

TEXTE

89/2017

Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden

Bestandsaufnahme zur Erhebung von Daten zur
Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaft

TEXTE 89/2017

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3714 67 404 1
UBA-FB 002504

Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden

Bestandsaufnahme zur Erhebung von Daten zur Belastung von
Kleingewässern der Agrarlandschaft

von

Marvin Brinke, Beate Bänsch-Baltruschat, Martin Keller
Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz

Eduard Szöcs, Ralf B. Schäfer
Universität Koblenz–Landau (UKL), Landau

Kaarina Foit, Matthias Liess
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Leipzig

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz

Abschlussdatum:

Dezember 2015

Redaktion:

Fachgebiet IV 1.3 Pflanzenschutzmittel
Alexandra Müller

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, Oktober 2017

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3714 67 404 1 finanziert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Mit dem Vorhaben „Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden – Bestandsaufnahme zur Erhebung von Daten zur Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaft“ sollen die Grundlagen für eine Konsolidierung bzw. Verbesserung der Datenlage zum Belastungszustand der Kleingewässer der Agrarlandschaft mit Pflanzenschutzmitteln geschaffen werden. Hierzu wurde in den Bundesländern der Bestand an chemischen und biologischen Monitoringdaten zu kleinen Oberflächengewässern (Stand- und Fließgewässer) abgefragt. Inwieweit diese Daten geeignet sind, den Belastungszustand von Kleingewässern in der Agrarlandschaft repräsentativ zu beschreiben, wurden im Vorhaben geprüft. Ab 2016 soll unter enger Einbindung der zuständigen Länderbehörden ein Rahmenkonzept für ein zukünftiges repräsentatives Monitoring abgestimmt sowie ein fachlich begründeter Vorschlag für einheitliche Kriterien für die Bewertung der Monitoringergebnisse erarbeitet werden. Dafür wurden in diesem Vorhaben u. a. Informationen zu vorhandenen Messprogrammen der Länder analysiert und Vorschläge für die Auswahl geeigneter Messstellen und -methoden sowie der einzuschließenden Substanzen entwickelt. Bei den fachlichen Kriterien für die Bewertung der Ergebnisse war auch die Möglichkeit der Einbeziehung des im Nationalen Aktionsplan vorgeschlagenen SPEAR-Index als ökologischer Belastungsindikator zu prüfen. Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme und erste Eckpunkte für ein zukünftiges Monitoringkonzept wurden mit den Vertretern der Bundesländer im Rahmen eines Workshops am 6./7. Oktober 2015 in Koblenz diskutiert. Die Ergebnisse des Workshops fließen in die Planung eines zweiten Teilvorhabens „Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden – Konzeption eines repräsentativen Monitorings zur Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft“ ein.

Abstract

The project „Implementation of the National Action Plan on sustainable use of pesticides – survey on the state of data on the pollution of small water bodies in the agricultural landscape“ aims at providing the basis for consolidation and improvement of the current available data on the level of pollution by plant protection products in small water bodies of the agricultural landscape. Thus, as the first step, chemical and biological monitoring data of small water bodies (standing and flowing water bodies) were requested from the German Länder. Subsequently, the data were assessed regarding their suitability to representatively describe the level of pollution in small water bodies of the agricultural landscape. As from the year 2016, a conceptual framework for a future representative monitoring will be coordinated, closely involving the Länder authorities. Moreover, a professionally justified proposal concerning harmonised criteria for the assessment of the monitoring will be developed. Therefore, for example, information about existing monitoring programmes of the Länder was analysed and recommendations for the selection of monitoring sites and methods as well as relevant substances were made in the project. With respect to the assessment criteria for the monitoring, the project needed to examine the possibility of using the SPEAR-index, which has been proposed by the National Action Plan, as an ecological pollution indicator. The results of the inventory and first cornerstones for a future monitoring concept were discussed with representatives of the Länder at a workshop on 6/7 October 2015 in Koblenz, Germany. The outcomes of the workshop will be considered for the conception of the follow-up project “Implementation of the National Action Plan on sustainable use of pesticides – development of a representative monitoring concept for assessment of the pollution of small water bodies in the agricultural landscape”.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	9
Tabellenverzeichnis.....	11
Abkürzungsverzeichnis.....	13
Zusammenfassung	15
Summary	25
1 Einleitung.....	35
1.1 Ausgangssituation.....	35
1.2 Ziele des Vorhabens	36
1.3 Beteiligte Gremien.....	37
2 Regulatorischer Hintergrund	38
2.1 Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP)	38
2.2 Projektrelevante Indikatoren des NAP	41
2.2.1 NAP-Indikator [4] „Rückstände von PSM in Kleingewässern“	41
2.2.1.1 Qualitätsrichtwerte für die Erreichung der Ziele und Zielquoten des Indikators [4]	41
2.2.1.2 Weitere Werkzeuge zur Risikobewertung der PSM-Belastung	42
2.2.2 NAP-Indikator [23] „SPEAR-Index (Pflanzenschutzmittel)“.....	42
3 Recherche von Datenbeständen und Monitoringkonzepten für Kleingewässer in den Bundesländern und bei Dritten.....	44
3.1 Situation zu Beginn des Vorhabens.....	44
3.2 Abfrage und Recherche der Monitoringdaten der Bundesländer	44
3.2.1 Datenabfrage und -recherche zu PSM-Rückständen in Kleingewässern	44
3.2.2 Datenabfrage und -recherche zu biologischen Daten in Kleingewässern (Makrozoobenthos)	45
3.2.3 Abfrage und Recherche von Metadaten/komplementären Daten	45
3.3 Erstellung einer Projekt-Datenbank.....	46
3.3.1 Grundsätze	46
3.3.2 Datenaufbereitung und Vereinigung.....	46
3.3.3 Abgeleitete Werte für Einzugsgebietsgrößen und Landnutzungsanteile	47
3.3.4 Datenbankstruktur	48
3.3.4.1 Chemische Daten	48
3.3.4.2 Biologische Daten (Makrozoobenthos)	49
3.3.5 Übersicht Datenlage	50
3.4 Recherche der Monitoringkonzept- und strategien der Bundesländer	54

3.4.1	Messstellenauswahl und -charakterisierung.....	57
3.4.2	Messfrequenzen.....	58
3.4.3	Untersuchte und auffällige Wirkstoffe	58
3.5	Recherche von Informationen zum PSM-Monitoring Dritter	60
3.5.1	Steevertalsperre (NRW)	60
3.5.2	Schweiz	60
3.5.2.1	Wirkstoffspektrum	60
3.5.2.2	Probenahmestrategie	61
4	Eignungsprüfung der vorliegenden Daten für eine bundesweite Beschreibung der Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaft mit PSM-Rückständen.....	63
4.1	Spezifizierung des Begriffes „Kleingewässer in der Agrarlandschaft“	63
4.2	Eignung und Defizitanalyse der vorliegenden Daten	67
4.2.1	Eignung der Daten zur hydrologischen und hydromorphologischen Ausstattung von Kleingewässern.....	67
4.2.2	Eignung der Daten zur naturräumlichen Ausstattung und Art der Landnutzung in den Einzugsgebieten	67
4.2.2.1	MFD-Algorithmus	67
4.2.2.2	WRRL-EZG-Algorithmus	68
4.2.2.3	Landnutzung	69
4.2.3	Eignung der Daten zur Ermittlung räumlicher und zeitlicher Verteilungsmuster von PSM-Anwendungen in den unterschiedlichen Einzugsgebieten	72
4.2.3.1	Eignung der Daten zu PSM-Anwendungen	72
4.2.3.2	Eignung des untersuchten Wirkstoffspektrums	73
4.2.3.3	Eignung der angewendeten Probenahmeverfahren und Analysenmethoden	75
4.2.4	Eignung der biologischen Daten	76
4.2.5	Defizite des derzeitigen Datenbestandes.....	80
4.3	Identifizierung von Kriterien für eine repräsentative Auswahl geeigneter Standorte für ein künftiges Monitoring zur PSM-Belastung von Kleingewässern.....	81
5	Einschätzung des Belastungszustandes von Kleingewässern in der Agrarlandschaft mit PSM-Wirkstoffen	82
5.1	Run-off-Potenzial.....	82
5.2	Einschätzung anhand der chemischen Monitoringdaten	82
5.2.1	Positivbefunde von Wirkstoffen und deren Metaboliten	82
5.2.2	Vergleich der Messdaten mit Umweltqualitätsnormen	83
5.2.3	Vergleich der Messdaten mit Regulatorisch Akzeptablen Konzentrationen.....	84

5.2.4	Berechnung von Toxic Units für die Messdaten	86
5.3	Einschätzung anhand der biologischen Monitoringdaten.....	88
5.3.1	Grundsätzliche Beurteilung der Eignung des SPEAR als NAP-Indikator zur Einschätzung der PSM-Belastung in Kleingewässern	88
5.3.2	Fallbeispiel Sachsen	93
5.3.3	Bundesweite Anwendung des SPEAR-Index	94
6	Durchführung eines Projekt-Workshops.....	96
7	Eckpunkte eines zukünftigen repräsentativen Monitoringkonzeptes	101
7.1	Voraussetzungen für ein repräsentatives Monitoring.....	101
7.1.1	Repräsentative Probennahme.....	101
7.1.2	Repräsentative Probestellenauswahl	101
7.1.3	Anforderungen an ein künftiges Langzeitmonitoring	101
7.2	Abgrenzung der Begrifflichkeiten.....	101
7.2.1	Abgrenzung des Begriffs Kleingewässer	102
7.2.2	Definition des Begriffs Agrarlandschaft	102
7.3	Zu untersuchendes Stoffspektrum	103
7.4	Grundlage für die Abschätzung der Exposition durch Pflanzenschutzmittel.....	103
7.5	Auswertung der biologischen Wirkerfassung	103
8	Ausblick auf das zweite Teilvorhaben	104
8.1	Potenziale zu weiterführenden Auswertungen und Analysen anhand der bereits vorhandenen Datensätze	104
8.2	Arbeitspakete des zweiten Teilvorhabens.....	105
9	Literatur	109
10	Anhang	116

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Verteilung der PSM-Messstellen bezüglich EZG-Größe und agrarischer Land-nutzung	18
Abbildung 2:	Zusammenhang zwischen der PSM-Belastung der Probestellen und den ökologischen Effekten der PSM-Belastung ausgedrückt als $SPEAR_{pesticides}$ (%)	21
Abbildung 3:	Berechnung von $SPEAR_{pesticides}$ (%) für alle im Rahmen des ersten Teilvorhabens vorliegenden biologischen Monitoringdaten.....	22
Figure 4:	Distribution of PPP sampling sites across catchment area size and percentage agricultural land use within catchments	28
Figure 5:	Correlation of the PPP contamination of sampling sites and the ecological effects of the PPP contamination expressed as $SPEAR_{pesticides}$ (%).....	31
Figure 6:	Calculation of $SPEAR_{pesticides}$ (%) for all biological monitoring data available within the scope of the first sub-project.....	32
Abbildung 7:	Überblick über die Datenaufbereitungsschritte	47
Abbildung 8:	Überblick Datenbankstruktur chemische Daten	49
Abbildung 9:	Überblick Datenbankstruktur biologische Daten.....	49
Abbildung 10:	Übersicht PSM-Messstellen im Betrachtungszeitraum 2005–2015	51
Abbildung 11:	Übersicht Biologie-Messstellen im Betrachtungszeitraum 2005–2015	53
Abbildung 12:	Zusammenhang zwischen EZG-Größe und mittlerer Gewässerbreite für verschiedene Datensätze	64
Abbildung 13:	Vorhersage des Zusammenhangs zwischen TU_{max} , Landnutzung und EZG-Größe unter Verwendung eines links-zensierten Generalisierten Additiven Modells (GAM) mit 5 Freiheitsgraden	65
Abbildung 14:	Effektplots für die vier Variablen im zero-inflated binomialen Model.....	66
Abbildung 15:	Validierung des MFD-Algorithmus anhand der von den Bundesländern übermittelten Daten zu den EZG-Größen	68
Abbildung 16:	Validierung des WRRL-EZG-Algorithmus anhand der entsprechenden von den Bundesländern übermittelten Daten ..	69
Abbildung 17:	Zusammenhang zwischen dem Anteil landwirtschaftlicher Nutzung abgeleitet aus den CORINE- und ATKIS-Landnutzungskarten	70
Abbildung 18:	Validierung des aus der Landnutzungskarte ATKIS abgeleiteten Anteils landwirtschaftlicher Fläche anhand der von den Bundesländern übermittelten Flächennutzungsdaten	71
Abbildung 19:	Verteilung der PSM-Messstellen bezüglich EZG-Größe und agrarischer Landnutzung	72

