsicherheiten einer solchen Extrapolation die Ableitung der Tiefe vorstellbar. Im Einzelfall muss jedoch die notwendige Datenbasis für ein solches Vorgehen kritisch evaluiert werden, bevor generalisierte Annahmen gemacht werden können.

Weiterhin besteht die Möglichkeit, durch Freilandbegehungen Informationen zu den jeweiligen Faktoren zu sammeln und daraus Verteilungsfunktionen zu generieren. Die Ausprägung des Faktors kann dann direkt in Form der Verteilungsfunktion berücksichtigt werden, oder in Form eines protektiven, festen Wertes, der aus der Verteilungsfunktion abgeleitet wurde. Zum Beispiel liegt die Gewässerstrukturgütekartierung nicht für Fließgewässer < 1 m Breite vor. Freilanduntersuchungen bezüglich der Breite-Tiefe-Verhältnisse kleiner Bäche können Informationen liefern, aus denen eine Verteilungsfunktion abgeleitet werden kann. Ein Beispiel einer so generierten Verteilungsfunktion ist in Abbildung 2.3 dargestellt. Anhand solcher Verteilungskurven können die Tiefen für die jeweilige Breite simuliert werden. Neben Freilandbegehungen können für bestimmte Parameter auch Luftbildanalysen Daten zur Generierung von Verteilungsfunktionen liefern.

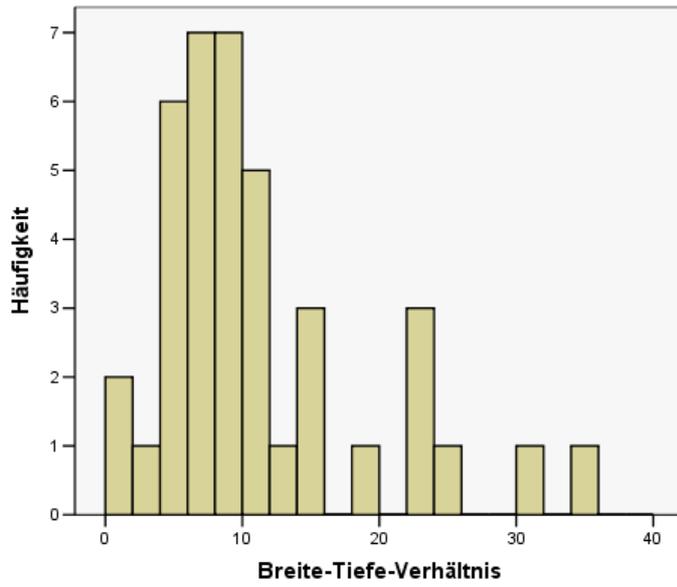


Abbildung 2.3: Häufigkeiten der Breite-Tiefe Verhältnisse kleiner Fließgewässer (Breite < 1 m) im Weinabbauggebiet Südpfalz (n=39) (Ohliger & Zenker)

3. Modellierungsansätze

3.1 Prinzipielle Unterschiede und Gemeinsamkeiten der Modellierungsansätze

Wie bereits erwähnt, wurden sowohl von der Biologischen BBA als auch vom IVA Modellierungsansätze für eine georeferenzierte probabilistische Expositionsabschätzung für den Eintragsweg Abdrift in Raumkulturen (Obstbau, Weinbau, Hopfen) erarbeitet. Beide Vorschläge beziehen sich auf den Eintrag der PSM in Fließgewässer und Gräben. Die prinzipiellen Unterschiede und Gemeinsamkeiten der beiden vorgeschlagenen Konzepte sind in Tabelle 3.1 dargestellt.

Tabelle 3.1: Unterschiede und Gemeinsamkeiten der beiden Ansätze für eine georeferenzierte probabilistische Expositionsabschätzung

	BBA-Ansatz	IVA-Ansatz
Eintragsweg	Abdrift	Abdrift
Kultur	Raumkultur	Raumkultur
Datengrundlage	ATKIS Basis DLM Auflösung: +/-3m	Luftbilder Auflösung: ~1m
Szenario	bundesweite Analyse	Referenzgebiete
Gewässertyp	Fließgewässer, Gräben	Fließgewässer, Gräben
Größe der Gewässersegmente	25 m	10 m

Die BBA schlägt eine bundesweite Expositionsanalyse auf der Grundlage des ATKIS Basis DLM (Digitales Landschaftsmodell) vor. Dieses gewährleistet eine Lagegenauigkeit von +/-3m und wird Ende 2006 in allen Bundesländern in der 2. Erfassungsstufe verfügbar sein (AdV 2006). Der IVA-Ansatz basiert auf der Analyse von Referenzgebieten auf Basis hochaufgelöster Luftbilder. Diese können je nach Qualitätsstufe mit einer Auflösung von 0,25 m bis 2 m vorliegen. Die Referenzgebiete werden vom IVA mit Hilfe der ATKIS-Daten ermittelt. Regionen, die nach ATKIS eine hohe Dichte von Nachbarschaften von Kultur und Gewässer, sowie eine große räumliche Nähe dieser aufweisen, werden als Referenzgebiet ausgewählt. (Der verwendete Abgrenzungsalgorithmus für die Identifikation der Referenzgebiete wurde bisher vom IVA nicht näher erläutert). In diesen Gebieten wird die Berechnung auf Grundlage der hochaufgelösten Daten durchgeführt. Dieses Vorgehen impliziert, dass die Ergebnisse dann in geeigneter Weise auf das gesamte Bundesgebiet übertragen werden müssten. Eine bundesweite Lokalisierung von stark belasteten Gebieten, so genannten Hot Spots, wäre mit diesem Ansatz nicht möglich (siehe auch 3.2).

Für die Berechnung der Exposition werden die Gewässer in 25m-Segmente (BBA) bzw. 10m-Segmente (IVA) unterteilt, und für jedes dieser Segmente wird die zu erwartende Freilandkonzentration (PEC) berechnet. Im Vorschlag der BBA ist für die Expositionsabschätzung die Durchführung einer Monte-Carlo-Simulation vorgesehen, während der PEC-Ermittlung im IVA-Vorschlag konservative Punktschätzungen zugrunde liegen. Als Ergebnis der Simulationsrechnungen der BBA erhält man für jedes Segment eine Verteilungskurve der simulierten PEC-Werte (siehe [1] in Abbildung 3.1). Als zu erwartender PEC-Wert in einem einzelnen Segment (lokale PEC) wird ein festzulegendes Perzentil der simulierten Wahrscheinlichkeitsverteilung zur Exposition in diesem Segment angenommen. (z.B. das 90. Perzentil).

Der IVA-Ansatz sieht für die Berechnung der lokalen PEC bisher konservative Grundannahmen (z.B. „realistic worst case“-Gewässer) bzw. konservative Punktschätzungen (z.B. 90. Perzentil der Ganzelmeier-Abdriftversuche) als Inputparameter für das Eintragsmodell vor.

Aus den lokalen PEC-Werten beider Ansätze resultiert im Landschaftsmaßstab eine Verteilungskurve (siehe [2] in Abbildung 3.1). Das festzulegende Perzentil dieser Häufigkeitsverteilung, geht dann als simulierte Freilandkonzentration in die Risikoabschätzung ein (siehe [3] in Abbildung 3.1). Eine Sensitivitätsanalyse für alle berücksichtigten Parameter soll u.a. aufzeigen, inwieweit sich z.B. die Einbeziehung der angenommenen Gleichverteilung über die 8 Hauptwindrichtungen an unterschiedlichen Stellen des jeweiligen Modellierungsansatzes auf die Expositionsanalyse auswirkt.

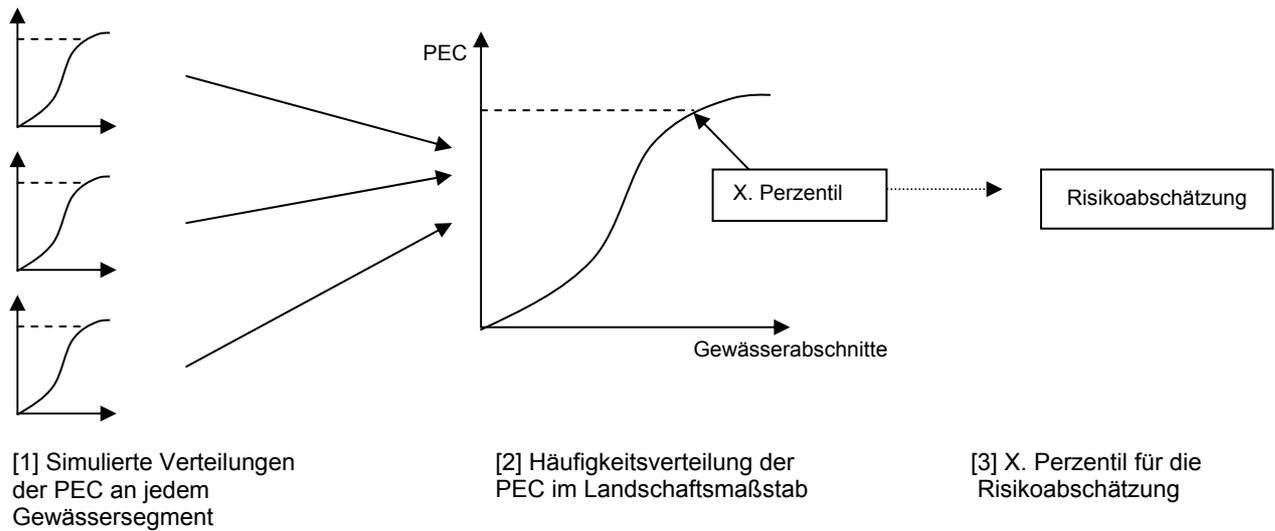


Abbildung 3.1: Verfahrensschema zur Berechnung der PEC im Landschaftsmaßstab

Neben dem Ansatz einer bundesweiten Analyse der BBA und der Analyse von Referenzgebieten der IVA soll an dieser Stelle der Vollständigkeit halber eine weitere Modellierungsmöglichkeit erwähnt werden, die „abstrakten“ Szenarien. Ein solches Szenario könnte so aussehen, dass alle Parameter in Form von Verteilungsfunktionen, die beispielsweise durch Freilandbegehungen oder Luftbildanalysen gewonnen wurden (siehe 2.4.2) in die Abschätzung eingehen. Hierbei würden keine konkreten Gebiete untersucht werden. Die Möglichkeit potentiell hoch belastete Stellen zu identifizieren wäre demnach nicht gegeben. Für die Gewährleistung eines ausreichenden Schutzniveaus für alle Gewässer müsste sich ein für die Risikobewertung geeignetes abstraktes Expositionsszenario somit an solchen potentiell hoch belasteten Stellen orientieren. Der große Vorteil eines solchen Szenarios wäre, dass jeder mit diesen, einmal generierten Verteilungsfunktionen eine Risikoabschätzung durchführen könnte. Berechnungen anhand von ATKIS und Luftbildern oder Freilandbegehungen müssten nur einmal zur Generierung der Verteilungsfunktionen durchgeführt werden.