Abbildung 20:	Darstellung der von den Bundesländern gemessenen Wirkstoffspektren	74
Abbildung 21:	Tägliche Niederschlagssummen an den Probennahmetagen.....	75
Abbildung 22:	Kumulative Verteilung der kleinsten Distanz zwischen MZB- und PSM-Messstelle	76
Abbildung 23:	Verteilung des Zeitabstands zwischen biologischer und chemischer Probenahme innerhalb eines Jahres.....	78
Abbildung 24:	Zeitliche Verteilung der Probenahmen des biologischen und chemischen Monitorings über das Jahr	78
Abbildung 25:	Auswirkungen einer vereinfachten Datengrundlage auf die Berechnung von $SPEAR_{pesticides}$ (%)	80
Abbildung 26:	Anteil an Positivbefunden je Wirkstoff für die vier definierten Kategorien landwirtschaftlicher Nutzung und Gewässergröße ..	83
Abbildung 27:	Anteil an Proben > ZHK-UQN je Wirkstoff für die Gewässer der vier Kategorien landwirtschaftlicher Nutzung und Gewässergröße ..	84
Abbildung 28:	Anteil an Proben > RAK je Wirkstoff für die Gewässer der vier Kategorien landwirtschaftlicher Nutzung und Gewässergröße ..	85
Abbildung 29:	Violinplot der RAK-Überschreitungen für die Gewässer der vier Kategorien landwirtschaftlicher Nutzung und Gewässergröße ..	86
Abbildung 30:	Anzahl der Wirkstoffe je Probe für die Gewässer der vier definierten Kategorien landwirtschaftlicher Nutzung und Gewässergröße	87
Abbildung 31:	Verteilung der TU_{max} in den Gewässern der vier definierten Kategorien landwirtschaftlicher Nutzung und Gewässergröße ..	88
Abbildung 32:	Anzahl der Arten und Abflusswerte des Ohebachs über die Zeit	89
Abbildung 33:	Zusammenhang zwischen der Gemeinschaftsstruktur von Makroinvertebraten ausgedrückt als $SPEAR_{pesticides}$ (%) und der Toxizität der PSM-Belastung in $\log TU_{max}$ in den drei geografischen Regionen Frankreich, Deutschland und Finnland	90
Abbildung 34:	Entwicklung der Gemeinschaftsstruktur von Makroinvertebraten in einem zweijährigen Mesokosmenversuch nach wiederholter Pulskontamination mit Thiacloprid	91
Abbildung 35:	Zusammenhang zwischen der PSM-Belastung der Probestellen und den ökologischen Effekten der PSM-Belastung ausgedrückt als $SPEAR_{pesticides}$ (%)	94
Abbildung 36:	Berechnung von $SPEAR_{pesticides}$ (%) für alle im Rahmen des ersten Teilvorhabens vorliegenden biologischen Monitoringdaten.....	95

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Ziele, Ziel-Quoten und Zeitplan für den Schutz von Oberflächengewässern	40
Tabelle 2:	Übersicht der in der Datenbank enthaltenen PSM-Messungen der einzelnen Bundesländer im Betrachtungszeitraum 2005-2015.	50
Tabelle 3:	Übersicht der in der Datenbank enthaltenen biologischen Messdaten der einzelnen Bundesländer im Betrachtungszeitraum 2005–2015	52
Tabelle 4:	Metatabelle PSM-Messungen in Bundesländern (Teil 1)	55
Tabelle 5:	Metatabelle PSM-Messungen in Bundesländern (Teil 2)	56
Tabelle 6:	Weitere gesichtete Quellen zu PSM-Messungen in Bundesländern	57
Tabelle 7:	PSM-Wirkstoffe, für die von mindestens zwei verschiedenen Bundesländern UQN-Überschreitungen in den Messprogrammen der Jahre 2005-2015 berichtet wurden	59
Tabelle 8:	Übersicht über die Anzahl der Messstellen mit berichteten und abgeleiteten EZG-Größen und Landnutzungsdaten	67
Tabelle 9:	Anzahl der in Deutschland und der EU zugelassenen Wirkstoffe (bzw. -varianten), die in der Projektdatenbank enthalten sind ..	74
Tabelle 10:	Zahl der aktuell nicht in DE, aber in EU-Nachbarstaaten zugelassenen Wirkstoffe.....	75
Tabelle 11:	Anzahl aller biologischen und chemischen Messstellen an Kleingewässern in der Agrarlandschaft sowie aller biologischen Messstellen mit mindestens einer zugeordneten chemischen Messstelle in einer Entfernung < 50 m bzw. < 1000 m	77
Tabelle 12:	Qualität des MZB-Monitorings ausgedrückt als Gesamtanzahl der Probenahmen, als Anteil der Probenahmen mit Abundanz in absoluten Werten und in Häufigkeitsklassen, als mittlere Anzahl der Taxa je Probenahme und als prozentualer Anteil der Bestimmung auf Artebene.....	79
Tabelle 13:	In der Freilandstudie erhobene Parameter mit ihrer Korrelation zum ökologischen Effekt an den Messstelle, angezeigt als SPEAR _{pesticides} (%).....	93
Tabelle 14:	Liste der Mitglieder des wissenschaftlich-fachlichen Beirates des ersten Teilvorhabens	117
Tabelle 15:	PSM-Stoffe, die im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 von den Ländern untersucht worden sind und für die es eine UQN in der OGewV (2016) bzw. der OGewV (2011) gibt bzw. gab (JD-UQN und ZHK-UQN in der Tabelle beziehen sich auf die OGewV, 2016)..	118
Tabelle 16:	PSM-Stoffe, die im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 von den Ländern untersucht worden sind, die aber nicht in der OGewV (2016) bzw. der OGewV (2011) geregelt sind bzw. waren	123

Tabelle 17:	Metaboliten von PSM-Stoffen, die im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 von den Ländern untersucht worden sind. Falls relevant für Summenparameter mit UQN, sind diese in Tabelle 15 enthalten (z.B. p,p-DDE).....	133
Tabelle 18:	PSM-Stoffe, die im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 von den Ländern nicht untersucht bzw. nicht als PSM-Messwert an das Projekt übermittelt worden sind. Jedoch sind hier nur Stoffe aufgeführt, die im 1. Quartal 2015 noch in Deutschland in einem PSM zugelassen waren oder deren Zulassung erst zwischen 2004 und 2014 abgelaufen ist.....	135
Tabelle 19:	Teilnehmerliste des Workshops zum Ergebnis der Bestandsaufnahme von Daten zur Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaft am 6./7. Oktober 2015 in Koblenz.....	138

Abkürzungsverzeichnis

BB	Brandenburg
BE	Berlin
BfR	Bundesamt für Risikobewertung
BG	Bestimmungsgrenze
BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
BMEL/BMELV	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, vormals Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
EZG	Einzugsgebiet
GIS	Geoinformationssystem
HB	Bremen
HE	Hessen
HH	Hamburg
JKI	Julius Kühn-Institut
K_{oc}	Adsorptionskoeffizient (Konzentrationsverhältnis organischer Kohlenstoff – Wasser)
K_{ow}	Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient
LAWA AO	Arbeitskreis Oberflächengewässer der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LAWA EK	Expertenkreis der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
MS	Messstelle
MV	Mecklenburg-Vorpommern
MZB	Makrozoobenthos
NAP	Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln
NI	Niedersachsen
NW	Nordrhein-Westfalen
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
PflSchG	Pflanzenschutzgesetz
PflSchNOG	Gesetz zur Neuordnung des Pflanzenschutzrechtes
PSM	Pflanzenschutzmittel
RAK	Regulatorisch akzeptable Konzentration
RP	Rheinland-Pfalz
SH	Schleswig- Holstein

SL	Saarland
SN	Sachsen
SPEAR	Species At Risk
ST	Sachsen-Anhalt
TH	Thüringen
TU	Toxic Unit
UQN	Umweltqualitätsnorm
WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie

Zusammenfassung

Ausgangssituation

Eine Vielzahl verschiedener Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (PSM-Wirkstoffe) und z.T. auch deren Metaboliten sind in den Oberflächengewässern Deutschlands wie auch anderer EU-Mitgliedsstaaten regelmäßig nachweisbar. Besonders Kleingewässer sind Einträgen dieser Wirkstoffe ausgesetzt, wenn sie im Einzugsgebiet (EZG) landwirtschaftlich genutzter Flächen liegen, auf denen chemische Pflanzenschutzmittel zum Einsatz kommen. Forschungsergebnisse über den Zustand kleiner Stand- und Fließgewässer in Agrarlandschaften zeigen, dass für den Naturhaushalt unbedenkliche Konzentrationen von PSM-Wirkstoffen überschritten werden und ein guter chemischer und ökologischer Zustand oftmals (noch) nicht vorliegt. Eine systematische Erfassung der Gewässerbelastung mit PSM-Rückständen findet derzeit mit dem Monitoring zur Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) statt. Gemäß den Vorgaben der WRRL werden hierbei vor allem die Belastungen größerer Fließgewässer untersucht. Zudem werden ereignisbezogene Erfassungen der Belastung in den meisten Fällen nicht durchgeführt. Eine Auswertung von Monitoringdaten ergab für Deutschland, dass selbst in großen Fließgewässern bei fast 50% der Probestellen ökologische Risiken für die drei biologischen Qualitätselemente Algen, Invertebraten und Fische bestehen (Malaj et al. 2014, Schäfer et al. 2011b). Ein flächendeckendes behördliches Monitoring der Belastungen von Kleingewässern durch Pflanzenschutzmittel in der Agrarlandschaft, das repräsentative Daten und eine bundesweite Übersicht zur tatsächlichen Belastungssituation bieten könnte, wird derzeit nicht betrieben, da ein hierfür erforderliches Messnetz über die Anforderungen der WRRL hinaus gehen würde. Lediglich in geringem Umfang, im Vergleich zum Monitoring insgesamt, wurde bisher – meist im Rahmen von Sondermessprogrammen einzelner Landesbehörden - die Belastung von Kleingewässern mit einem Einzugsgebiet von deutlich unter 100 km² in der Agrarlandschaft untersucht. Untersuchungen, die in derartigen Gewässern bisher in Forschungsprojekten durchgeführt wurden, weisen jedoch auf hohe Spitzenbelastungen durch Insektizide hin (Liess et al. 1999), die auch starke ökologische Wirkungen hervorrufen (Liess und von der Ohe (2005), sowie diverse Folgeuntersuchungen).

Die Ermittlung des Belastungszustandes der Kleingewässer in der deutschen Agrarlandschaft mittels eines repräsentativen Monitorings ist eines der Ziele, die im Nationalen Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) (BMELV 2013) zum Schutz der Oberflächengewässer festgelegt wurde. Hierbei sind auch kleine Standgewässer und Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet von < 10 km² zu berücksichtigen. Als Grundlage für die Bewertung der durch eine repräsentative Stichprobe zu gewinnenden Monitoringdaten sollen Umweltqualitätsnormen (UQN) und Regulatorisch Akzeptable Konzentrationen (RAK) angewandt werden. Als Verantwortliche für die Durchführung des Monitorings sind die Bundesländer benannt. Für die Datenauswertung sind im NAP das Umweltbundesamt (UBA) und das Julius Kühn-Institut (JKI) als zuständige Institutionen benannt. Als Zeitvorgabe für die Umsetzung des Ziels wurde das Jahr 2018 gesetzt.

Vor diesem Hintergrund beauftragte das UBA die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), das Institut für Umweltwissenschaften der Universität Koblenz-Landau (UKL) und das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) mit der Durchführung des F&E-Vorhabens zur

„Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden – Bestandsaufnahme zur Erhebung von Daten zur Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft“ (Teilvorhaben 1).

Durch die Ergebnisse dieses F&E-Vorhabens soll die Grundlage für ein zweites Teilvorhaben geschaffen werden, dessen Bearbeitung in den Jahren 2016/2017 vorgesehen ist:

„Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden – Konzeption eines repräsentativen Monitorings zur Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft“ (Teilvorhaben 2).

Ziele des Vorhabens

Ziel des ersten Teilvorhabens ist die bundesweite Bestandsaufnahme und Erfassung bestehender chemischer und biologischer Monitoringdaten zur Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaften mit Pflanzenschutzmittelrückständen. Eine differenzierte Auswertung und Bewertung der erfassten Daten soll zeigen, inwieweit diese geeignet sind, zu einer räumlich und zeitlich repräsentativen Beschreibung der Belastungssituation von Kleingewässern in Deutschland beizutragen. Dafür wird – soweit möglich – eine erste Einschätzung vorgenommen, in welchem Zustand sich die Kleingewässer in Deutschland aktuell befinden und ob diese Ergebnisse nur für einzelne Gebiete oder Regionen gelten oder als repräsentativ für Deutschland angesehen werden können. Auf der Basis einer Defizitanalyse werden erste methodische Ansätze und Anforderungen für ein zukünftiges mit den Ländern abzustimmendes Monitoringkonzept zur Erreichung einer repräsentativen Stichprobe bis 2018 skizziert. Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme werden auf einem Workshop unter Beteiligung von Vertreter_innen der Länderbehörden zur Diskussion gestellt. Durch die im Vorhaben zu erarbeitende Datengrundlage soll eine aussagekräftige und fristgerechte Berichterstattung des UBA zu den Indikatoren (4) „Rückstände von Pflanzenschutzmitteln in Kleingewässern“ und (23) „SPEAR-Index (Pflanzenschutzmittel)“ des NAP sichergestellt werden.

Den genannten Zielen entsprechend ist das Vorhaben in die folgenden Arbeitspakete (AP) gegliedert:

- AP 1 Recherche von Datenbeständen und Monitoringkonzepten für Kleingewässer in den Bundesländern und bei Dritten
- AP 2 Eignungsprüfung der Daten für eine bundesweite Beschreibung der Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaften mit PSM-Rückständen
- AP 3 Einschätzung des Belastungszustandes von Kleingewässern in den Agrarlandschaften mit Pflanzenschutzmittelwirkstoffen
- AP 4 Eckpunkte eines zukünftigen einheitlichen Monitoringkonzeptes
- AP 5 Ausblick auf das zweite Teilvorhaben
- AP 6 Durchführung eines Workshops mit Vertreter_innen der Bundesländer

Die Ergebnisse des Workshops stellen eine der wesentlichen Grundlagen bei der Erarbeitung der Eckpunkte eines zukünftigen einheitlichen Monitoringkonzeptes sowie bei der Planung des zweiten Teilvorhabens dar. AP 4 wurde daher im Anschluss an den Workshop fertiggestellt. Anschließend erfolgte die Bearbeitung von AP 5.

Recherche von Datenbeständen und Monitoringkonzepten für Kleingewässer in den Bundesländern und bei Dritten

Zu Beginn des Vorhabens wurde eine Datenabfrage bei den einzelnen Bundesländern zu chemischen PSM-Messungen in kleinen Fließ- und Standgewässern mit Einzugsgebieten < 100 km² bzw. Gewässeroberflächen < 1 km² durchgeführt. PSM-Daten wurden von allen Bundesländern mit Ausnahme von Brandenburg für den Betrachtungszeitraum 1. Januar 2005 bis spätestens Juni 2015 zur Verfügung gestellt. Zusätzlich wurden im Internet zugängliche Daten der Landesämter recherchiert und herangezogen. Bzgl. der Erhebung der biologischen Daten (Makrozoobenthos-Daten; MZB) wurde der LAWA EK-„Biologisches Monitoring Fließgewässer und Interkalibrierung“ über die Umsetzung des ersten Teilvorhabens und die erforderliche Datenabfrage informiert. Nachfolgend wurden in Abstim-

mung mit Prof. Dr. Daniel Hering (Universität Duisburg-Essen, UDE) die Koordinaten der biologischen Messstellen der Länder mit den vorhandenen Koordinaten der PSM-Messstellen verschnitten. Hierbei wurde eine maximale Entfernung von 10 km zwischen chemischen und biologischen Messstellen zu Grunde gelegt. Die MZB-Daten dieser Schnittmenge wurden von der UDE für die weitere Bearbeitung des Projektes zur Verfügung gestellt (Datenübersendung am 21.05.2015).

Die übermittelten Daten wurden aufbereitet und in die bestehende Datenbank an der Universität Koblenz-Landau eingepflegt. Da die übermittelten Datensätze aus unterschiedlichen Quellen stammen und in unterschiedlichen Formaten vorlagen, wurde jeder Datensatz einzeln aufbereitet.

Die Aufbereitung beinhaltet die folgenden Schritte:

1. **Datenstruktur:** Die Daten wurden an die Tabellenstruktur in der Datenbank angepasst.
2. **Koordinaten:** Da die Daten in unterschiedlichen Koordinatenreferenzsystemen (KRS) übermittelt wurden, wurden diese vereinheitlicht.
3. **Wirkstoffe:** Wirkstoffnamen wurden vereinheitlicht und zugeordnet.
4. **Taxa:** Die Taxonnamen wurden auf Grundlage der europäischen Taxaliste standardisiert (Schmidt-Kloiber et al., 2006).
5. **Zuordnung:** Um eine Probe genau zuordnen zu können, wurden einmalige Messstellen-, Proben- und Wirkstoff-Identifikatoren vergeben.
6. **Einheiten:** Alle Messgrößen wurden auf $\mu\text{g} / \text{L}$ umgerechnet. Messwerte $< \text{BG}$ wurden auf Null gesetzt.
7. **Sonstige Kennwerte:** Die Kodierung von Metadaten wie z.B. die Probenart (Stich- oder Mischprobe) wurde vereinheitlicht.
8. **Zeitliche Auflösung:** Die zeitliche Auflösung der Projektdatenbank beträgt 1 Tag. Wurden mehrere Proben an einer Messstelle an einem Tag genommen, wurden diese aggregiert und der Maximalwert wurde übernommen.
9. **Plausibilitätsprüfung:** Die Plausibilität der Messwerte wurde durch einfache Regeln überprüft (z. B. keine negativen Konzentrationen).

Bei der Aufbereitung wurden die folgenden Grundsätze beachtet (Poisot 2015, Wilson et al. 2014):

- ▶ Rohdaten werden nicht verändert.
- ▶ Jeder Arbeitsschritt soll reproduzierbar sein und dokumentiert werden.

Um diesen Grundsätzen gerecht zu werden, wurde die statistische Programmiersprache „R“ genutzt (R Core Team, 2015). Zusätzlich wurden messstellenbezogene Daten wie zum Beispiel Einzugsgebietsgröße und Anteil landwirtschaftlicher Nutzung im Einzugsgebiet abgefragt, recherchiert oder aus räumlichen Daten abgeleitet. Weiterhin wurden stoffspezifische Daten (wie z.B. Toxizität oder Zulassungsstatus) aus verschiedenen Quellen zusammengetragen und in die Datenbank integriert.

Die im Rahmen des ersten Teilvorhabens erstellte Datenbank umfasst chemische Messdaten für 482 PSM-Stoffe (434 Wirkstoffe, Wirkstoffvarianten (z.B. Ester) und Summenparameter (meist mit Bezug zur WRRL) sowie 48 Metaboliten) aus insgesamt 46.295 Proben an 3112 Messstellen für den Betrachtungszeitraum 2005 – 2015 und stellt vermutlich den bundesweit größten verfügbaren und aufbereiteten PSM-Datensatz dar. Nur 58 Messstellen an Standgewässern sind im Datensatz enthalten. Der Großteil der Messstellen befand sich an Fließgewässern. Ergänzt wird der Datensatz des chemischen PSM-Monitorings durch 27.392 Makrozoobenthos-Proben von 14.211 Messstellen in räumlicher Nähe zu den Probenahmestellen des chemischen Monitorings ($< 10 \text{ km}$).

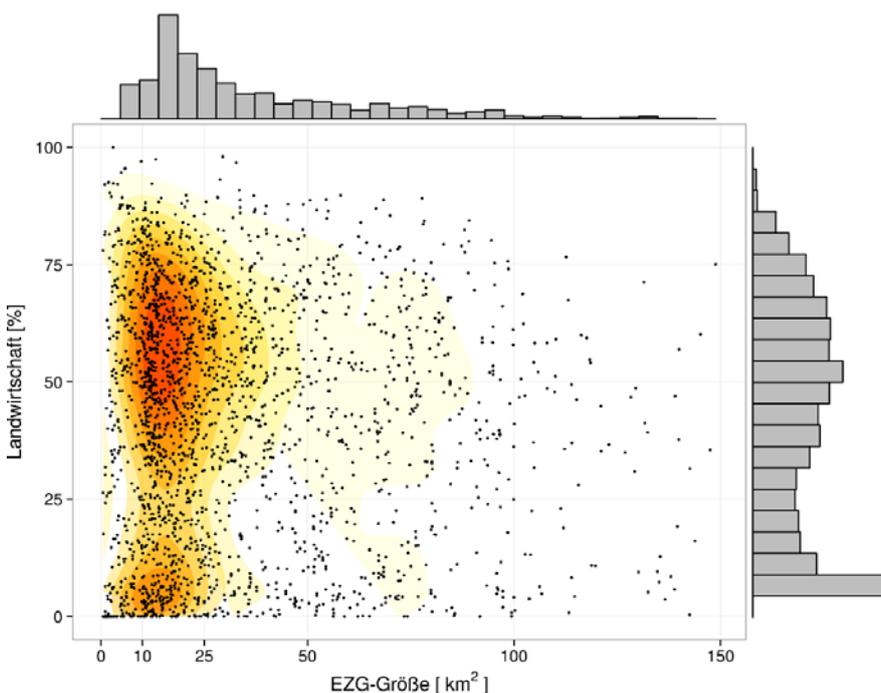
Zudem wurden ergänzend zur Datenabfrage Berichte der Bundesländer gesichtet, um einen Überblick über die bisher in Deutschland angewandten PSM-Monitoringstrategien und –konzepte zu er-

halten. Häufig werden Ergebnisse aus dem Monitoring nach WRRL berichtet, aber es fanden auch einige PSM-Sondermessprogramme in den Ländern statt. PSM-Messungen finden in den Ländern überwiegend als monatliche Stichproben statt. Jedoch werden auch verdichtete Messungen in den PSM-Anwendungszeiträumen durchgeführt. Ereignisbezogene Messungen (nach Niederschlagsereignissen) finden hingegen nur sehr selten statt. Das Messspektrum umfasst nicht selten über 100 Wirkstoffe und auch PSM-Metaboliten. Zusätzlich zu den Berichten der deutschen Bundesländer wurden auch PSM-Monitoringstrategien und –konzepte der Schweiz und einer Kooperation der Landwirtschaft und der Wasserwirtschaft, die das Einzugsgebiet der im westfälischen Münsterland gelegenen Stevertalsperre überwacht, betrachtet.