3.2 Mögliche Verschneidung der beiden Ansätze

Beide vorgeschlagenen Modellierungsansätze haben ihre Vor- und Nachteile. Der Vorschlag der BBA gewährleistet beispielsweise durch eine hohe Abdeckung und Verfügbarkeit der ATKIS-Daten eine bundesweite Analyse. Dadurch können potentiell hoch belastete Gewässersegmente in der Landschaft lokalisiert werden. Managementmaßnahmen können somit gezielt an diesen Stellen durchgeführt werden. Durch die Regeln der Objektbildung in ATKIS treten in den Daten jedoch Ungenauigkeiten auf.

Beispielsweise werden die Objekte der Objektgruppe 'Vegetationsflächen' im ATKIS-Basis DLM erst ab einer Fläche von 1 ha erfasst. Kleinere Flächen einer Objektart werden einer der angrenzenden Flächen, deren Merkmale in Bezug auf die Objektart vergleichsweise ähnlich sind, zugeschlagen. ATKIS ordnet eine Grünfläche somit eher einer Ackerfläche zu als einer Waldfläche und Hecken werden von ATKIS erst ab einer Länge von 200 m aufgenommen. Weiterhin wird die Objektart „Binnensee, Stausee, Teich in ATKIS erst ab einer Fläche von 0,1 ha dargestellt, nicht ständig Wasser führende Fließgewässer und Gräben kleiner 500 m werden von ATKIS ebenfalls nicht erfasst (AdV 2003). Hierfür sind Fehleranalysen und Lösungsansätze im Rahmen des Workshops zu erarbeiten (siehe 6.2).

Der Vorschlag der IVA leistet an dieser Stelle eine höhere Genauigkeit. Durch die hohe Auflösung der Luftbilder kann die Landschaft mit einer Genauigkeit von ca. 1 m realitätsgetreu abgebildet werden. Ein Nachteil ist jedoch, dass die Luftbilder im Vorfeld bearbeitet werden müssen und dies im Verhältnis zur Nutzung von ATKIS viel Zeit in Anspruch nimmt. Durch die Analyse von Referenzgebieten können potentiell hoch belastete Gewässersegmente bundesweit nicht lokalisiert werden. Außerdem stellt sich die Frage, inwiefern von den Referenzgebieten auf die bundesweite Verteilung von Belastungen geschlossen werden kann.

Im Rahmen des Workshops wird angestrebt, möglichst viele Vorteile beider Ansätze miteinander zu verknüpfen und eine Idee zu entwickeln, wie eine mögliche Verschneidung der beiden Ansätze aussehen könnte. Abbildung 3.2 veranschaulicht eine erste Idee einer möglichen Verschneidung der beiden Modellierungsansätze von BBA und IVA.

Zunächst könnte eine bundesweite Expositionsabschätzung auf Grundlage der ATKIS-Daten vorgenommen werden. In die Abschätzung fließen zunächst die bereits im deterministischen Modell berücksichtigten Faktoren ein sowie Faktoren, die bereits georeferenziert sind, oder von diesen abgeleitet werden und in ihrer Eignung als zu berücksichtigende Parameter fachlich abgesichert werden können. In der ersten Expositionsabschätzung können z.B. die Faktoren Abdrift, Windrichtung, Abstand Kultur-Gewässer, Gewässertyp, Gewässermorphologie und aufragende Ufervegetation berücksichtigt werden.

Als Ergebnis dieser Berechnung erhält man eine Häufigkeitsverteilungskurve für die lokalen PEC-Werte (Schritte 1 und 2 in Abbildung 3.1). Ein noch festzulegendes Perzentil dieser Verteilung, z.B. das 90. Perzentil, geht dann als PEC-Wert in die Risikoabschätzung ein (Schritte 3 in Abbildung 3.1). Für Gewässersegmente, deren PEC sich auch nach bundesweiter Risikominderungsmaßnahmen (siehe Abb. 4.1) noch oberhalb des ERC befinden, wird eine Hot-Spot-Analyse (wie in Kapitel 4.1 beschrieben) durchgeführt (siehe auch Abbildung 4.1 Risikobewertung (2): 1. Hot-Spot-Analyse). Für die identifizierten Hot Spots wird dann in einem nächsten Schritt eine verfeinerte Expositionsabschätzung (siehe auch Abbildung 4.1 Risikobewertung (2): 2. Hot-Spot-Analyse) vorgenommen, um festzustellen, ob es sich bei diesen Stellen auch nach einer zunehmend realistischeren Modellierung noch um Hot Spots handelt.

In die verfeinerte Berechnung können weitere standortbezogene Faktoren wie zum Beispiel die emerse Vegetation oder die Hydrologie einfließen. Anhand von Freilandbegehungen kann die Ausprägung dieser Faktoren an den gegebenen Stellen erfasst und dann in die Expositionsabschätzung miteinbezogen werden. Außerdem kann mit Hilfe von Luftbildanalysen die Ausprägung der bisherigen Faktoren realistischer bestimmt werden. Zum Beispiel könnte auf den Luftbildern eine Hecke zu sehen sein, die in ATKIS nicht erfasst ist, da sie nicht die Erfassungsgrenze von 200 m Länge erreicht, oder die Abstände von Kultur zu Gewässer könnten exakter bestimmt werden. In der verfeinerten Expositionsberechnung können weiterhin

die physiko-chemischen Substanzeigenschaften berücksichtigt werden. Die Faktoren Wiederbesiedlung, Wiedererholung, Mischungstoxizität, Mehrfachbelastung von Gewässersegmenten und submerse Vegetation können ebenfalls einbezogen werden, je nachdem, inwiefern sie bereits auf der Effektseite in die Bewertung eingehen (siehe 2.3).

Der Vorschlag zur Verschneidung würde die Vorteile einer bundesweiten Abschätzung durch eine hohe Verfügbarkeit der ATKIS-Daten und somit der Möglichkeit zur Lokalisierung von potentiell hoch belasteten Stellen (Hot Spots) sowie die realitätsnähere Betrachtung der identifizierten Hot Spots auf Grundlage der höher aufgelösten Luftbilder miteinander vereinen. Ein möglicher Nachteil dieser Verschneidung wäre, dass durch die Nicht-Berücksichtigung bestimmter Faktoren in der bundesweiten Expositionsrechnung zum Beispiel der Mischungstoxizität die PEC unterschätzt werden könnte. Auf Grundlage einer Sensitivitätsanalyse sollte eingehend geprüft werden, bei welcher Berechnung der einzelne Faktor berücksichtigt werden muss.

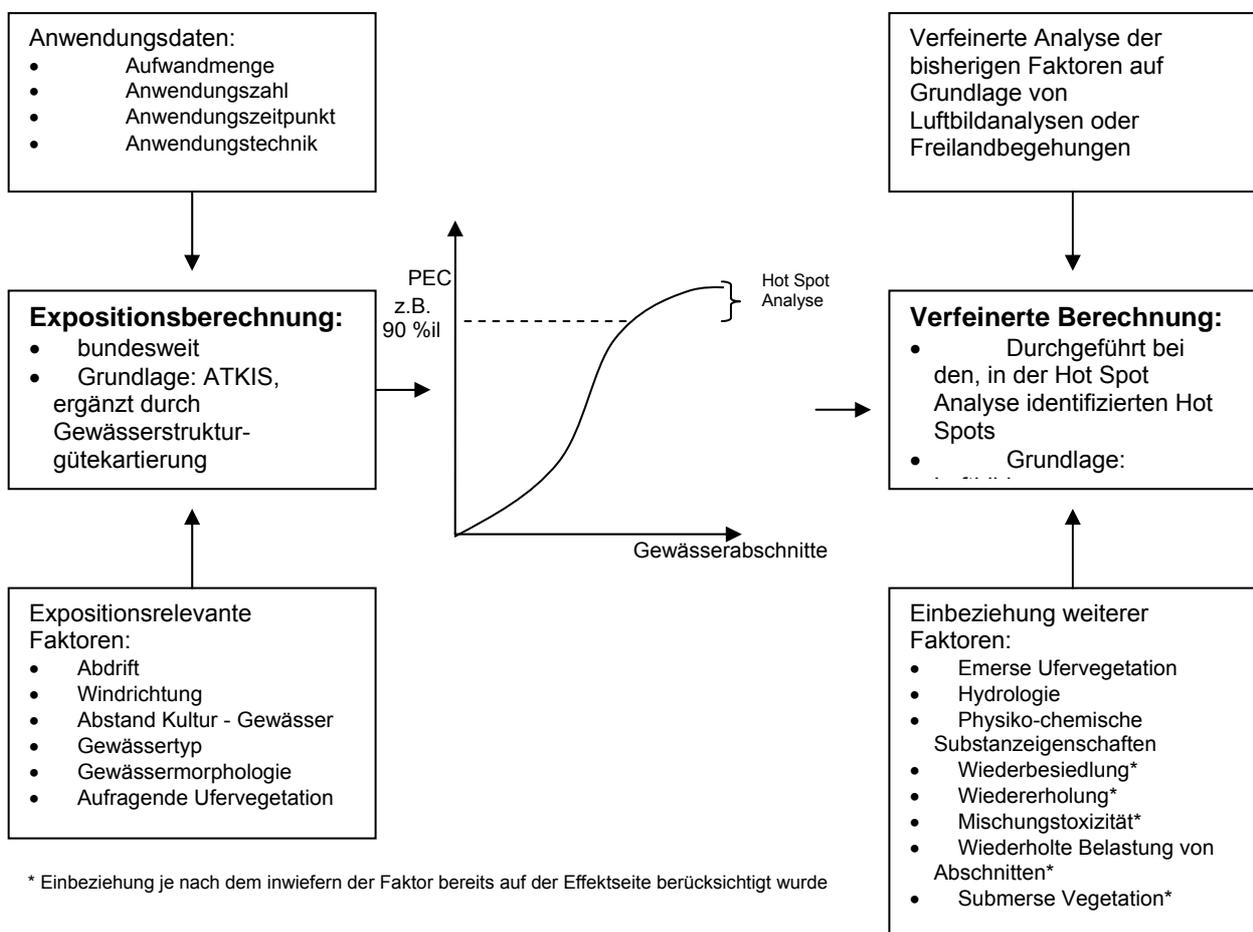


Abbildung 3.2: Mögliche Verschneidung der beiden Modellierungsansätze von BBA und IVA

4. Hot Spots

4.1 Konzeptionelle Identifikation und Analyse von Hot Spots

Im vorgeschlagenen Verfahren der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung wird in einem ersten Schritt sichergestellt, dass mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit für einen vordefinierten Anteil (z.B. 90 Prozent) der durch Spray-Drift-Einträge potentiell betroffenen Gewässersegmente die umweltrelevante Konzentration (ERC) nicht überschritten wird. Für diese Gewässersegmente können unvertretbare Auswirkungen auf aquatische Organismen mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden. Der vertretbare Prozentsatz an Gewässersegmenten mit potentiell erhöhtem Risiko einer ERC-Überschreitung ist über das vorgegebene Schutzniveau zu definieren, welches als erforderlich zur Gewährleistung eines ausreichenden Gewässerschutzes betrachtet wird. Das Akzeptabilitätskriterium im ersten Schritt der georeferenzierten probabilistischen Risikoabschätzung baut somit auf dem vertretbar erachteten Prozentsatz potentiell belasteter Gewässersegmente auf. Die Einhaltung dieses Kriteriums wird im Bedarfsfall durch die Ableitung bundesweit geltender Anwendungsbestimmungen (z.B. Anwendungstechnik bzw. Abstandsaufgaben) sicherzustellen sein.