Eignungsprüfung der Daten für eine bundesweite Beschreibung der Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaften mit PSM-Rückständen

Wie die Auswertung der chemischen Messdaten zeigte, bestehen zwischen den Bundesländern bezüglich der Anzahl der Messstellen und des untersuchten Wirkstoffspektrums erhebliche Unterschiede. Dies erschwert sowohl eine Generalisierung der bundesweiten Belastungssituation als auch einen Vergleich zwischen den einzelnen Bundesländern. Die Verteilung der PSM-Messstellen nach EZG-Größe und agrarischer Landnutzung (Abbildung 1) zeigt innerhalb des abgefragten Datensatzes (Messstellen bis 100 km² EZG-Größe) ein deutliches Defizit für Gewässer mit einem EZG < 10 km² (nur 12% der Messstellen). Zudem umfasst die recherchierte Datenbasis fast ausschließlich Messdaten zu Fließgewässern. Da nur für wenige kleine Standgewässer Messdaten vorliegen, ist eine Aussage für diese Art von Oberflächengewässern nicht möglich. Die meisten Proben waren Schöpfproben, die an niederschlagsarmen Tagen genommen wurden. Daher lagen ereignisbasierte Proben nicht vor. Dies führt zu einer Unterschätzung der Belastungssituation, vor allem in kleinen Gewässern mit sehr kurzfristigen, aber hohen Maximalkonzentrationen. Nur an rund der Hälfte aller PSM-Messstellen befanden sich biologische Messstellen in sehr enger räumlicher Nähe (< 50 m). Da es empfehlenswert ist, die bundesweite PSM-Belastung auf Basis beider Erhebungen zu beschreiben, verringert sich je nach verlangter räumlicher Nähe des PSM- und MZB-Monitorings der effektive Datenbestand erheblich.

Abbildung 1: Verteilung der PSM-Messstellen bezüglich EZG-Größe und agrarischer Landnutzung



Anmerkung: Am oberen und am rechten Rand der Grafik sind jeweils die marginalen Häufigkeitsverteilungen innerhalb des abgefragten Datensatzes (Messstellen bis 100 km² EZG-Größe) abgebildet. Farblich unterlegt ist die zweidimensionale Dichte der Punkte.

Einschätzung des Belastungszustandes von Kleingewässern in den Agrarlandschaften mit Pflanzenschutzmittelwirkstoffen

Einschätzung anhand der chemischen Monitoringdaten:

Die Einschätzung der chemischen Belastungssituation an den verschiedenen Standorten wurde anhand der folgenden drei Indikatoren vorgenommen:

- 1. Überschreitung von Umweltqualitätsnormen (UQN):** Die gemessenen PSM-Konzentrationen wurden mit den UQN für die zulässigen Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN) verglichen.
- 2. Überschreitung von Regulatorisch Akzeptablen Konzentrationen (RAK):** Ein RAK-Wert wird im Rahmen eines Zulassungsverfahrens abgeleitet und ist als die Konzentration definiert, bei der keine unakzeptablen Effekte erwartet werden. Zur Bewertung der Belastungssituation wurde eine vom UBA erstellte Liste genutzt, die die RAK-Werte für 106 Wirkstoffe basierend auf dem Zulassungsstand Anfang November 2015 umfasste.
- 3. Toxic Units (TU):** In der Umwelt treten meist nicht einzelne PSM-Wirkstoffe auf, sondern Wirkstoffmischungen. Um die Toxizität verschiedener Stoffe zu vergleichen, können die gemessenen Konzentrationen in Toxic Units (TU) umgerechnet werden. Dabei wird die Konzentration des einzelnen PSM-Wirkstoffs mit einer bekannten Effektkonzentration verglichen (Sprague 1970). Im vorliegenden Projekt wurde als Effektkonzentration der 48h-LC50 von *Daphnia magna* angesetzt, also die Konzentration, bei der im Standardtest unter Laborbedingungen nach 48 Stunden 50 % der Testorganismen sterben (OECD 2004). In einem zweiten Schritt lässt sich die Toxizität in einer Gewässerprobe über mehrere Wirkstoffe integrieren. Dafür wurde im Rahmen des vorliegenden Projekts der Ansatz der maximalen TU (TU_{max}) verwendet. Hierbei wird davon ausgegangen, dass die Gesamtoxizität einer Probe durch den PSM-Wirkstoff mit dem höchsten Quotienten aus gemessener Konzentration und Effektkonzentration, d.h. der höchsten Toxizität, geprägt und repräsentiert ist. Die Effektkonzentrationen wurden aus verschiedenen Quellen zusammengetragen (Malaj et al. 2014, PAN 2015, Schüürmann et al. 2011, U.S. EPA 2015), wobei experimentellen Daten der Vorrang vor Ergebnissen von Modellierungen gegeben wurde.

Bezüglich des Anteiles landwirtschaftlicher Landnutzung wurde ein Wendepunkt von etwa 40 % festgestellt, oberhalb dessen die PSM-Belastung (gemessen in log TU_{max}) nicht weiter ansteigt und auf einem hohen Niveau bleibt. Hinsichtlich der EZG-Größe zeichnete sich ein derartiger Wendepunkt nicht klar ab, es konnte aber dennoch ein Vorschlag zur Größenabgrenzung von Kleingewässern erarbeitet werden (EZG <30 km²). Aufgrund dieser Ergebnisse und ähnlicher Resultate anderer Studien (Feld 2013, Mondy und Usseglio-Polatera 2013, Waite 2014), wurden in diesem ersten Teilvorhaben daher >40% landwirtschaftliche Nutzung im EZG und eine EZG-Größe von <30 km² zur Abgrenzung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft gewählt.

Nur für drei Wirkstoffe, die Herbizide Nicosulfuron, Flufenacet und Isoproturon, wurden ZHK-UQN-Überschreitungen in landwirtschaftlich geprägten Kleingewässern (>40% Landwirtschaft, EZG < 30 km²) in mehr als 0,5 % der Proben festgestellt. Während größere Gewässer der Agrarlandschaft (>40% Landwirtschaft, 30 km² ≤ EZG < 100 km²) ähnlich viele Überschreitungen der ZHK-UQN aufwiesen wie landwirtschaftlich geprägte Kleingewässer, traten kaum Überschreitungen in nicht landwirtschaftlich geprägten Gewässern auf. Bezüglich der RAK-Überschreitungen zeigt sich ein anderes Bild: Hier weisen vor allem Insektizide Überschreitungen auf, z. B. waren in mehr als 5% der Proben

Überschreitungen für die Stoffe Clothianidin und Chlorpyrifos zu verzeichnen. Vor allem die neonikotinoiden Insektizide Thiacloprid, Imidacloprid und Clothianidin zeigten mit bis zum 67-fachen der RAK-Werte die deutlichsten Überschreitungen. Auch die Verteilung der $\log TU_{\max}$ zeigte, dass durchaus biologisch relevante Konzentrationen von PSM-Stoffen ($\log TU_{\max} > -3$; Malaj et al. (2014), Schäfer et al. (2012)) in Gewässern vorkommen. Dies betrifft in Bezug auf die Gesamteinschätzung allerdings nur einen kleinen Anteil der Gewässer.

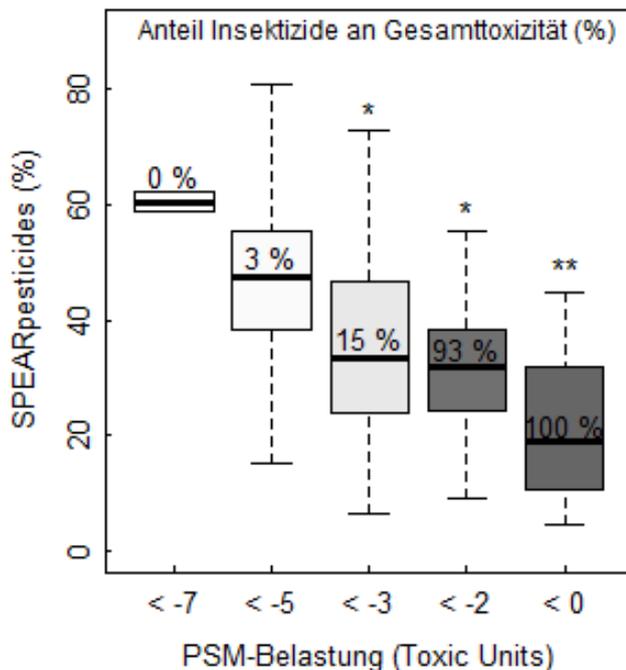
Einschätzung anhand der biologischen Monitoringdaten:

Um den Fortschritt und den Zielerreichungsgrad des NAP anhand der derzeit verfügbaren Monitoringdaten überprüfen zu können, sollte die Anwendung des SPEAR-Index als weiteren NAP-Indikator (NAP-Indikator [23]; Liess und von der Ohe (2005)) zur Einschätzung der PSM-Belastungssituation und der entsprechenden ökologischen Wirkung im Projekt geprüft werden. Der SPEAR-Index ist das zurzeit einzige biologische Indikatorsystem, das die PSM-Belastung von Fließgewässern anhand der Zusammensetzung des Makrozoobenthos indiziert. Der SPEAR-Index reagiert dabei spezifisch auf ökologische Effekte in Folge einer insektiziden Wirkung von Insektiziden, Fungiziden und Herbiziden. Der SPEAR-Index verwendet Arteeigenschaften wie Sensitivität, mögliche Exposition, Generationszeit und Migrationsfähigkeit, um Invertebraten in empfindliche und unempfindliche Arten einzuteilen. Auf Basis dieser Einteilung wird für eine Probestelle der prozentuale Anteil empfindlicher Arten berechnet. Dieser Anteil liegt an unbelasteten Kontrollstellen im Bereich von 50 % und verringert sich bei höherer PSM-Belastung mit insektizider Wirkung. Der SPEAR-Index schätzt daher die langfristige Insektizidbelastung einer Probestelle nach erfolgter Exposition ab (Liess und von der Ohe 2005). Für eine Eignungsprüfung des SPEAR-Index wurden detaillierte Freilandstudien durchgeführt, deren wesentliche Ergebnisse im Rahmen dieses ersten Teilvorhabens zusammengestellt wurden. Bisherige Untersuchungen zeigten unter anderem eine hohe Robustheit des SPEAR-Index gegenüber (i) hydraulischem Stress, der durch Oberflächenabfluss nach Starkregen ausgelöst wird (Liess und Schulz 1999), sowie (ii) gegenüber der allgemeinen Wasserqualität und der hydromorphologischen Struktur in typischen landwirtschaftlichen Gebieten Deutschlands, Frankreichs und Finnlands (Liess et al. 2008, Liess und von der Ohe 2005, Schäfer et al. 2007). Daraus kann geschlossen werden, dass im Wesentlichen die Toxizität einer Probestelle, angezeigt als $\log TU_{\max}$, für die beobachtete Veränderung des SPEAR-Werts verantwortlich ist.

Der SPEAR-Index wurde in einem ersten Fallbeispiel für das Bundesland Sachsen angewendet, das gemeinsam mit Nordrhein-Westfalen bereits über ein, in Relation zu den anderen Ländern, umfangreiches Messnetz mit biologischen und chemischen Messstellen in räumlicher Nähe an Kleingewässern im landwirtschaftlichen Raum verfügt. Auf Basis dieser Datenlage zeigt sich folgender Zusammenhang zwischen der PSM-Belastung einer Probestelle bezogen auf den $\log TU_{\max}$ -Wert und den ökologischen PSM-Effekten als $SPEAR_{\text{pesticides}}$ (Abbildung 2, einseitige Varianzanalyse (ANOVA), $df = 174$, $r^2 = 0,18$). Im Vergleich zu Messstellen ohne feststellbare Toxizität ($\log TU_{\max} < -7$), ergeben sich für die Werte des SPEAR-Index bereits bei einer PSM-Belastung, die einem $\log TU_{\max} > -5$ entspricht, signifikante Unterschiede. Dies entspricht einer gemessenen PSM-Freilandkonzentration von größer einem 10.000stel des akuten 48h-LC50 von *Daphnia magna*. Diese niedrigen Effektkonzentrationen widersprechen bisherigen Erfahrungen aus wissenschaftlichen Freilandstudien, in denen signifikante Effektkonzentrationen etwa in der Größenordnung von $\log TU_{\max} -3$ liegen (Liess et al. 2008, Liess und von der Ohe 2005, Schäfer et al. 2007, Schäfer et al. 2012). Dieser Unterschied in den Effektkonzentrationen ist durch die unterschiedlichen Probenahmemethoden zu erklären. Beim behördlichen PSM-Monitoring handelt es sich meist um Stichproben an Tagen ohne Niederschlagsereignis. Dagegen werden in wissenschaftlichen Studien meist ereignisbezogenen Messungen durchgeführt, d.h. Messungen während Starkregenereignissen, in denen sehr kurzfristig hohe Maximalkonzentrationen in Folge von Oberflächenabfluss erfasst werden (Liess et al. 1999). Die Wahrscheinlich-

keit einer Unterschätzung von Maximalwerten zeigt sich ebenfalls in einem ungewöhnlich hohen Anteil einer nicht zu erklärenden Varianz von 82%. Zudem reduzieren Erholungsflächen im Oberlauf die ökologischen Effekte von Pflanzenschutzmitteln (Liess et al. 2008, Liess und von der Ohe 2005, Schäfer et al. 2007, Schäfer et al. 2012). Werden Erholungsflächen bei der SPEAR-Anwendung nicht berücksichtigt, so erhöht sich die Unsicherheit der SPEAR-bezogenen Abschätzung einer PSM-Belastung. Dennoch zeigt der SPEAR-Index akkurat die tatsächliche ökologische Qualität einer Messstelle einschließlich einer eventuell vorhandenen Erholung an (Abbildung 3).