Für die verbleibenden Gewässersegmente, die bei einer erforderlichen Ableitung bundesweit geltender Anwendungsbestimmungen dem Bewertungsansatz folgend einem erhöhten Risiko von ERC-Überschreitung ausgesetzt sind, müssen unvertretbare Auswirkungen auf Populationen aquatischer Organismen durch einen zweiten Schritt der Risikoanalyse ausgeschlossen werden können. Mittels des zweiten Schritts der Risikobewertung, der sog. Hot-Spot-Analyse, ist daher zu gewährleisten, dass ökologisch relevante räumliche Häufungen („Cluster-Bildung“) solcher Gewässersegmente oder unvertretbar hohe Belastungen in einzelnen Gewässersegmenten nicht zu erwarten sind. Zu diesem Zweck sollen sog. Hot-Spot-identifizierende Kriterien definiert (siehe Kapitel 4.2) werden, um bundesweit diejenigen Gewässersegmente lokalisieren zu können, an denen ggf. zusätzliche Managementmaßnahmen zur Gewährleistung eines ausreichenden Schutzniveaus notwendig sind (siehe Abb. 4.1).

Für identifizierte Hot Spots können anschließend die potentiellen Expositionen in einer verfeinerten Risikobewertung (2. Hot-Spot-Analyse, Abb. 4.1) mit Hilfe hochauflösender Luftbilder und/oder einer Überprüfung der expositionsbestimmenden Faktoren vor Ort („ground truthing“) analysiert und validiert werden. Diese sehr realitätsnahe Expositionsanalyse ermöglicht die Unterscheidung zwischen den in der Realität zu erwartenden Hot Spots, welche durch die tatsächlichen standörtlichen Gegebenheiten bestimmt werden, und den sog. Nicht-Hot-Spots oder artifiziellen Hot Spots, die z.B. auf Ungenauigkeiten der bis zu diesem Schritt verwendeten Geodaten zurückgeführt werden können. Es können somit diejenigen Gewässersegmente identifiziert werden, für die das erforderliche Schutzniveau nicht ausreichend durch die bundesweit geltenden Auflagen abgesichert werden kann und daher gesonderte Risikomanagementmaßnahmen (Hot-Spot-Management, siehe Kap. 4.3) erforderlich sind.

Bis zum Zeitpunkt der erfolgreichen Implementierung von geeigneten Risikominderungsmaßnahmen in den identifizierten Hot Spots sind umsetzbare Übergangslösungen für das Risikomanagement bereit zu halten, um auch in identifizierten Hot Spots durchgängig ein ausreichend hohes Schutzniveau garantieren zu können. Bei gleichzeitiger Gewährung verringerter bundesweiter Anwendungseinschränkungen auf Basis der Ergebnisse der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung ist dies ggf. über die zeitlich begrenzte Anwendung der „alten“, deterministisch abgeleiteten Auflagen in diesen Gebieten zu gewährleisten.

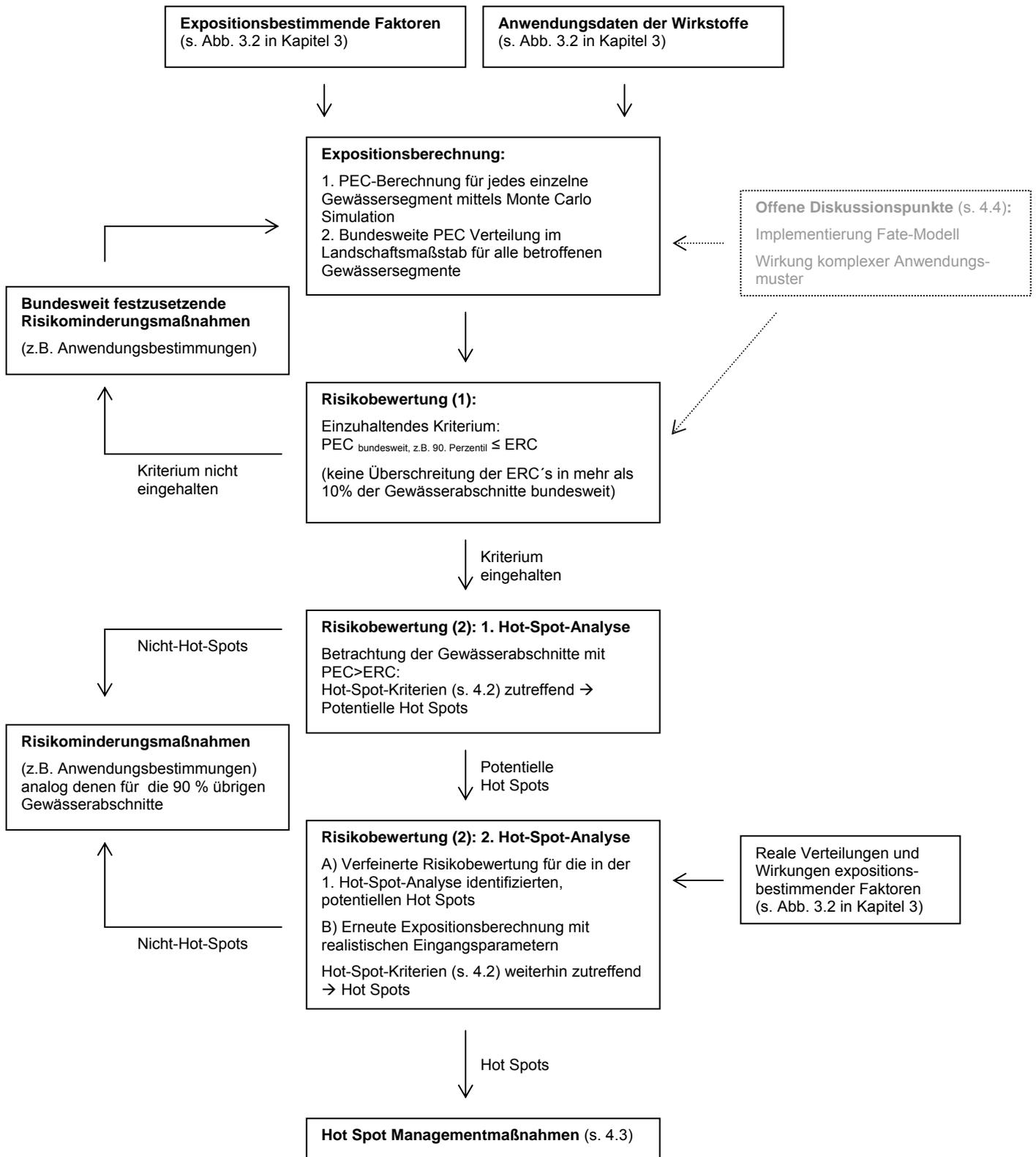


Abbildung 4.1: Schematische Darstellung der Hot-Spot-Identifikation und -Analyse

4.2 Hot-Spot-Definition und –Kriterien

Das angestrebte Verfahren erfordert eine wissenschaftlich fundierte Definition des Begriffes „Hot Spot“ sowie die Festlegung geeigneter Kriterien, mit denen potentielle Hot Spots im GIS eindeutig identifiziert bzw. lokalisiert werden können. Nur so können die notwendigen Risikomanagementmaßnahmen durchgeführt und damit ein ausreichend hohes Schutzniveau für alle Gewässer garantiert werden. Die Definition geeigneter Hot-Spot-Kriterien ist hierbei an dem im Pflanzenschutzgesetz und der EU Direktive 91/414/EEC genannten Schutzziel zu orientieren, d.h. ein Auftreten von längerfristig andauernden adversen Effekten auf den Naturhaushalt und daher populationsrelevante Auswirkungen sind zu vermeiden. Maßgebend für die populationsbiologische Relevanz von PSM-Kontaminationen ist zum einen das zeitlich-räumliche Ausmaß der ERC-Überschreitungen im Gewässer und zum anderen die Höhe der ERC-Überschreitung. Die zeitliche Dynamik der Belastungen in einzelnen Gewässersegmenten ist nach den aktuellen Vorschlägen für eine georeferenzierte probabilistische Expositionsanalyse noch nicht berücksichtigt, da diese bisher von einem statischen Gewässermodell ausgehen. Für eine ausreichend protektive Risikoabschätzung ist daher von einer gleichzeitigen Ausbringung des zu bewertenden Pflanzenschutzmittels und damit einer gleichzeitig stattfindenden Exposition aller betroffenen Gewässersegmente auszugehen. Im statischen Modell können Hot Spots daher nur durch die räumliche Ausdehnung und die Höhe der Überschreitung der ERC beschrieben werden. Da sich ab einer zu definierenden maximalen Höhe der ERC-Überschreitung das Risiko einer weit reichenden Verlagerung der Belastung über das einzelne Segment hinaus in nachfolgende Segmente und somit das Risiko unvertretbarer Auswirkungen stark erhöht, kann das Erreichen von maximal vertretbaren Gewässerkonzentrationen unter Umständen bereits als ausreichend anzusehen sein, um ein einzelnes Segment als Hot Spot zu definieren.

Ein Hot Spot im Rahmen des vorgeschlagenen Verfahrens ist somit über die Anzahl zusammenhängender Gewässersegmente mit erwarteten ERC-Überschreitungen bestimmter Höhe definiert, bei der unvertretbare, da populationsrelevante Auswirkungen auf Gewässerorganismen innerhalb der so belasteten Streckenlänge und darüber zu erwarten sind.

Die im Rahmen einer probabilistischen Risikobewertung vollzogene Hot-Spot-Definition determiniert, aufgrund der notwendigen Bewertung der Populationsrelevanz einer im Gewässer vorliegenden PSM-Belastung, einen Fokus auf die Ökologie verschiedener Arten und auf Erkenntnisse der Effektbewertung. Insofern besteht hier im Sinne der vorzunehmenden Risikobewertung eine enge Verknüpfung von Expositions- und Effektbewertung, Es ist dabei sicherzustellen, dass Aspekte, wie Wiedererholung und Weiderbesiedlung oder Übertragbarkeit von Annahmen zwischen Experiment und Freiland nicht mehrfach im Gesamtprozess der Risikobewertung belastend bzw. entlastend berücksichtigt werden.