Abbildung 2: Zusammenhang zwischen der PSM-Belastung der Probestellen und den ökologischen Effekten der PSM-Belastung ausgedrückt als $SPEAR_{pesticides}$ (%)

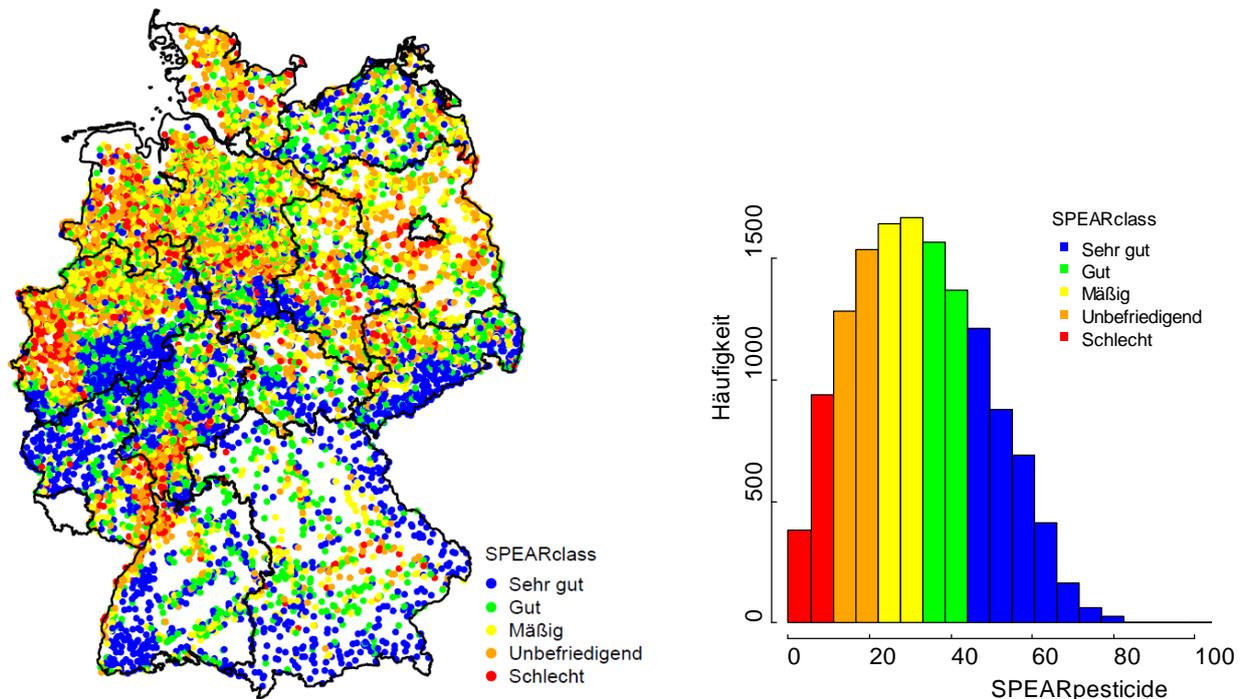


Anmerkung: Die Prozentangaben beziehen sich auf den Anteil an Probenahmen, bei denen Insektizide die höchste Toxizität ausmachen ($\log TU_{max}$). Einseitige Varianzanalyse (ANOVA) mit nachfolgendem Dunnett's Post-hoc-Test, $df = 174$, $r^2 = 0,18$, $*p < 0,05$, $**p < 0,01$, and $***p < 0,001$.

Weiterhin wurde im Rahmen des ersten Teilvorhabens der SPEAR-Index in einem bundesweiten Screening der vorliegenden MZB-Daten eingesetzt. Die Ergebniskarte (Abbildung 3) zeigt die räumliche Verteilung des ökologischen Zustands hinsichtlich einer insektiziden PSM-Belastung, farblich unterschieden mit den fünf SPEAR-Klassen ‚Sehr gut‘ bis ‚Schlecht‘. Die Mehrheit der vorliegenden Messstellen im Bundesgebiet weist einen $SPEAR_{pesticides}$ von etwa 30 % auf und zeigt damit mäßige ökologische Effekte durch insektizide PSM-Belastung an. Ein Vergleich mit den Werten des Fallbeispiels Sachsen zeigt, dass bei einem $SPEAR_{pesticides}$ von etwa 30 % von einer mittleren PSM-Belastung in der Größenordnung von einer $\log TU_{max}$ von -2 bis -3 auszugehen ist, d.h. von Konzentrationen, die 100stel bis 1000stel des $LC50$ -*Daphnia magna* betragen. Allerdings handelt es sich bei diesem Screeningergebnis nicht um eine bundesweit repräsentative Einschätzung des Belastungszustands. Insbesondere ist darauf hinzuweisen, dass nicht mit Sicherheit gesagt werden kann, ob der Großteil der Messungen tatsächlich in Kleingewässern in der Agrarlandschaft gemäß der festgelegten Definition (EZG-Größe $< 30 \text{ km}^2$, $> 40\%$ landwirtschaftliche Nutzung im EZG) durchgeführt wurde. Für diesen Schritt wären räumliche Eingrenzungen notwendig, die im zweiten Teilvorhaben durchgeführt werden sollten. Zudem ist es grundsätzlich empfehlenswert, den SPEAR-Index stets in Kombination mit

Auswertungen des chemischen PSM-Monitorings anzuwenden, um detaillierte Informationen über die relevanten Substanzen zu erhalten.

Abbildung 3: Berechnung von $SPEAR_{pesticides}$ (%) für alle im Rahmen des ersten Teilvorhabens vorliegenden biologischen Monitoringdaten



Anmerkung: Für die Darstellung wurde $SPEAR_{pesticides}$ (%) in 5 SPEAR-Klassen eingeteilt von ‚Sehr gut‘ bis ‚Schlecht‘. Links: Bundesweite räumliche Verteilung der SPEAR-Klassen; Rechts: Häufigkeitsverteilung des $SPEAR_{pesticides}$ -Index (%), farblich markiert entsprechend der SPEAR-Klasse. Für die Messstellen konnten die EZG-Größen nicht einheitlich ermittelt werden. Daher ist es nicht auszuschließen, dass in der Karte neben den Messstellen an Kleingewässern auch die Probenahmeorte anderer Binnengewässer dargestellt sind.

Durchführung eines Workshops mit Vertreter_innen der Bundesländer

Am 6./7. Oktober 2015 fand im Hause der BfG in Koblenz ein Workshop für das erste Teilvorhaben statt, auf dem die wesentlichen Ergebnisse der AP I bis III präsentiert und Eckpunkte für ein künftiges einheitliches und repräsentatives Monitoring zur PSM-Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft zur Diskussion gestellt wurden. Neben Vertreter_innen verschiedener Landesbehörden, in deren Zuständigkeit das Oberflächengewässermonitoring bzw. der Vollzug des Pflanzenschutzgesetzes fällt, nahmen Vertreter_innen des UBA, des BLE, des BVL und des JKI sowie von Universitäten und anderen Forschungseinrichtungen, des Industrieverbandes Agrar und des Bundes für Umwelt und Naturschutz Deutschland an der Veranstaltung teil. Insgesamt waren elf Bundesländer vertreten. Die Ergebnisse des Workshops wurden bei der abschließenden Formulierung der Eckpunkte für ein zukünftiges PSM-Monitoring berücksichtigt.

Eckpunkte eines zukünftigen einheitlichen und repräsentativen Monitoringkonzeptes

Durch die Erarbeitung der Eckpunkte eines zukünftigen einheitlichen Monitoringkonzeptes sollen wesentliche Grundlagen für die Durchführung des zweiten Teilvorhabens geschaffen werden, dessen Ziel der Aufbau eines geeigneten Rahmens für ein abgestimmtes Vorgehen der Bundesländer sein

wird. Die folgenden Eckpunkte wurden identifiziert. Es ist anzumerken, dass nicht bei allen Eckpunkten bereits ein abschließender Konsens auf dem Workshop erzielt wurde. Der weiterhin bestehende Diskussionsbedarf zu einzelnen Aspekten ist im zweiten Teilvorhaben abzuklären.

Voraussetzungen für ein repräsentatives Monitoring:

- ▶ Repräsentative Probenahme: Die Probenahme soll an PSM-Anwendungszeiträume (zeitlich) und an PSM-Eintragspfade (räumlich) angepasst werden.
- ▶ Repräsentative Probestellenauswahl: Die Stratifizierungen der Probestellen, z.B. bzgl. unterschiedlicher Gewässertypen, soll berücksichtigt werden.
- ▶ Anforderungen an ein künftiges Langzeitmonitoring: Der Nutzen von Langzeitserien an ausgewählten Messstellen bzw. eines systematischen Wechsels von Probestellen ist zu definieren. Das Design des Langzeitmonitorings ist hieran auszurichten. (Zu diesem Aspekt besteht weiterer Diskussionsbedarf.)

Abgrenzung der Begrifflichkeiten:

- ▶ Abgrenzung Kleingewässer: Für kleine Fließgewässer soll eine obere Grenze von EZG < 30 km² (25-50 km²) gelten. Die Festlegung der unteren Grenze erfolgt anhand der Wasserführung. Diese muss im Allgemeinen vorhanden sein, so dass sich keine Landpflanzen in Trockenzeiten ansiedeln können. (Die Definition kleiner Standgewässer wurde in Teilvorhaben 1 nicht abschließend diskutiert.)
- ▶ Abgrenzung Agrarlandschaft: Es wird vorgeschlagen, von mindestens 40% landwirtschaftlicher Nutzung im EZG auszugehen.

Zu untersuchendes Stoffspektrum:

- ▶ Das zu untersuchende Stoffspektrum sollte die Art der Landnutzung und die Bandbreite der eingesetzten PSM im EZG der jeweiligen Messstelle widerspiegeln. Es wird empfohlen, die endgültige Entscheidung über das zu untersuchende Stoffspektrum den Bundesländern zu überlassen.

Grundlage der PSM-Expositionsabschätzung:

- ▶ Die Aggregation von Messdaten zu Mittelwerten sollte nur bezogen auf den PSM-Anwendungszeitraum erfolgen.
- ▶ Kurzzeitige Maximalkonzentrationen bedingen in vielen Fällen die biologische Wirkung von PSM, werden aber derzeit praktisch nicht durch das behördliche Monitoring erfasst. Entsprechend muss geprüft und diskutiert werden, wie das Monitoring Maximalkonzentrationen berücksichtigen kann (z.B. Erfassung durch ereignisbezogene Probenahme oder Abschätzung durch Hochrechnung aus zeitintegrierenden Methoden).