Innerhalb eines Hot Spots ergibt sich die Stärke des ausgelösten Effektes auf eine Population aus der räumlichen Ausdehnung der Belastung und der Belastungshöhe. Deshalb sollen folgende Komponenten der Hot-Spot-Kriterien in dem Workshop diskutiert werden:

1) Räumliches Ausmaß der Belastung (räumliche Aggregation)

Entscheidend für die ökologische Relevanz und somit Vertretbarkeit der räumlichen Ausdehnung einer PSM-Belastung ist die artspezifische Beurteilung der Effekthöhe und des Wiederholungspotentials für die erwartete Kombination aus Belastungssituation und räumlichem Ausmaß der Belastung. Es ergibt sich

hieraus, dass das räumliche Ausmaß eines Hot Spot keine feststehende (artenunabhängige) Größe sein kann, sondern vom spezifischen Wiedererholungspotential der betrachteten Organismengruppen abhängt. Da die Wiedererholung auch von der Mobilität der Organismen und der räumlichen Ausdehnung einer Population im Gewässer abhängt, wird der zur Definition eines Hot Spots zu berücksichtigende Gewässerabschnitt je nach betrachteter Organismengruppe unterschiedlich lang sein (für mobile Organismen, wie z.B. Fische können längere Abschnitte noch akzeptabel sein als z.B. für flugunfähige Invertebraten). Die Einschätzung der Populationsrelevanz einer PSM-Belastung muss demnach anhand der räumlichen Ausdehnung einer Population im Gewässer und der innerhalb dieser Gewässerstrecke vorliegenden Belastung vollzogen werden.

2) Bestimmung der tolerierbaren Effekthöhe

Für Populationen gelten spezifische Schwellen der Effekthöhe, bis zu der Wiedererholung sichergestellt ist. Diese noch zu bestimmenden Werte würden in der Praxis jeweils der Gesamtheit der innerhalb der relevanten räumlichen Einheit prognostizierten Effekte gegenübergestellt werden, denn nur innerhalb dieser räumlichen Ausdehnung einer Population kann eine Wiedererholung und Wiederbesiedlung sicher angenommen werden. Dieser kritische Wert könnte für die einzelnen Organismengruppen über mehrere alternative Ansätze bestimmt werden:

- a) Aus Populationsmodellierungen (Modelle für räumlich-zeitliche Populationsdynamiken) können Aussagen bezüglich der Thematik Wiedererholung von Populationen gewonnen werden. Solche auf autökologischen Erkenntnissen beruhenden Modelle (z.B. Kolar et al., 1997; Barnhouse, 2004) können unter Einbeziehung bestimmter Faktoren (große Spannweite taxonomischer Gruppen; Implementierung von Populationswachstumsrate, Intensität der Störung (prozentuale Mortalität der Gesamtpopulation)) zu Aussagen hinsichtlich der ökologischen Relevanz der räumlichen Ausdehnung von oberhalb der ERC-belasteten Gewässerabschnitten in der Hot-Spot-Thematik führen.

Es ist jedoch bei der Anwendung von Modellen zur Entscheidungsfindung zu beachten, dass eine abgesicherte Datenbasis als Grundlage für die getroffenen Modellannahmen vorliegen muss. Außerdem sollte die Richtigkeit der Modellergebnisse anhand geeigneter Daten (Experimente oder Monitoring) dargestellt werden.

- b) Eine Auswertung von Wiederbesiedlung und Wiedererholung nach Belastung durch diverse Stressoren und damit (prozentualer) Schädigung der Population im Freiland könnte hier weitere wissenschaftliche Erkenntnisse liefern. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in vielen Fällen die Lebensgemeinschaft im Freiland an den regelmäßig auftretenden Stressor angepasst sein kann und somit aus toleranten Arten besteht. Somit sind die Freilanduntersuchungen kritisch bezüglich der Repräsentativität der untersuchten Gewässer und der vorgefundenen Zönosen für die zu bewertenden Gewässer und somit der Übertragbarkeit der Ergebnisse zu überprüfen. Eine weitere Schwierigkeit besteht hierbei in der Trennung von einwirkenden Stressfaktoren und in der Sicherstellung einer hinreichenden Abwesenheit von Stressfaktoren, wenn anhand der Daten Wiederbesiedlung und Wiedererholung beurteilt werden sollen.

- c) Wissenschaftlich fundierte Aussagen zur ökologischen Relevanz der bei einer bestimmten Konzentration auftretenden adversen Auswirkungen auf Populationen von Gewässerorganismen sind durch Auswertung von Mikro- und Mesokosmenstudien hinsichtlich der bei verschiedenen Konzentrationen aufgetretenen Effektklassen (siehe Anhang 8.1) und ihrer Relationen möglich. Für Insektizide liegt z.B. eine solche Untersuchung für insgesamt 31 Mikro- und Mesokosmenstudien vor (Van Wjingaarden et al., 2005). Dabei ist zu beachten, dass Arten, die in Mesokosmenstudien eingesetzt werden nicht vollständig den zu schützenden Arten im Freiland (wie z.B. univoltine Insektenarten, sensitive Fischarten oder submerse Pflanzenarten) in ihren ökologischen Eigenschaften entsprechen und somit Mesokosmenstudien in Bezug auf die Aspekte Wiedererholung und Wiederbesiedlung ggf. nicht uneingeschränkt auf das Freiland übertragbar sind. Dieser Ansatz wird daher ohne Einschränkung nur für solche Organismen geeignet sein, deren Wiederholungspotenzial in Mesokosmentests ausreichend gut beschrieben wird (z.B. Zooplankton, Algen, ggf. weitere Gruppen).

3) Klassifizierung der Belastungshöhe

Anhand der Bewertung der Belastungshöhe jedes einzelnen Gewässersegmentes innerhalb der räumlichen Ausdehnung einer Population kann die Summe der Effekte auf diese Population abgeschätzt werden. Für die Definition eines Hot Spot würde es theoretisch ausreichen, für die einzelnen Gewässersegmente zu bestimmen, ob die ERC überschritten wird (Ja/Nein-Ansatz). Für eine realistischere Risikoabschätzung ist es jedoch zielführend, die Effektstärke (in Abhängigkeit von der Belastungshöhe) zu berücksichtigen. Das Ziel einer sinnvollen Klassifizierung der Belastungshöhen könnte auf unterschiedlichem Wege erreicht werden:

- a) Anhand vorliegender Literatur wird für die unterschiedlichen Organismengruppen eine Realistic-Worst-Case-Dosis-Wirkungs-Beziehung beschrieben und der Klassifizierung der Belastungshöhen zu Grunde gelegt. Jede Klasse entspricht demnach einer bestimmten Effekthöhe, die in die Bewertung des Gesamteffektes innerhalb eines relevanten Gewässerabschnittes eingeht. Dies bedeutet, dass unterschiedlich hohe Effektwerte aus den einzelnen Segmenten zur Berechnung des Gesamteffekts für die relevante räumliche Einheit summiert werden.
- b) Aus Mesokosmenuntersuchungen, wobei die Repräsentativität des Testsystems in Bezug auf die Wiedererholung der betrachteten Organismen zu beachten ist. Der Ansatz wird daher nur für solche Organismen geeignet sein, deren Wiederholungspotenzial in Mesokosmentests ausreichend gut beschrieben wird (siehe oben).

Eine **Hot-Spot-Definition** wird somit anhand der Kombination aus dem räumlichen Ausmaß einer Belastung (1) und der in den Einzelsegmenten vorliegenden individuellen Belastungssituation (3) durch einen Vergleich der innerhalb der räumlichen Ausdehnung der Population vorherrschenden Gesamtbelastung mit der artspezifischen Effekttoleranz (2) ermöglicht.

4.3 Hot-Spot-Maßnahmen

Für die Anwendung effektiver Hot-Spot-Maßnahmen ist die vollständige und exakte Lokalisierung der entsprechenden Gewässerabschnitte (bestehend aus einem oder mehreren Segmenten) notwendig. Für diese „high risk“ Abschnitte können dann gezielte Risikomanagement- und Kontrollmaßnahmen durchgeführt werden. Lokalitätsbezogene aktive Risikomanagementmaßnahmen (z.B. Anpflanzung geeigneter Vegetationsstrukturen, Einrichtung von Gewässerrandstreifen als eintragsreduzierende Maßnahmen oder Anlage von künstlichen Retentionsräumen als effektreduzierende Maßnahmen), die zielgerichtet zu einer Minderung zukünftiger Expositionen bzw. deren Auswirkungen in identifizierten Hot Spots und daraus folgend einer Verringerung des Risikos für die betreffenden aquatischen Lebensräume führen, sind unerlässlich. Erfolgreiche aktive Managementmaßnahmen sind notwendig, um gem. den gesetzlichen Vorgaben ein ausreichend hohes Schutzniveau für alle Oberflächengewässer zu garantieren. Denkbar wären darüber hinaus als weitere Managementmaßnahmen ökologische Aufwertungen der Hot-Spot-nahen Agrargewässer. Eine Renaturierung oder Nutzungsextensivierung dieser Gewässerabschnitte führt zu einer Erhöhung der Wiedererholungs- bzw. Wiederbesiedlungskapazität der von PSM-Belastungen betroffenen Populationen.

Die Zielsetzung jedes effektiven Hot-Spot-Managements muss maßnahmenunabhängig die Vermeidung schädlicher Auswirkungen auf Populationen sowie eine Wiedererholung beeinträchtigter Populationen innerhalb ökologisch relevanter Zeiträume garantieren. Mit dem Ziel, die Effektivität einmal umgesetzter Risikominderungsmaßnahmen an den Hot Spots zu überprüfen, wäre außerdem ein zielgerichtetes chemisches, evtl. auch biologisches Monitoring an repräsentativen Beispielgewässern anzudenken. Im Rahmen des Workshops sollten einerseits die Effektivität und Angemessenheit verschiedener Hot-Spot-Managementmaßnahmen sowie Aspekte der konkreten Umsetzung in der Realität angesprochen werden.

Für Risikomanagementmaßnahmen in Hot Spots wird die Gemeindeebene als mögliche Bezugsebene anzusehen sein, da diese die geeignete räumliche Einheit für die Umsetzung regulatorischer Maßnahmen darstellt.

4.4 Offene Punkte zum methodischen Vorgehen

4.4.1 Hot-Spot-Analyse und konzeptionelle Fate-Modell Implementierung

Nach einem Spraydrift-Eintrag in ein Gewässer unterliegen die Wirkstoffe differenzierten Prozessen, die ihr weiteres Schicksal (Fate) in der Umwelt bestimmen. In der wissenschaftlichen Literatur ist der räumliche Transport und der Verbleib verschiedener Wirkstoffe in Fließgewässern nach einem realen Sprühabdrifteintrag dokumentiert (Dabrowski et al., 2006; Schulz et al., 2001; Schulz et al., 2003; Bischoff et al., 2003).

Aus diesem Grund ist in die Expositionsanalyse der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung ein geeignetes Modell zu implementieren, welches den Transport und Verbleib der eingetragenen Wirkstoffe hinsichtlich der im aquatischen Medium stattfindenden Abbau-, Immobilisierungs- und Verlagerungsprozesse realistisch abbildet. Für eine fundierte Hot-Spot-Analyse und Bewertung ist eine Betrachtung des Schicksals stromabwärts transportierter PSM-Frachten und der zeitlichen Dynamik der Exposition unerlässlich, da sich einzig auf diesem Wege realitätsnahe Gesamtbelastungssituationen und räumliche Ausdehnungen von Hot Spots erkennen und bewerten lassen. Die alleinige Betrachtung der direkt nach der Sprühabdrift im

Gewässer vorliegenden Initialkonzentration negiert die in der Wirklichkeit auftretenden Transport- und Fate-Prozesse und ist daher für eine protektive, realitätsnahe Risikobewertung nicht zielführend.

Diese Notwendigkeit der verfeinerten, wirklichkeitsnahen Expositionsanalyse steht jedoch im Fall von Fließgewässern in einem methodischen Widerspruch zur bisherigen PEC-Berechnung, welche die Exposition der Gewässer unmittelbar nach gleichzeitiger Anwendung eines Wirkstoffes in allen Flächen einer Kultur betrachtet und die dadurch im Gewässer verursachten, statischen Initialkonzentrationen für die PEC-Berechnung heranzieht. Die Betrachtung der raum-zeitlichen Dynamik der tatsächlichen Exposition in einem Fate-Modell lässt sich jedoch aufgrund der für die PEC-Berechnung angenommenen Gleichzeitigkeit mit dem bisherigen Konzept nicht abschließend vereinen, da auf Grund der unmittelbar nach dem Eintrag stattfindenden Expositions-berechnung eine zeitlich verzögert eingetragene Belastung aus oberhalb liegenden Gewässerabschnitten nicht in die initiale PEC-Berechnung eines betrachteten Gewässersegmentes einfließen kann. Sollte dieser methodische Widerspruch zu Beginn der Implementierung einer georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung ungelöst bleiben, ist das Fehlen einer dynamischen Fate-Betrachtung im Gewässer sowie der stattfindenden Transportvorgänge in einem statischen Modell durch ausreichend konservative Annahmen zu kompensieren.

4.4.2 Wirkungen komplexer Anwendungsmuster und Mischungstoxizität

Ein Hot Spot ist aufgrund seiner exponierten Lage in der Agrarlandschaft bzw. der Abwesenheit expositions-mindernder Faktoren determiniert. Aus diesem Grunde führen zeitnahe Applikationsfolgen auf landwirtschaftlichen Flächen entlang eines Gewässer zum Eintrag verschiedener Wirkstoffe, so dass für dieses aquatische Ökosystem mit additiven und – bei zeitlich aufeinander folgenden Applikationen – kumulativen Effekten zu rechnen ist. Die georeferenzierte probabilistische Risikobewertung sollte demnach für einzelne Wirkstoffe nicht unabhängig voneinander durchgeführt werden, da damit zu rechnen ist, dass ein Hot Spot aufgrund der lokalen expositionsbestimmenden Faktoren durch verschiedene Substanzen an der gleichen Stelle verursacht wird. Sollte dieser Aspekt im Verfahren einer georeferenzierten probabilistischen Expositionsabschätzung derzeit noch unberücksichtigt bleiben, ist bei zunehmender Realitätsnähe der Expositions- und Effektab-schätzungen der Faktor Mischungstoxizität und die Wirkung komplexer Anwendungsmuster durch ausreichend konservative Annahmen in der Risikobewertung abzudecken.

5 Berücksichtigung der Wiederbesiedlung in der Risikoabschätzung

Wiederbesiedlung und Wiedererholung (im Folgenden mit „WW“ bezeichnet) spielen bereits in der deterministischen Risikobewertung eine erhebliche Rolle, wenn die Bewertung auf der Grundlage von Mesokosmentests vorgenommen wird.

Für die georeferenzierte probabilistische Risikobewertung ergibt sich die Frage, ob und in welchem Maße zusätzlich das im Freiland variabel ausgeprägte Potenzial zur WW von Gewässerabschnitten berücksichtigt werden soll.

Erschwerend für eine mögliche Implementierung der WW in die georeferenzierte probabilistische Risikobewertung wirkt, dass die bewertungsrelevanten ökotoxikologischen Endpunkte zum Teil Modellökosystemtests (Mesokosmentests) entstammen, in denen der Faktor WW bereits berücksichtigt wurde, und zum Teil Labortest, in denen WW nicht berücksichtigt wurden. Wenn der Faktor WW bereits in der Wirkungsabschätzung berücksichtigt wurde, ist dies in jedem Fall in der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung „anzurechnen“.

Auch abhängig davon, in welchem Maße Wiedererholung bereits bei der Effektbewertung berücksichtigt wurde, könnte sich das durch eine georeferenzierte probabilistische Risikobewertung ermittelte WW-Potenzial im Freiland unterschiedlich auf das resultierende Ergebnis der Risikoabschätzung auswirken:

A) Wenn in einem Gewässerabschnitt das durch georeferenzierte probabilistische Risikobewertung ermittelte WW-Potenzial *größer* ist, als bei der Ableitung des relevanten ökotoxikologischen Endpunktes angenommen, würde dies zu einer *Absenkung* des errechneten Risikos führen (*Entlastung* im Vergleich zur deterministischen Risikoabschätzung).

B) Wenn das durch georeferenzierte probabilistische Risikobewertung ermittelte WW-Potenzial jedoch *kleiner* ist, als bei der Ableitung des relevanten ökotoxikologischen Endpunktes angenommen, würde dies zu einer *Erhöhung* des errechneten Risikos führen (*Belastung*).

Die Berücksichtigung des Wiederbesiedlungs-Potenzials in der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung kann also sowohl zu einer Ent- als auch zu einer Belastung führen. Im Folgenden soll auf Grundlage der Tabelle 5.1 erläutert werden, dass dies nicht nur von dem jeweils ermittelten WW-Potenzial des Gewässerabschnittes, sondern auch von der Art des relevanten Wiederbesiedlungspfades abhängt:

Sind solche Organismen bewertungsrelevant, für die Drift oder Aufwärtswanderung wichtige Wiederbesiedlungspfade darstellen (Fische, Crustaceen, etc.), wird eine Berücksichtigung des Wiederbesiedlungs-Potenzials in der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung in der Regel zu einer Entlastung führen, wenn der bewertungsrelevante Endpunkt einer Laborstudie entstammt. In vermutlich schwächerem Maße trifft dies auch für Endpunkte aus Mesokosmen zu, da in Mesokosmenstudien Drift und Aufwärtswanderung naturgemäß nur unzureichend dargestellt, also unterschätzt werden.

Auch die Berücksichtigung des Wiederbesiedlungspfades „Zuflug“ in der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung wird im Fall eines ökotoxikologischen Endpunktes auf der Grundlage eines Laborwertes in der Regel zu einer Entlastung führen. Entsteht der Endpunkt jedoch einer im Mesokosmos beobachteten Wiederbesiedlung auf der Basis von Zuflug, so kann dies nicht vorausgesetzt werden: In Mesokosmen wird die Möglichkeit einer Wiederbesiedlung über Zuflug tendenziell überschätzt (durch räumliche Nähe unbelasteter Kontroll-Mesokosmen; siehe Tab. 5.1). Die Berücksichtigung des Wiederbesiedlungspotenzials in der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung wird daher möglicherweise besonders in solchen Fällen zu einer Belastung führen, in denen die bewertungsrelevante Organismengruppe vor allem über Zuflug wiederbesiedelt (viele Insektengruppen).

Die WW bestimmter Gruppen (z.B. solche mit kurzen Generationszeiten wie Algen und Zooplankton) wird in Mesokosmenstudien gut erfasst. Andere Gruppen wie Fische oder Invertebraten mit ein- oder mehrjährigem Generationszyklus können hingegen im Mesokosmos keine Wiedererholung zeigen oder fehlen aus technischen Gründen in diesen Studien ganz.

Tabelle 5.1: Übersicht zur Über- bzw. Unterschätzung verschiedener Wiederbesiedlungsmechanismen in Mesokosmenstudien im Rahmen der Effektabschätzung für PSM

Mechanismus	Über-, Unter- schätzung	Begründung
Drift	Im Mesokosmos oft unterschätzt.	Die Verdriftung von Organismen wird häufig in nicht ausreichender Form berücksichtigt, da es sich bei der überwiegenden Zahl der Mesokosmos-Studien um Stillgewässeransätze handelt. Als Beispiele sollen Amphipoden und Insektenlarven genannt werden, die mit der Strömung über weite Distanzen transportiert werden können.
Zuflug	Im Mesokosmos oft überschätzt.	Bei diesem Mechanismus besteht die Gefahr einer Überschätzung der tatsächlichen Bedingungen im Freiland. Die unabgedeckten Kontrollbecken und die kontaminierten Testsysteme liegen in unmittelbarer Nähe zueinander, so dass ein Zuflug von Organismen (vor allem merolimnische Insektenarten) aus der Kontrolle in die anderen Testbecken überverhältnismäßig schnell und intensiv erfolgen kann.
Wiedererholung aus seitlichen Ruheräumen	Im Mesokosmos oft unterschätzt.	Bezüglich der Abbildung von Ruheräumen können Mesokosmen der Natur in den meisten Fällen nicht gerecht werden. Unter Ruheräumen werden hier von der Hauptwelle abgetrennte Bereiche des Baches verstanden (Ausbuchtungen am Ufer, kleine Stillwasserbezirke hinter Hindernissen usw.), in denen die PSM-Konzentration wahrscheinlich deutlich reduziert ist und so die Überlebenschance einzelner Organismen erhöht wird. Mesokosmen weisen aufgrund des verwendeten toxikologischen Expositionsszenarios meist eine einheitliche Konzentration der PSM im gesamten Wasserkörper auf. Von dieser Unterschätzung der räumlichen Variabilität sind alle aquatischen Organismen betroffen, insbesondere jedoch die mobileren Organismen.
Wiedererholung durch Organismen in Dia- und Ruhepause	Im Mesokosmos gut abgebildet.	Vor Beginn eines Tests haben die Organismen üblicherweise Zeit, eine stabile Population zu bilden. Dadurch sind Organismen in all den Entwicklungsstadien (z.B. Dauerstadien von Zooplankton) anzutreffen, die zeitgleich in der Natur vorkommen würden.
Wiedererholung aus dem	Im Mesokosmos gut	Durch die Feinsedimenteinträge, die für Agrargewässer typisch sind, bilden sich hier nur sehr selten ausgeprägte Porenräume aus. Ähnlich

Interstitial	abgebildet.	ist die Situation in den Mesokosmenstudien. Darin spielen feine Tonminerale eine große Rolle, welche die Fähigkeit besitzen, PSM mit hohem KOC zu binden. Auch hier kommt es nicht zur Ausbildung großer Porenräume.
Gegenstromwanderung	Im Mesokosmos unterschätzt.	Die meisten Mesokosmen werden nicht als Fließgewässer-Systeme, sondern als Stehgewässer betrieben. Dadurch kann dieser Wiederbesiedlungsmechanismus nicht erfasst werden. Betroffen von dieser Unterschätzung sind Arten, die gegen die Strömung wandern können (z.B. Amphipoden und Fische).
Passiver Transport aus anderen Gewässern	Im Mesokosmos gut abgebildet.	Dieser eher unbedeutende Wiederbesiedlungsmechanismus ist in Mesokosmen vergleichsweise gut abgebildet. Die Becken des Mesokosmos sind meist nicht abgedeckt. Wasservögel und andere Transportmedien (z.B. Wind) haben somit theoretisch uneingeschränkten Zugang.