Biologische Wirkerfassung:

- ▶ Der SPEAR-Indikator wird als geeignet befunden, faunenrelevante PSM-Belastungen (primär Insektizid- und insektizidähnliche Belastung) anzuzeigen.
- ▶ Chemisches und biologisches Monitoring sollten zeitlich und räumlich abgestimmt werden, um den Zusammenhang zwischen Exposition und Wirkung feststellen zu können.
- ▶ Für die biologische Wirkerfassung können Daten und Probenahmemethoden zum Invertebratenmonitoring nach WRRL genutzt werden.

Ausblick auf das zweite Teilvorhaben

Im Laufe des ersten Teilvorhabens wurde der bisher umfangreichste Datensatz zu PSM in deutschen Gewässern zusammengetragen und aufbereitet. Über die im Rahmen des ersten Teilvorhabens durchgeführten globalen Analysen hinaus könnten noch weiterführende Analysen Informationen liefern, die für die Konzeption eines Monitorings relevant sind. Im Folgenden einige Beispiele:

Zeitreihen: Ermittlung zeitlicher Trends und Saisonalität von Wirkstoffen

Räumliche Analysen: Verschneidung der Lage von Kläranlagen mit den EZG zur Ermittlung des Einflusses von Abwasserreinigungsanlagen auf die PSM-Belastung in Gewässern

Biologische Analysen: Neben den Messdaten zu PSM-Wirkstoffen wurden, soweit verfügbar, auch weitere an den Messstellen erhobene physikochemische Parameter in die Projektdatenbank aufgenommen. Dies könnte es ermöglichen, multiple Stressoren zu untersuchen und so die Spezifität des SPEAR-Index für PSM-Belastung weiter zu quantifizieren.

Landnutzungsanalysen: zur Unterstützung der Priorisierung der zu untersuchende PSM-Wirkstoffe

Ziel des zweiten Teilvorhabens ist die Erstellung eines Rahmenkonzeptes für ein repräsentatives Monitoring in Zusammenarbeit mit den Bundesländern, das in den LAWA-Gremien weiter abzustimmen ist. Als Bestandteile des Folgeprojektes werden die folgenden Arbeitspakete empfohlen:

- AP I Grundlagen für die Schaffung eines Monitoringkonzeptes zur Erreichung der Zielquote für den Indikator (4) des NAP
- AP II Weitere Auswertung der im ersten Teilvorhaben zusammengestellten Messdaten (s.o.)
- AP III Erarbeitung eines Konzeptentwurfes für ein repräsentatives Monitoring
- AP IV Schaffung einer Bewertungsgrundlage
- AP V Durchführung eines Workshops
- AP VI Erarbeitung der endgültigen Fassung des Monitoringkonzeptes

Summary

Background

A wide range of different active ingredients from plant protection products (PPPs) and some of their metabolites have regularly been detected in German surface waters and those of other EU member states. Small water bodies are especially vulnerable to PPP inputs if they are located in the catchment of agricultural areas where PPPs are used. Research findings on the state of small standing and flowing water bodies in agricultural landscapes show that PPP concentrations regarded as non-hazardous for the environment are exceeded. Furthermore, a good chemical and ecological status has often not yet been achieved. A systematic evaluation of water pollution by PPP residues is currently implemented through monitoring activities of the European Water Framework Directive (WFD). However, in line with the WFD's provisions, the focus is on investigating the contamination of larger streams. Additionally, event-driven measurements have not been conducted in most cases. An evaluation of European governmental monitoring data revealed that in Germany the three biological quality elements (algae, invertebrates, and fish) are at risk of organic chemicals at almost 50% of all sampling sites, even in large streams (Malaj et al. 2014, Schäfer et al. 2011b). No comprehensive official monitoring of PPPs in small water bodies in agricultural landscapes is currently implemented that could provide representative, nationwide information on the actual pollution situation since such monitoring would go beyond existing WFD requirements. Compared to overall monitoring activities, the pollution of small water bodies with catchment areas well below 100 km² in agricultural landscapes has been investigated only on a smaller scale, mainly in special monitoring programmes of individual German Länder authorities. However, scientific investigations of small streams have shown that high short-term peaks of insecticide contamination occur (Liess et al. 1999), which have been followed by strong ecological effects (Liess und von der Ohe (2005), and various follow up investigations).

The evaluation of the state of water pollution of small water bodies in the German agricultural landscape by representative monitoring is an objective of the National Action Plan on the sustainable use of PPPs (NAP) (BMELV 2013). Small standing and flowing water bodies with catchment areas < 10 km² should be considered in this context. Environmental quality standards (EQS) and regulatory acceptable concentrations (RAC) should be applied as a basis for the evaluation of monitoring data from representative sampling. According to the NAP, the German Länder are responsible for implementing monitoring activities, while the German Environment Agency (UBA) and the Julius Kühn-Institute (JKI) are in charge of data evaluation. This objective should be met by 2018.

Against this background, the UBA has commissioned the Federal Institute of Hydrology (BfG), the Institute of Environmental Sciences of the University Koblenz-Landau (UKL), and the Helmholtz-Centre for Environmental Research (UFZ) to conduct the R&D project

“Implementation of the National Action Plan on the sustainable use of pesticides – survey on the state of data on the pollution of small water bodies in the agricultural landscape” (sub-project 1).

The results of this R&D project will create the basis for a second sub-project intended to be conducted in 2016/2017:

“Implementation of the National Action Plan on sustainable use of pesticides – development of a representative monitoring concept for assessment of the pollution of small water bodies in the agricultural landscape” (sub-project 2).

Objectives of the project

The aim of the first sub-project is a nationwide compilation and evaluation of existing chemical and biological monitoring data on the PPP residue contamination of small water bodies in agricultural landscapes. The data should be analysed and evaluated with respect to their suitability to contribute to a spatially and temporally representative description of the pollution state of small water bodies in Germany. To this end, an initial analysis aims at assessing the current state of small water bodies in Germany to the extent that the data allow and whether these results only apply to single areas or regions or may be considered representative of Germany. Based on a deficit analysis, first methodical approaches and other requirements for a future monitoring concept, which has to be discussed and agreed on with the German Länder, have been outlined to arrive at a representative sample by 2018. The results of the survey are subject to discussion at a workshop with the participation of representatives from the German Länder authorities. The database established by the project should ensure conclusive and timely reporting of the UBA on the indicators (4) “Residues of plant protection products in small water bodies” and (23) „SPEAR-Index (plant protection products)“ of the NAP.

In line with the aforementioned aims, the project has been subdivided into the following work packages (WP):

- WP 1 Review of databases and monitoring concepts for small water bodies in the German Länder and those of third parties
- WP 2 Test of the suitability of the data for a nationwide description of the PPP pollution of small water bodies in the agricultural landscape
- WP 3 Assessment of the PPP pollution status of small water bodies in agricultural landscapes
- WP 4 Cornerstones of a future consistent and representative monitoring concept
- WP 5 Outlook for the second sub-project
- WP 6 Conduction of a workshop with representatives from the German Länder

The results of the workshop are crucial for the establishment of the cornerstones of a future consistent monitoring concept and for planning the second sub-project. Therefore, WP 4 was completed following the workshop. Subsequently, WP 5 was dealt with.

Review of databases and monitoring concepts for small water bodies in the German Länder and those of third parties

At the beginning of the project, data on chemical PPP measurements in small flowing and standing water bodies with catchment areas < 100 km² and water surfaces < 1 km², respectively, were requested from the German Länder. The PPP data were provided by the German Länder, except for Brandenburg, for the period from January 2005 to June 2015. Furthermore, publicly accessible data from the German Länder authorities were investigated and used. With respect to the compilation of biological data (data on the macrozoobenthos; MZB), the LAWA (German working group on water issues of the German Länder and the federal government represented by the Federal Environment Ministry) expert group “Biological monitoring flowing waters and intercalibration” was informed on the implementation of the first sub-project and the data inquiry. Through cooperation with Prof. Dr. Daniel Hering (University Duisburg-Essen, UDE), the coordinates of the biological monitoring sites of the German Länder were acquired and subsequently merged with the coordinates of the PPP sampling sites at a maximum distance of 10 km. The MZB data of this intersection were subsequently provided by the UDE (data transfer on 21 May 2015).

The data provided were processed and entered into an existing database at the University Koblenz-Landau. Because the provided datasets originated from different sources and had different formats, each dataset was processed separately.

The data were processed as follows:

1. **Data structure:** the data were adapted to the table structure in the database.
2. **Coordinates:** because the data were provided in different coordinate reference systems (CRS), these were standardised.
3. **Compounds:** compound names were unified and assigned.
4. **Taxa:** taxon names were unified on the basis of the European taxa list (Schmidt-Kloiber et al. 2006).
5. **Assignment:** to avoid duplicate samples, unique identifiers were assigned to monitoring sites, samples and compounds.
6. **Units:** all measured parameters were converted to $\mu\text{g} / \text{L}$; measured values < limit of quantification (LOQ) were set to zero.
7. **Other parameters:** the coding of metadata such as the type of sample (random sample or composite sample) was unified.
8. **Temporal resolution:** the temporal resolution of the project database is one day; if several samples were taken from one sampling site on the same day, these were aggregated using the maximum value.
9. **Plausibility check:** the plausibility of measured values was checked using simple rules (e.g., all concentrations must be positive).

The following principles were followed for data processing (Poisot 2015, Wilson et al. 2014):

- ▶ Raw data will be not modified.
- ▶ Each operation should be reproducible and will be documented.

To meet these requirements, the R statistical programming language (R Core Team, 2015) was used. Additionally, data complementary to the sampling sites, such as the catchment area size and the percentage of agricultural land use in the catchment, were requested or derived from spatial data. Compound-related data (e.g., toxicity or authorisation status) were gathered from various sources and integrated into the database.

The database established within the scope of the first sub-project comprises chemical monitoring data of 482 PPP compounds (434 active ingredients, variants (e.g., ester) and sum parameters (mostly referring to the WFD) as well as 48 metabolites) from a total of 46,295 samples from 3112 sampling sites for the monitoring period 2005 – 2015. This is presumably the largest processed PPP dataset available for Germany. However, the dataset contains only 58 sampling sites in standing water bodies. The bulk of sampling sites are located in streams. The chemical PPP monitoring dataset is complemented by 27,392 macrozoobenthos samples taken from 14,211 sampling sites within 10 km distance to the chemical sampling sites.