Wie die in Mesokosmenstudien beobachtete WW in der Effektbewertung zu berücksichtigen ist, ist jedoch nicht Gegenstand dieses Projektes bzw. Workshops. Eine überzeugende Berücksichtigung von WW in der Effektbewertung und bei der Ableitung einer ERC muss vielmehr unabhängig sichergestellt werden. Von einer doppelten Berücksichtigung eines WW-Aspektes in der Effekt- und Risikobewertung ist grundsätzlich abzusehen.

6 Workshop am UBA

6.1 Programmübersicht

Montag 22. Januar 2007

12:00 h	Ankunft bei Kaffee und Tee	
13:00 h	Begrüßung	UBA, Uni Koblenz-Landau
13:15 h	Kurze Einführung in die Problematik	UKL
13:30 h	Vorstellung der Ansätze von BBA und IVA	BBA, IVA
15:00 h	Pause	
15:30 h	Vorstellung der Projektergebnisse F&E Vorhaben	UKL
	- Hot Spots	
	- Reduktionsfaktoren	
	- Wiederbesiedlung	
	- Diskussionspapier	
	- Workshopstruktur	
Vorträge zu speziellen Themen		
16:50 h	Vortrag: Ökologie	D. Hering, Uni Duisburg-Essen
17:20 h	Vortrag: Wiederbesiedlung	M. Liess, UFZ Leipzig-Halle
17:50 h	Vortrag: GIS-Anwendungen	M. Matthies, Uni Osnabrück
18:20 h	Zusammenfassung Tag 1	UKL
18:40 h	Ende Tag 1	

Dienstag 23. Januar 2007

09:00 h	Einführung in die Diskussionsgruppen*	UKL
09:30 h	Diskussion in 4 Diskussionsgruppen	
	A. Expositionsbestimmende Faktoren, fachlich-wissenschaftlicher Hintergrund	
	B. Expositionsbestimmende Faktoren, technischer Hintergrund (praktische Umsetzung im GIS)	
	C. Hot Spots und Wiederbesiedlung/-erholung, fachlich-wissenschaftlicher Hintergrund	
	D. Hot Spots, Wiederbesiedlung/-erholung und Risikomanagement, technischer Hintergrund (praktische Umsetzung im GIS)	
12:00 h	Mittagspause	
13:30 h	Fortsetzung Diskussion in 4 Diskussionsgruppen	
16:00 h	Pause	
16:30 h	Vorstellung der Ergebnisse der Diskussion in 2 x 2 Diskussionsgruppen	
17:30 h	Zusammenfassung Tag 2	UKL & Leitung Diskussionsgruppen
18:30 h	Ende Tag 2	

Mittwoch 24. Januar 2007

09:00 h	Vorstellung der Ergebnisse der Diskussion in 4 Diskussionsgruppen im Plenum	
09:30 h	Diskussionen in 4 Diskussionsgruppen	
10:30 h	Zusammenfassung des Workshops und Ausblick	UKL
12:00 h	Ende des Workshops	

* Die 4 Diskussionsgruppen sollten Personen aus Behörden, Forschung und Industrie enthalten.

6.2 Diskussionspunkte für den Workshop

Im Folgenden werden als konkrete Anhaltspunkte für den Workshop und für die Vorbereitung der Teilnehmerinnen und Teilnehmer die wichtigsten offenen Diskussionspunkte/Fragen untergliedert nach den vier geplanten Diskussionsgruppen (A bis D) dargestellt. Diese Zusammenstellung erhebt keineswegs einen Anspruch auf absolute Vollständigkeit und weitere Anregungen vor oder während des Workshops sind willkommen. Auch soll durch die Nennung einzelner Punkte nicht impliziert werden, dass hierzu in jedem Fall erheblicher Diskussionsbedarf besteht. Es wäre vielmehr zu begrüßen, wenn bei einigen Fragen sehr schnell Konsens erzeugt werden kann. Insofern sind diese Punkte auch als eine Aufzählung der Aspekte zu verstehen, zu denen auf dem Workshop möglichst eine Antwort gefunden werden soll. Es ist selbstverständlich, dass die Antworten auf dem Workshop nicht in allen Punkten alle Fragen letztendlich klären und das weitere Vorgehen bei einer Implementierung im GIS genau definieren. Ein sehr wertvolles Zwischenergebnis wäre in diesem Falle bereits erreicht, wenn das weitere Vorgehen dafür, wie eine Frage im Nachgang gelöst werden kann und soll, möglichst konkret definiert und zwischen den verschiedenen Teilnehmerinnen und Teilnehmern abgestimmt wird.

A. Expositionsbestimmende Faktoren, fachlich-wissenschaftlicher Hintergrund

- **Identifikation der relevanten Faktoren**

- Wurden alle expositionsrelevanten Faktoren für Abdrift in Raumkulturen identifiziert?

- **Einordnung der Faktoren gemäß Entscheidungsbaum (Abb. 2.2)**

- Sind die vorhandenen Vorschläge aufgrund der vorhandenen Datengrundlage vertretbar oder müssen die Vorschläge verbessert werden?

Insbesondere sollten an dieser Stelle die Faktoren Windrichtung, Gewässermorphologie, Verdünnungsfaktor und Ufervegetation diskutiert werden.

- Sollten die bisher nicht berücksichtigten Faktoren berücksichtigt werden?
- Kann für diese aufgrund der vorhandenen Datengrundlage ein Vorschlag erarbeitet werden bzw. wie sollte ansonsten das hierfür notwendige Wissen bereit gestellt werden?

- **Gewässertyp**

- Vorschläge beziehen sich nur auf Fließgewässer und Gräben. Sind diese auch auf flächenhafte Stillgewässer wie Seen und Tümpel übertragbar? Wie können die Faktoren in Bezug auf diese Gewässer implementiert werden?

- **Berücksichtigung der Faktoren, welche die Exposition im eigentlichen Sinne nicht beeinflussen**

- Sollten Faktoren berücksichtigt werden, welche die Exposition im eigentlichen Sinne nicht beeinflussen, sondern für die entstehenden Effekte relevant sind, wie Wiederbesiedlung, Wiedererholung, Mehrfachbelastung von Gewässerabschnitten, Mischungstoxizität, submerse Vegetation?
- Sind diese Faktoren bereits in higher-tier Studien ausreichend abgebildet?
- Gibt es Aspekte, die in higher-tier Studien noch nicht berücksichtigt wurden?
- Können bzw. sollten diese in geeigneter Weise in der Expositionsberechnung berücksichtigt werden?

- **Nicht-Georeferenzierte Faktoren**

- Wie können nicht georeferenzierte Faktoren in die Expositionsabschätzung eingehen?

- **Perzentile der Verteilungskurven**

- Das wievielte Perzentil der Verteilungskurven eines jeden Gewässersegmentes sollte in die Häufigkeitsverteilung im Landschaftsmaßstab eingehen?
- Das wievielte Perzentil der Häufigkeitsverteilung im Landschaftsmaßstab sollte in die Risikoabschätzung eingehen?

B. Expositionsbestimmende Faktoren, technischer Hintergrund (praktische Umsetzung im GIS)

• **Perzentile der Verteilungskurven**

- Das wievielte Perzentil der Verteilungskurven eines jeden Gewässersegmentes sollte in die Häufigkeitsverteilung im Landschaftsmaßstab eingehen?
- Das wievielte Perzentil der Häufigkeitsverteilung im Landschaftsmaßstab sollte in die Risikoabschätzung eingehen?

• **Länge der Gewässersegmente**

- Wie lang sollten die für die Berechnung gewählten Gewässersegmente sein?
- Welche Vor- und Nachteile in Bezug auf die technischen Umsetzungsmöglichkeiten, die Praktikabilität und Abbildung der Variabilität der Landschaft hätten z.B. 10 m, 25 m oder 100 m lange Gewässerabschnitte?

• **Anwendungszeitpunkt**

- Inwiefern ist die Annahme der zeitgleichen Applikation auf allen Flächen sinnvoll bzw. welche Implikationen hat diese?

• **Pufferstreifen**

- Bis zu welcher Entfernung zu Gewässern sollten die Raumkulturen unter Berücksichtigung der vorhandenen Datengrundlage (z.B. ATKIS) in der Berechnung berücksichtigt werden (50 m, 100 m, 150 m, 200 m)?

• **Sensitivitätsanalyse/Qualitätssicherung**

- Wie stark beeinflussen die einzelnen festgelegten Grundannahmen das Gesamtergebnis des Modells (Sensitivitätsanalyse)?
- Wie und nach welchen Kriterien kann eine Qualitätsüberprüfung erfolgen?

• **Vorgeschlagene Modelle von IVA und BBA**

- Wie stellen sich die Ergebnisse von Vergleichsberechnungen im gleichen Gebiet ohne und unter sukzessiver Einbeziehung weiterer Faktoren dar?
- Welche Vor- und Nachteile haben die beiden Modelle von IVA (Referenzgebiete & Luftbilder) und BBA (bundesweite Berechnung & ATKIS)?
- Welche Möglichkeiten gibt es, die Vorteile beider Modelle zu vereinen und evt. Nachteile zu vermeiden?
- Welche Faktoren sollten auf welcher Stufe berücksichtigt werden (hinsichtlich ihrer Sensitivität, der technischen Umsetzungsmöglichkeiten, der vorhandenen Datengrundlagen usw.)?

• **Datengrundlagen**

- Wie gut sind das Fleißgewässernetz und auch andere relevante Landschaftselemente (kleine Stehgewässer, Hecken) in ATKIS abgebildet?
- Wie groß sind die Fehler der georeferenzierten Faktoren in ATKIS? Aktualität der Daten?
- Welche Quellen der Information kommen grundsätzlich in Frage (ATKIS, Luftbilder, Behördliche Gewässerdaten, Spezifische Feldkartierungen) und wie sind diese hinsichtlich fachlicher Eignung, Qualität, Georeferenzierbarkeit und Verfügbarkeit zu beurteilen?

C. Hot Spots und Wiederbesiedlung/-erholung, fachlich-wissenschaftlicher Hintergrund

• Hot-Spot-Definition und –Kriterien

- Fachliche Vertretbarkeit des in den Abb. 1.1 und 4.1 dargestellten Verfahrens.
- Wissenschaftlichen Akzeptanz der drei vorgeschlagenen Hot-Spot-Kriterien und Entwicklung einer fachlich abgesicherten Hot-Spot-Definition bzw. der Kriterien hierfür.
- Kann anhand der drei zur Diskussion gestellten Kriterien ein ausreichender Schutz in Bezug auf die Vermeidung nachhaltiger Schädigungen des Naturhaushaltes bzw. die Vermeidung langfristiger Auswirkungen von PSM auf Nichtzielarten sichergestellt werden?
- Ist die Betonung der ökologischen Prozesse bzw. der Effektbewertung in der Herleitung der Hot-Spot-Definition letztendlich zielführend? In wie weit besteht die Gefahr einer Überschneidung (und daraus folgend einer Redundanz) der Effektbewertung im Rahmen der Probabilistischen Risikobewertung mit der Effektbewertung im Rahmen der ERC-Bestimmung?
- Wie kann eine Hot-Spot-Definition für isolierte Kleingewässer und stehende Gewässer im Allgemeinen erfolgen?
- Bis zu welcher Häufung/Aneinanderreihung von Gewässerabschnitten kann die Wiederbesiedlung und Wiedererholung noch in einem akzeptablem(?) Zeitraum stattfinden?

• Offene Punkte zum methodischen Vorgehen

- Ist die georeferenzierte probabilistische Expositionsanalyse ohne die Betrachtung des Transports und Verbleibs der Wirkstoffe im Gewässer in einem dynamischen Fate-Modell realistisch und ausreichend protektiv?
- Auf welche Art und Weise können komplexe PSM-Anwendungsmuster aus ökotoxikologischer Sicht (Verschneidung der Expositionsbewertung verschiedener Wirkstoffe) in einem georeferenzierten probabilistischen Verfahren berücksichtigt werden? Welche Konsequenzen bedeutet eine Negierung dieses Aspektes für die Protektivität des Verfahrens?

• Ökologische Hintergrundinformationen, Wiederbesiedlung und Wiedererholung

- Wie kann die ökologische Qualität eines Gewässerabschnitt insbesondere mit Hinblick auf die Frage, ob er sich als Quelle der Wiederbesiedlung für einen gestörten Abschnitt eignet, definiert und bestimmt werden?
- Wie struktureich ist ein Gewässersegment bzw. -abschnitt? In welchem Umfang kann die interne Wiedererholung stattfinden, falls die räumliche Varianz der PSM-Konzentration so groß ist, dass viele Organismen in Ruhe- und Rückzugsräumen überleben konnten?
- Welche Informationen stehen zur Verfügung (ATKIS, Luftbilder, Gewässerstrukturgütedaten zu einigen Gewässern (z.B. in RLP nur für Gewässer > 1 m), um z.B. die beiden vorherigen Fragen zu beantworten?
- Welche räumlichen Einheiten stellen mit ausreichender Sicherheit eine Wiederbesiedlung gestörter Abschnitte in vertretbaren Zeiträumen sicher? Wie kann diese Frage wissenschaftlich beantwortet werden (Literatúrauswertung, gezielte Studien, Populationsmodelle)?

D. Hot Spots, Wiederbesiedlung/-erholung und Risikomanagement, technischer Hintergrund (praktische Umsetzung im GIS)

• Konzeptionelle Identifikation und Analyse von Hot Spots

- Ist das generelle Verfahren der Hot-Spot-Identifikation (1. und 2. Hot-Spot-Analyse) praktisch umzusetzen?
- Wie kann die Analyse der räumlichen Aggregation von oberhalb der ERC belasteten Gewässersegmenten in einem GIS-Algorithmus sowohl für die 1. Hot-Spot-Analyse (bundesweite ATKIS-Daten), als auch für die 2. Hot-Spot-Analyse (Luftbilder, „ground-truthing“) praktisch realisiert werden?
- Kann auf bundesweiter Ebene anhand von ATKIS-Daten die Identifikation aller potentiellen Hot Spots erfolgen? Besteht die Gefahr im Rahmen der 1. Hot-Spot-Analyse eine größere Anzahl „falsch positiver“ Hot-Spot-Gebiete zu generieren?
- Auf welche Weise kann eine effiziente und protektive Validierung der potentiellen Hot-Spot-Stellen im Rahmen des 2. Hot-Spot-Analyseschrittes durchgeführt werden?

• Hot-Spot-Definition und –Kriterien

- Wie kann das Ausmaß einer Belastung im Gewässer für die verschiedenen Ausbreitungsgebiete von Populationen der jeweiligen Arten praktikabel bewertet und dargestellt werden?
- Wie kann eine effektive und aussagekräftige Kombination der drei Hot-Spot-Kriterien für einen Gewässerabschnitt im GIS geleistet werden?
- Auf welche Weise können die verschiedenen Eingangsparameter (z.B. Ausbreitungsgebiete von Populationen der Arten, PEC-Werte der einzelnen Gewässersegmente) im Rahmen der Hot-Spot-Identifikation und –Analyse zielführend technisch verarbeitet werden?

• Wiederbesiedlung und Wiedererholung

- Wie können die Vorgaben für die räumliche Ausdehnung von Gewässerabschnitten sinnvoll und effektiv in einen Rechenalgorithmus im GIS umgesetzt werden?

• Hot-Spot-Maßnahmen

- Einschätzung und Bewertung verschiedener Maßnahmen hinsichtlich ihrer Effektivität.
- Wie können notwendige Maßnahmen auch an ungeeigneten Stellen (z.B. landwirtschaftliche Fläche grenzt unmittelbar an ein Gewässer) umgesetzt werden?
- Wie kann ein Verfahren der Implementierung von Maßnahmen praktisch aussehen? Wer ist verantwortlich, wer trägt die Kosten?
- Wie wird die Effektivität der Maßnahmen sichergestellt?
- Wie wird in der Risikobewertung bis zur erfolgreichen Implementierung von Maßnahmen mit Hot Spot Gebieten verfahren?

• Offene Punkte zum methodischen Vorgehen

- Wie kann ein dynamisches Fate-Modell in das Verfahren der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung implementiert werden?
- Auf welche Art und Weise können komplexe PSM-Anwendungsmuster aus technischer Sicht (Verschneidung der Expositionsbewertung verschiedener Wirkstoffe) in einem georeferenzierten probabilistischen Verfahren berücksichtigt werden?

7 Literatur

Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV) 2006. Produktübersicht Basis-DLM.
http://www.geodatenzentrum.de/isoinfo/Iso_Prod_Ueber.iso_ueber_produkt?prodid=1&iso_spr_id=1
(18.12.06)

Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV) 2003. ATKIS-Objektartenkatalog Basis DLM.
http://www.atkis.de/dstinfo/dstinfo.dst_start4?dst_oar=1000&inf_sprache=deu&c1=1&dst_typ=25&dst_ver=dst&dst_land=ADV1 (21.12.06)

Barnhouse L.W. 2004. Quantifying population recovery rates for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23:500–508

Beirat zur Implementierung des probabilistischen Ansatzes für die ökotoxikologische Risikobewertung im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel (2006): 1. Sitzungsprotokoll (31.01.06)

Bischoff G., Stähler M., Ehlers K., Pestemer W. 2003. Chemical-biological monitoring in drainage ditches in the orcharding region "Altes Land" Part 1: Application of pesticides and residues of active ingredients in surface water. *In: Del Ree AAM, Capri E, Padovani L, Trevisan M. (eds). Pesticide in air, plant, soil and water system – Proceedings of the XII Symposium Pesticide chemistry June 4-6, 2003. Piacenza – Italia. S. 831 – 840.*

Brock, T.C.M., Lahr, J., van den Brink, P.J. 2000. Ecological risks of pesticides in freshwater ecosystems. Part 1: Herbicides. Alterra, Green World Research, Wageningen, the Netherlands.

Brown C, Alix A, Alonso-Prados J-L, Auteri D, Gril, J.-J., Hiederer R, Holmes C, Huber A, de Jong F, Liess M, Loutseti S, Mackay N, Maier W.-M., Maund S, Pais C, Reinert W, Russell M, Schad T, Stadler R, Streloke M, Styczen M, van de Zande J. 2005. Landscape and mitigation factors in aquatic ecological risk assessment. Volume 2. Detailed Technical Reviews. European Commission SANCO/10422/2005

Dabrowski J.M., Benett E.R., Bollen A., Schulz R. 2006. Mitigation of azinphos-methyl in a vegetated stream: Comparison of runoff- and spray-drift. *Chemosphere* 62:204–212.

EPIF (Effects of pesticides in the field) 2003. EU & SETAC EUROPE Workshop. Hrsg. Liess M, Brown C, Dohmen P, Duquesne S, Hart A, Heimbach F, Kreuger J, Lagadic L, Maund S, Reinert W, Streloke M, Tarazona J.V., Le Croisic, France

Giddings J.E, Brock T.C.M, Heger W, Heimbach F, Maund S.J, Norman S.M, Ratte H.T, Schäfers C, Streloke M 2002. Community - level aquatic system studies - interpretation criteria. published by SETAC

Golla B., Enzian S., Jüttersonke B., Gutsche V. 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 Pflanzenschutzmitteln. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2130.pdf> (11.12.06)

Golla B., Strassemeyer J., Enzian S., Gutsche V. 2006. Verfahrensbeschreibung zur probabilistischen Expositionsabschätzung. Entwurf Version 2.

Green A.J., Figuerola J, Sánchez M.I. 2002. Implications of waterbird ecology for the dispersal of aquatic organisms. *Acta Oecologica* 23:177-189

Kolar C.S., Hudson P.L., Savino J.F. 1997. Conditions for the return and simulation of the recovery of burrowing mayflies in western Lake Erie. *Ecological Applications*. 7(2):665-676.

Liess M, Schulz R 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18:1948–1955

Ohliger R., Zenker K. unveröffentlichte Daten. Untersuchung generischer Reduktionsfaktoren im Weinanbaugebiet Vorderpfalz.

Pflanzenschutzgesetz der Bundesrepublik Deutschland. Ursprung 1986, letzte Novellierung 2006. http://bundesrecht.juris.de/pflschg_1986/index.html (Stand 11.12.2006)

Schad T. 2006a. Anwendung von Geoinformationen in der Probabilistischen Risikobewertung für Nicht-Ziel Organismen zur Zulassung von Pflanzenschutzmitteln. Präsentation des Vortrags der 11. Jahrestagung der SETAC-GLB.

Schad T. 2006b. Implementation of Spray-Drift Reduction Rates of Riparian Zone Vegetation of Surface Water Bodies for Current Landscape-based Aquatic Exposure Assessments - A Preliminary Literature Evaluation.

Schulz R. 2004. Field Studies on Exposure, Effects, and Risk Mitigation of Aquatic Nonpoint-Source Insecticide Pollution: A Review. *Journal of Environmental Quality*. 33:419–448

Schulz R., Hahn C., Bennett E.R., Dabrowski J.M., Thierre G., Peall S.K.C. 2003. Fate and Effects of Azinphos-Methyl in a Flow-Through Wetland in South Africa. *Environmental Science & Technology* 37:2139–2144.

Schulz R., Peall S.K.C., Dabrowski J.M., Reinecke A.J. 2001. Spray Deposition of Two Insecticides into Surface Waters in a South African Orchard Area. *Journal of Environmental Quality* 30:814–822.

Schwoerbel J 1962. Hyporheische Besiedlung geröllführender Hochgebirgsbäche mit bewegter Stromsohle. *Arch. Hydrobiol.* 49:67

Söderström O 1987. Upstream movements of invertebrates in running waters – a review. *Arch. Hydrobiol.* 111:197-208

Thiele V, Mehl D, Berlin A, Huijssoon, L 1998. Untersuchungen zum Gegenstromwanderungsverhalten aquatischer und zum Gegenstromflug merolimnischer Evertebraten im Bereich von Fischaufstiegsanlagen in Mecklenburg-Vorpommern (Deutschland). *Limnologica* 28:167-182

Tikkanen P, Laasonen P, Muotka T, Huhta A, Kuusela K 1994. Short-term recovery of benthos following disturbance from stream habitat rehabilitation. *Hydrobiologia* 273:121-130

Träbing K. 1996. Ökomorphologische Kenngrößen für die Strukturvielfalt von Fließgewässern. *Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft Technische Hochschule Darmstadt* 96.