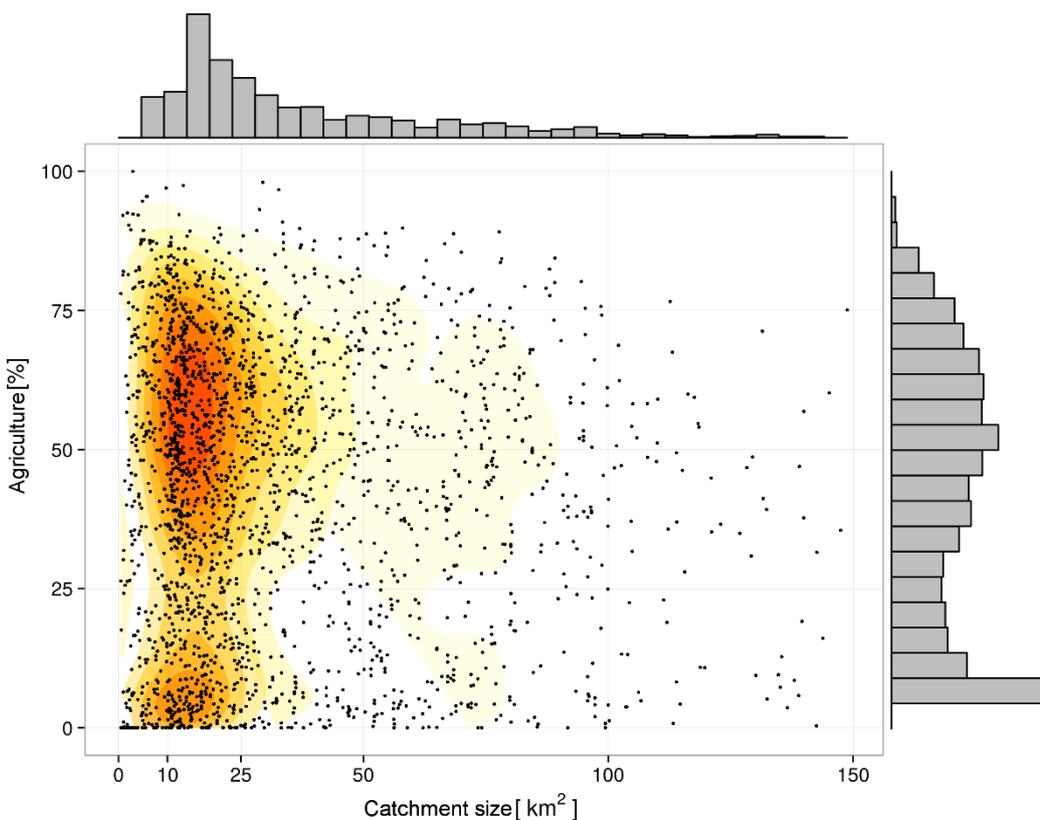
Furthermore, in addition to data requests, reports of the German Länder were examined to gain an overview of current PPP monitoring strategies and concepts applied in Germany. The monitoring results were frequently reported to follow the WFD requirements, but several PPP special monitoring programmes were also implemented in the German Länder. PPP monitoring in the German Länder is usually implemented as a monthly grab sampling, although a higher resolved sampling is occasionally conducted during the PPP application period. Event-related sampling (e.g., following rainfall events) is rarely conducted. The monitored compound spectrum frequently covers more than 100 active ingredients of PPP and some of their metabolites. In addition to reports by the German Länder,

Swiss PPP monitoring strategies and concepts were considered as well as those of a cooperation between agriculture and water management that is monitoring the catchment of the Stevertalsperre (Stevert Dam) located in the Westphalian Münsterland.

Test of the suitability of the data for a nationwide description of the PPP pollution of small water bodies in agricultural landscapes

The evaluation of the chemical monitoring data revealed that the number of monitoring sites and the spectra of monitored compounds differed greatly between the individual German Länder. This complicates both the generalisation of the nationwide pollution state and the comparison between the individual German Länder. The distribution of the PPP monitoring sites with respect to the catchment area size and the agricultural land use (Figure 4) showed that water bodies with a catchment area size < 10 km² were underrepresented (only 12% of all monitoring sites). Furthermore, the database is largely restricted to data on streams. The limited data on small-sized standing waters prohibits related analyses. Most of the samples were grab samples taken on days with no or negligible precipitation and thus event-based samples were not available. This resulted in an underestimation of the pollution state, particularly for small water bodies with very short-term but high maximum concentrations. Only about half the PPP monitoring sites were located within 50 m of biological monitoring sites. Because both PPP and biological monitoring sites should form the basis to describe the nationwide PPP pollution, the actual data pool is significantly reduced depending on the required spatial proximity of the PPP and MZB monitoring.

Figure 4: Distribution of PPP sampling sites across catchment area size and percentage agricultural land use within catchments



Note: The top and right- margin of the graph shows the marginal frequency distribution. The two-dimensional density of the dots is highlighted in colour.

Assessment of the PPP pollution status of small water bodies in agricultural landscapes

Assessment using chemical monitoring data:

The assessment of the chemical pollution state in the various sites relied on three indicators:

1. **Exceedance of environmental quality standards (EQS):** The measured PPP concentrations were compared to the EQS for the maximum allowable concentrations (MAC-EQS).
2. **Exceedance of Regulatory Acceptable Concentrations (RAC):** A RAC value is derived during PPP authorisation and is defined as the concentration level that indicates that no unacceptable effects occur below that level. Evaluation of the pollution state was based on a list provided by the UBA that comprises the RAC values of 106 active ingredients based on authorisation status as at early November 2015.
3. **Toxic Units (TU):** In the natural environment, compound mixtures occur more frequently than single substances. To compare the toxicity of different substances, the measured concentrations can be converted to Toxic Units (TU). This conversion involves the comparison of the concentration of an individual PPP compound in a sample to a known effect concentration of that compound (Sprague 1970). In this project, the 48h-LC50 of *Daphnia magna* was used as the effect concentration, i.e., the concentration that causes mortality of 50% of the test organisms after 48 hours during the standard test under laboratory conditions (OECD 2004). In a second step, the overall toxicity of a water sample can be derived by integrating the TUs of all compounds. Therefore, the maximum TU (TU_{max}) approach was applied in this project. This approach assumes that the overall toxicity of a sample is characterised and represented by the PPP compound with the highest ratio of measured and effect concentration, i.e. the highest toxicity. The effect concentrations were compiled from various sources (Malaj et al. 2014, PAN 2015, Schüürmann et al. 2011, U.S. EPA 2015), while experimental data were given priority over modelling results.

Regarding the share of agricultural land use, a change point of approx. 40% was identified, above which the PPP pollution (measured as log TU_{max}) levelled off at a high level. Regarding the catchment area size, no clear change point was identifiable. Nevertheless, a delimitation for small water bodies was suggested (catchment area size <30 km²). Because of these results and similar results from other studies (Feld 2013, Mondy und Usseglio-Polatera 2013, Waite 2014), the first sub-project employs the parameters of >40% agricultural land use in the catchment and a catchment area size of <30 km² to define a small water body in an agricultural landscape.

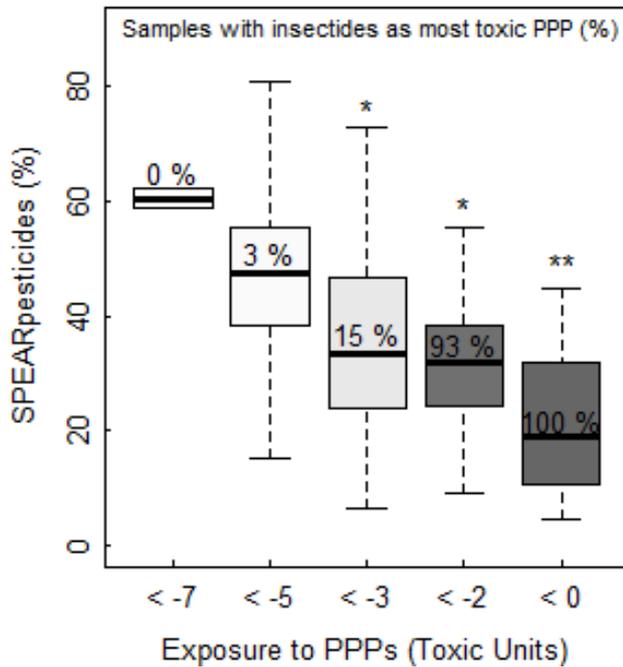
The exceedance of the MAC-EQs in more than 0.5% of the samples of agricultural small water bodies (>40% agriculture, catchment area size < 30 km²) was only found for three herbicides (Nicosulfuron, Flufenacet and Isoproturon). Larger water bodies in the agricultural landscape (>40% agriculture, 30 km² ≤ catchment area size < 100 km²) showed a similarly high number of exceedances of the MAC-EQs as small water bodies, but hardly any exceedances were noted for water bodies without notable agriculture land use. In contrast to exceedances of the MAC-EQs, RAC exceedances were mainly due to insecticides, e.g., more than 5% of the samples showed RAC exceedances for the compounds Clothianidin and Chlorpyrifos. The neonicotinoid insecticides Thiacloprid, Imidacloprid and Clothianidin showed the highest exceedances with up to 67-times the RAC values. The distribution of the log TU_{max} also indicated that biologically relevant concentrations of PPP compounds (log TU_{max} > -3; Malaj et al. (2014), Schäfer et al. (2012)) eventually occur in water bodies. However, with respect to an overall assessment, this only applied to a small percentage of the water bodies.

Evaluation using biological monitoring data:

For being able to verify the progress and the degree of achievement of the NAP-aims based on the available monitoring data, the applicability of the SPEAR index as another NAP-indicator (NAP indicator [23]; Liess und von der Ohe (2005)) for the assessment of the PPP pollution state and the respective ecological effects of PPP compounds should be evaluated in the present project. The SPEAR index is currently the only biological indicator system that links the PPP pollution of streams with the composition of the macrozoobenthos community. The SPEAR index specifically responds to ecological effects resulting from the insecticidal impact of insecticides, fungicides, and herbicides. The index classifies invertebrates according to their vulnerability to PPPs by using species traits (physiological sensitivity, generation time, migration capability and exposure to pesticides). The proportion of sensitive species is calculated for a sampling site on the basis of this classification. This proportion is in the range of 50% in unpolluted control sites and decreases with an increase in PPP toxicity. As a result, the SPEAR index estimates the long-term insecticide contamination of a sampling site following exposure (Liess und von der Ohe 2005). Numerous field studies have been conducted to validate this approach and the results have been compiled within the first sub-project. These studies revealed that the SPEAR index is highly robust against (i) hydraulic stress, which is triggered by surface runoff following storm rainfall (Liess und Schulz 1999), and (ii) overall water quality and hydromorphological structure (Liess et al. 2008, Liess und von der Ohe 2005, Schäfer et al. 2007). Hence, it can be concluded that the toxicity of a given site, expressed as $\log TU_{\max}$, is mainly responsible for the SPEAR value.

The SPEAR index has been applied in a first case study for the German federal state of Sachsen. Jointly with Nordrhein-Westfalen, Sachsen already has a considerable monitoring network with a high number of concurrent biological and chemical monitoring sites in small water bodies in agricultural regions. Based on this data, a correlation has been identified between the PPP contamination of a sampling site ($\log TU_{\max}$) and the ecological effects of the PPP expressed as $SPEAR_{\text{pesticides}}$ (Figure 5, analysis of variance (ANOVA), $df = 174$, $r^2 = 0.18$). Compared to monitoring sites without a relevant toxicity ($\log TU_{\max} < -7$), differences in terms of the SPEAR index values already indicated a PPP contamination corresponding to a $\log TU_{\max} > -5$. This corresponds to a measured open-field concentration of greater than a 10,000th of the acute 48h-LC50 of *Daphnia magna*. These low effect concentrations are not in line with previous findings from field investigations, where significant effect concentrations occurred at toxic units of around -3 (Liess et al. 2008, Liess und von der Ohe 2005, Schäfer et al. 2007, Schäfer et al. 2012). This difference in effect concentrations can be explained by varying sampling methods. PPP monitoring by the authorities is generally conducted on days without precipitation events. In scientific studies, however, event-related measurements are frequently conducted during storm rainfall events, for which high maximum concentrations due to surface runoff are recorded within a very short time (Liess et al. 1999). Thus, governmental monitoring is characterised by a systematic underestimation of existing PPP contamination. This fact is also reflected by the high percentage, i.e., 82%, of inexplicable variance. Furthermore, recreational areas in the upper reaches lead to reduced ecological effects of pesticides (Liess et al. 2008, Liess und von der Ohe 2005, Schäfer et al. 2007, Schäfer et al. 2012). If recreational areas are not considered in the SPEAR application, the uncertainty of the SPEAR-related estimation of PPP contamination increases. Nevertheless, the SPEAR index precisely shows the actual ecological quality of a monitoring site, including any potential recovery (Figure 6).