Van Wjingaarden R.P.A, Brock T.C.M., Van den Brink P.J. 2005. Threshold Levels for Effects of Insecticides in Freshwater Ecosystems: A Review. *Ecotoxicology* 14, 355–380.

Wallace J.W. 1990. Recovery of Lotic Macroinvertebrate Communities from Disturbance. *Environmental Management* 14:605-62

8 Anhang

8.1 Effektklassen in der Mikro- und Mesokosmenauswertung (Van Wijngaarden et al., 2005):

Class 1: 'effect could not be demonstrated'

- no effects observed as result of the treatment (primarily, statistical significance plays an important role for this criterion), and
- observed differences between treatment and controls show no clear causal relationship.

Class 2: 'slight effect'

- effects reported in terms of 'slight'; 'transient', and
- short-term and/or quantitatively restricted response of sensitive endpoints, and
- effects only observed at individual samplings.

Class 3: 'pronounced short-term effect'

- clear response of sensitive endpoints, but total recovery within 8 weeks after the last application, and
- effects reported as 'temporary effects on several sensitive species'; 'temporary elimination sensitive species'; 'temporary effects on less sensitive species/endpoints', and
- effects observed at some subsequent sampling instances.

Class 4: 'pronounced effect in short-term study'

- clear effects (such as strong reductions in densities of sensitive species) observed, but the study is too short to demonstrate complete recovery within 8 weeks after (the last) application of the insecticide.

Class 5: 'pronounced long-term effect'

- clear response of sensitive endpoints and recovery time of sensitive endpoints is longer than 8 weeks after the last application, and
- effects reported as 'long-term effects on many sensitive species / endpoints'; 'elimination sensitive species'; 'effects on less sensitive species/endpoints' and / or other similar descriptions, and
- effects observed at various subsequent samplings.

8.2 Strategien und Mechanismen der Wiederbesiedlung

Natürlicherweise wird der gestörte Gewässerbereich nach Verschwinden der Störungsquelle, also nach Abbau oder Abtransport des PSM, erneut besiedelt werden, wobei sich Artenzahlen und Abundanzen so lange verschieben, bis ein stabiles Gleichgewicht erreicht ist (Giddings et al. 2002). Die Wiederbesiedlung kann auf verschiedenen Wegen erfolgen, die in Tabelle 8.1 kurz beschrieben sind.

Welche Wiederbesiedlungsmechanismen bei einer gegebenen Tier- bzw. Pflanzenart zutreffen ist sehr unterschiedlich und vor allem von Faktoren, wie Lebenszyklus, Reproduktion und Migrationsverhalten abhängig.

Wie an einzelnen Beispielen in Tabelle 8.1 belegt wird, ist auch die Ausbreitungskapazität der einzelnen Arten sehr variabel. Nach Van den Brink et al. (1996 in Brown et al. 2005) ist sie abhängig von Parametern wie Abundanz im System, Artendynamik, Altersstruktur, genetischer Diversität, jährlicher Mortalitätsrate und dem Grad der Isolation (innerhalb der Population auf dem Landschaftsniveau).

Tabelle 8.1 Übersicht und Kurzbeschreibung verschiedener Mechanismen der Wiederbesiedlung und Wiedererholung

1. Zuflug/Zuwanderung über Landbrücken (aktiv)	
	<p>Neben der Verdriftung von Organismen ist der Zuflug von Tieren der bedeutendste Wiederbesiedlungsmechanismus (nach Williams & Hynes (1976) in Wallace, 1990). Das betrifft vor allem die Tiergruppen, welche über ein flugfähiges Lebensstadium verfügen (z.B. viele Insektentaxa).</p> <p>Die Strecken, die durch den Flug zurückgelegt werden können, variieren je nach Tierart sehr stark und damit auch die Anzahl der Gewässerabschnitte, die von einem unbelasteten Abschnitt aus wiederbesiedelt werden können. So fliegen einige Trichopterenarten (z.B. Hydropsychidae) im Durchschnitt 100 m pro Tag auf ihrem Kompensationsflug vor der Eiablage (Thiele et al. 1998).</p> <p>Einige Tiere, wie Amphibien, sind in der Lage, aktiv eine gewisse Distanz über festes Land zurückzulegen. Somit gelangen sie auch in Gewässersysteme, die nicht direkt mit ihrem Ausgangsgewässer in Verbindung stehen.</p>
2. Passiver Eintrag durch andere Medien	
	<p>Der Einfluss dieses Wiederbesiedlungsmechanismus ist nicht genau bekannt. Einer Studie zufolge (Green et al, 2002) könnte der Effekt u.a. auf Wasserpflanzen wie z.B. Potamogetonaceae (Laichkrautgewächse) und Ruppiaceae (Salden) jedoch nicht unbedeutend sein.</p> <p>Des Weiteren sind einige Phänomene bekannt, bei denen Erbgut von Wasserorganismen mit dem Wind verbreitet wird (Bilton et al. 2001, in Brown et al. 2005). Dieser Mechanismus ist aber nach dem Stand der Informationen für die allermeisten aquatischen Wirbellosen von geringer Bedeutung.</p>
3. Wiederbesiedlung aus unbelasteten Abschnitten des Fließgewässers durch Verdriftung mit der fließenden Welle	
	<p>Der Vorgang der Verdriftung von Organismen aus unbelasteten höher gelegenen oder seitlich einmündenden Abschnitten eines Fließgewässers kann zur Etablierung einer neuen Population in einem durch Pestizide gestörten Gewässerabschnitt führen.</p> <p>Nach Wallace (1990) ist die Drift der am häufigsten zitierte Mechanismus der Wiederbesiedlung, jedoch ist er selten genauer belegt. Als Einflussgrößen auf die Effektivität der Drift werden die Gewässergröße und das Vorhandensein einer ausreichend großen Ausgangspopulation genannt (Wallace, 1990).</p> <p>Das wird in einer Studie von Benke et al. (1986) in Wallace 1990 bestätigt und erweitert, indem dort geschlossen wird, dass die Bedeutung der Drift mit der Größe des Fließgewässers zuzunehmen scheint. Damit relativiert sich die Bedeutung der Drift für Klein- und Kleinstgewässer in der Landwirtschaft wieder. Berücksichtigt werden muss zudem ggf., dass Populationen, die neu aus verdrifteten Individuen gebildet wurden,</p>

	genetisch nicht unbedingt mit der ursprünglichen Population gleichgesetzt werden können.
4. Aktive Wanderung gegen die fließende Welle	
	<p>Nach dem Eintrag eines PSM in ein Klein(st)gewässer kann eine Wiederbesiedlung durch Wanderung gegen den Strom erst dann als relevant betrachtet werden, nachdem die Chemikalie abgebaut wurde oder auf eine nicht-schädliche Konzentration verdünnt wurde.</p> <p>Wie dem Review zur Gegenstromwanderung von Invertebraten von Sönderström (1987) zu entnehmen ist, sind die Wanderungen gegen den Strom bei vielen Fließwassertierarten zu beobachten. Als Auslöser zur Wanderung gelten Fließgeschwindigkeit, Licht und Temperatur. Bei vielen wandernden Tierarten lassen sich tägliche und jährliche Hauptwanderzeiten abgrenzen. So ist besonders das Frühjahr, die Zeit vor der Reife oder der Emergenz, von einer starken Migration gekennzeichnet. Die Wanderung gegen den Strom stellt zumindest teilweise eine Kompensation der Verdriftung dar.</p> <p>Bei Arten in periodischen Gewässersystemen, die nicht über flugfähige Stadien verfügen, stellt die Gegenstromwanderung zusammen mit der Drift einen Hauptwiederbesiedlungsmechanismus dar.</p>
5. Interne Erholung	
	<p>a) Populationswiederaufbau durch Rückzug von Organismen in Interstitialräume</p> <p>b) Populationswiederaufbau durch Rückzug von Organismen in seitliche gelegene Ruheräume des Fließgewässers bzw. aus unbelasteten Bereichen eines Stehgewässers</p> <p>c) Populationswiederaufbau durch in Dia- und Ruhepausen befindliche Organismen</p>
	<p>Für die hier untersuchten Agrargewässer Deutschlands kann die Erholung durch Reproduktion in verschiedene Mechanismen untergliedert werden: die Wiedererholung kann durch Organismen initiiert werden, welche sich zur Zeit der Störung in einer unempfindlichen Dia- oder Ruhepause befanden, sich im Interstitialraum bzw. in seitlichen Ruheräumen des Gewässers vor der Schadstoffwelle verbergen konnten. Die Zuwanderung von Individuen aus unbelasteten Stillwasserzonen in z.B. PSM-betroffenen Uferbereichen eines Teiches wird ebenfalls in diese Kategorie eingeordnet.</p> <p>Die Wiedererholung ist ein wichtiger Faktor für die Kompensation von Effekten durch den PSM-Eintrag. Wie aus Mesokosmenstudien (Van den Brink et al., 1996, in Brown et al. 2005) und ökologischem Wissen über die Wirkweise von Stressoren (Begon et al., 1990, in Brown et al. 2005) bekannt ist, verfügen besonders Organismen mit einem kurzen Lebenszyklus und hoher Reproduktionsrate (so genannte r-Strategen) bei wechselnden Konzentrationen von Toxinen über ein hohes Maß an Wiedererholungspotential.</p> <p>Bereits in den 1960ern wurde festgestellt, dass das interstitiale Lückensystem von Fließgewässern reich mit Organismen, besonders mit Insektenlarven (z.B. Ephemeriden, Chironomiden) und Würmern, sowie Crustaceen besiedelt sein kann (Schwoerbel, 1962). Die Ausprägung des Hyporheikums hängt vom Substrat des Gewässerbodens und der Fließgeschwindigkeit ab. Aufgrund der für Agrargewässer typischen Feinsedimenteinträge ist dieser Wiedererholungsmechanismus im hier untersuchten Kontext jedoch von untergeordneter Bedeutung.</p>

Klein- und Kleinstgewässer sind mit ihrer stark ausgeprägten Kontaktzone zwischen landwirtschaftlichem Umfeld und Gewässer hinsichtlich der Exposition gegenüber PSM aus diffusen Quellen besonders gefährdet. Hier ist die Verdünnung der PSM mit Bachwasser nur gering und die effektive Konzentration der Chemikalien ist im Gegenzug besonders groß (Schulz, 2004). Für diese Gewässerklasse bildet eine Kombination aus Zuflug und interner Erholung die wichtigsten Wiederbesiedlungsmechanismen (Yasuno et al. 1981 und Benke et al. 1986 in Wallace 1990; Barnhouse 2004). Die Wanderung gegen den Strom hat ebenfalls Einfluss auf die Wiederbesiedlung, besonders bei den Arten, die keine flugfähigen Entwicklungsphasen in ihrem Lebenszyklus aufweisen.