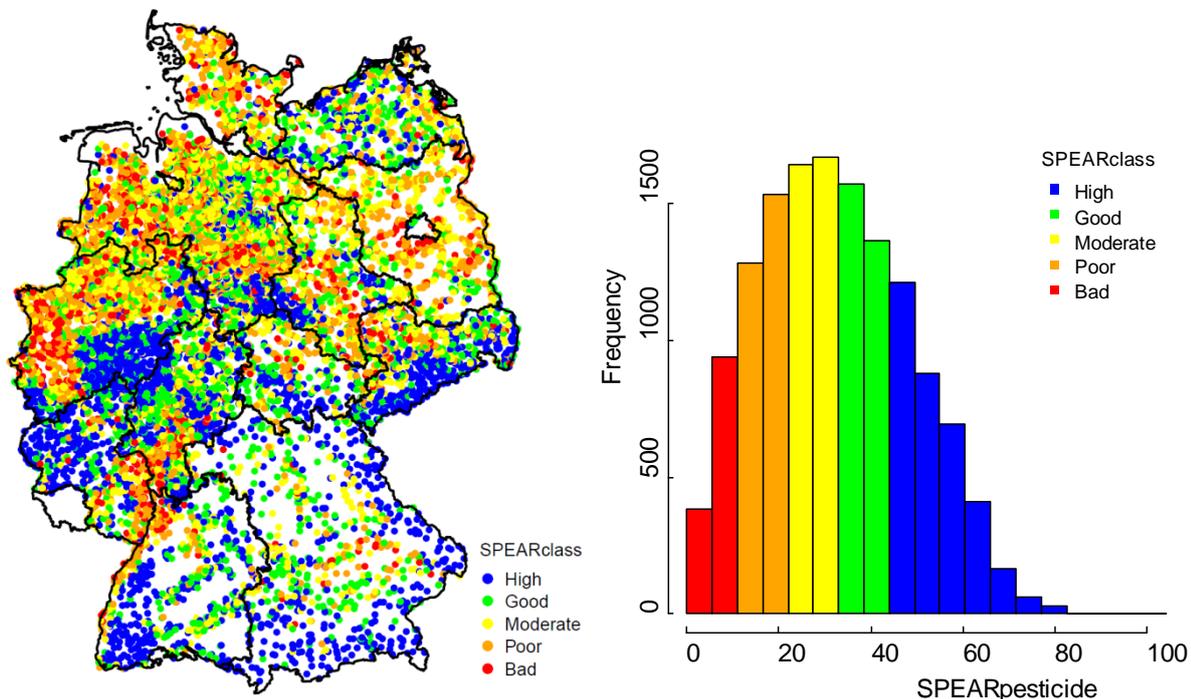
Figure 5: Correlation of the PPP contamination of sampling sites and the ecological effects of the PPP contamination expressed as $SPEAR_{pesticides}$ (%)



Note: Percentages refer to the proportion of samples with an insecticide accounting for the highest toxicity ($\log TU_{max}$). Analysis of variance (ANOVA) with *subsequent* Dunnett's Post-hoc test, $df = 174$, $r^2 = 0.18$, $*p < 0.05$, $**p < 0.01$, and $***p < 0.001$.

Furthermore, the SPEAR index was applied in a nationwide screening on the basis of the existing MZB data within the scope of the first sub-project. The results (Figure 6) identified the spatial distribution of the ecological status in terms of the insecticidal PPP contamination, colour-coded in the five SPEAR categories from 'high' to 'bad'. The majority of existing monitoring sites in Germany are characterized by a $SPEAR_{pesticides}$ of approximately 30%, which indicates moderate ecological effects due to insecticidal PPP contamination. A comparison with the values of the case study in Sachsen shows that an average PPP contamination in the range of a $\log TU_{max}$ of -2 to -3 can be assumed. However, these screening results do not constitute an estimation of the contamination status that is representative throughout Germany. In particular, it should be noted that we could not ascertain whether the majority of measurements were actually conducted in small water bodies in agricultural landscapes according to the definition used in the present project (>40% agriculture, catchment area size < 30 km²). This step requires a spatial selection that will be implemented in the second sub-project. In principle, the application of the SPEAR index should be complemented by chemical monitoring data to obtain detailed information on the relevant substances.

Figure 6: Calculation of SPEAR_{pesticides} (%) for all biological monitoring data available within the scope of the first sub-project



Note: SPEAR_{pesticides} (%) has been subdivided into 5 SPEAR classes, ranging from ‘high’ to ‘bad’. Left: Nationwide spatial distribution of SPEAR classes; Right: Frequency distribution of SPEAR_{pesticides} (%), colour-coded in line with the SPEAR class. However, it was impossible to consistently ascertain the catchment area sizes for all monitoring sites. Therefore, it cannot be excluded that the map depicts the sampling sites of other inland waters in addition to the monitoring sites in small water bodies.

Conduction of a workshop with representatives from the German Länder

On 6/7 October 2015, a workshop for the first sub-project was held at the BfG in Koblenz. The results of the WP I to III were presented, and cornerstones for the future, consistent and representative monitoring of the PPP contamination of small water bodies in an agricultural landscape were discussed. Institutions participating included representatives of various German Länder authorities responsible for surface water monitoring or the enforcement of the Plant Protection Act, delegates of the UBA, BLE (Federal Office for Agriculture and Food), BVL (Federal Office of Consumer Protection and Food Safety), JKI (Julius Kühn-Institut), the agrarian industrial association (IVA) and the BUND (German federation for environment and nature conservation) as well as scientists from universities and other research institutions. A total of eleven German Länder were represented. The results of the workshop were taken into account in drafting the cornerstones for the future representative PPP monitoring concept.

Cornerstones of a future consistent and representative monitoring concept

The compiled cornerstones for a consistent and representative monitoring concept are the basis for the second sub-project. Its objective will be to build a suitable framework for coordinated action by the German Länder. The following cornerstones have been identified. It has to be noted that a final consensus was not reached in all cases during the workshop. The aim of the second sub-project is also to identify such consensuses.

Prerequisites for representative monitoring:

- ▶ Representative sampling: the sampling is to be adapted to the PPP application periods (temporally) and to the PPP entry pathways (spatially).
- ▶ Representative sampling site selection: the stratification of the sampling sites should be taken into account (e.g., with respect to different types of water bodies).
- ▶ Demands for future long-term monitoring: the benefits of a long-term monitoring at selected sites – the same sites or interchanged – must be defined; the design of the long-term monitoring must consider this strategy. (This aspect requires further discussion.)

Delimitation of terms:

- ▶ Delimitation of small water bodies: for small flowing water bodies, an upper limit of the catchment area size < 30 km² (25-50 km²) shall apply. The lower limit is defined according to the flow regime. A permanent flow must be present for most of the time so that terrestrial plants are not developing. (The definition of small bodies of standing water has not been conclusively discussed in the first sub-project.)
- ▶ Delimitation of the agricultural landscape: a lower limit of 40% agricultural land use in the catchment has been suggested.

Range of pollutants to be examined:

- ▶ The range of pollutants to be examined must reflect the land use type and include those PPPs applied in the catchment of the respective monitoring site. It is recommended that the final decision on the compound spectrum has to be made by the German Länder.

Basis for the PPP exposure assessment:

- ▶ The Aggregation of PPP monitoring data as mean values should only be performed with data obtained during the PPP application period.
- ▶ Short-term peak concentrations determine the ecological effects of PPP in many cases. However, peak concentrations are usually not identified in routine monitoring programmes. Thus, how measurements of peak concentrations can be implemented in routine monitoring must be evaluated and discussed (e.g., by event-driven sampling or by estimations based on extrapolations from time-integrated sampling methods).

Assessment of biological effects:

- ▶ The SPEAR indicator is considered suitable for indicating fauna-relevant PPP contaminations (primarily insecticidal and insecticide-type pollution).
- ▶ Chemical and biological monitoring must be coordinated in terms of time and space to allow the determination of correlation between exposure and effect.
- ▶ For the assessment of biological effects, data and sampling methods can be used as identified by the invertebrate monitoring according to the European WFD.

Outlook for the second sub-project

In the course of the first sub-project, the most comprehensive dataset on PPPs in German water bodies was compiled and processed. Further analyses exceeding the rather global analyses conducted in the first sub-project could supply information relevant for developing final monitoring concepts. Examples for such analyses are:

Time series: Evaluation of temporal trends and seasonality of PPP compounds.

Spatial analyses: Analysing the intersections of sewage treatment plants with the catchments to determine the possible contribution of sewage treatment plants to the PPP contamination of water bodies.

Biological analyses: In addition to monitoring data on PPP compounds, other physico-chemical parameters were entered into the project database where possible. This may allow the investigation of multiple stressors and the further quantification of the specificity of the SPEAR index for PPP contamination

Land use analyses: These analyses may support a prioritisation of the PPPs and allow for more efficient monitoring schemes.

The objective of the second sub-projects is to develop a framework for consistent and representative monitoring in cooperation with the German Länder and in agreement with the LAWA bodies. The following work packages are recommended as elements of the follow-up project:

- WP I Basis for developing a monitoring concept to achieve the target quota for the indicator (4) of the NAP
- WP II Further evaluation of the monitoring data compiled in the first sub-project (see above)
- WP III Developing a conceptual design for representative monitoring
- WP IV Creating a basis for assessment criteria
- WP V Organising a workshop
- WP VI Establishing a final version of the monitoring concept

1 Einleitung

1.1 Ausgangssituation

Eine Vielzahl verschiedener Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und z.T. auch deren Metaboliten sind in den Oberflächengewässern Deutschlands wie auch anderer EU-Mitgliedsstaaten regelmäßig nachweisbar. Besonders Kleingewässer sind Einträgen dieser Wirkstoffe ausgesetzt, wenn sie im Einzugsgebiet (EZG) landwirtschaftlich genutzter Flächen liegen, auf denen chemische Pflanzenschutzmittel zum Einsatz kommen. Forschungsergebnisse über den Zustand von kleinen Stand- und Fließgewässern in Agrarlandschaften zeigen, dass für den Naturhaushalt unbedenkliche Konzentrationen von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen überschritten werden und ein guter chemischer und ökologischer Zustand oftmals (noch) nicht vorliegt. Beispielsweise wird von Liess und von der Ohe (2005) und Schäfer et al. (2012) berichtet, dass die Pflanzenschutzmittelbelastung in Kleingewässern zu Veränderungen der ökologischen Gemeinschaften sowie zum Verlust von Ökosystemfunktionen führt. Insbesondere durch neu entwickelte Indikatoren wie den SPEAR-Index (s. Kap. 2.2.2) konnten spezifische Auswirkungen von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen auf aquatische Lebensgemeinschaften identifiziert werden (Liess et al. 2008, Liess und von der Ohe 2005). Eine systematische Erfassung der Gewässerbelastung mit Pflanzenschutzmittelrückständen findet derzeit mit dem Monitoring zur Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) statt. Gemäß den Vorgaben der WRRL werden hierbei vor allem die Belastungen größerer Fließgewässer untersucht. Zudem werden ereignisbezogene Erfassungen der Belastung in den meisten Fällen nicht durchgeführt. Eine Auswertung von Monitoringdaten ergab für Deutschland, dass selbst in großen Fließgewässern bei fast 50% der Probestellen ökologische Risiken für die drei biologischen Qualitätselemente Algen, Invertebraten und Fische bestehen (Malaj et al. 2014, Schäfer et al. 2011b). Ein flächendeckendes behördliches Monitoring der Belastungen von Kleingewässern durch Pflanzenschutzmittel in der Agrarlandschaft, das repräsentative Daten und eine bundesweite Übersicht zur tatsächlichen Belastungssituation bieten könnte, wird derzeit nicht betrieben, da ein hierfür erforderliches Messnetz über die Anforderungen der WRRL hinaus geht. Lediglich in geringem Umfang, im Vergleich zum Monitoring insgesamt, wurde bisher – meist im Rahmen von Sondermessprogrammen einzelner Landesbehörden - die Belastung von Kleingewässern mit einem Einzugsgebiet von deutlich unter 100 km² in der Agrarlandschaft untersucht (s. beispielsweise LUNG (2008a), LUWG (2011)). Untersuchungen, die in derartigen Gewässern bisher in Forschungsprojekten durchgeführt wurden, weisen jedoch auf hohe Spitzenbelastungen durch Insektizide hin (Liess et al. 1999), die auch starke ökologische Wirkungen hervorrufen (Liess und von der Ohe (2005), sowie diverse Folgeuntersuchungen).

Die Ermittlung des Belastungszustandes der Kleingewässer in der deutschen Agrarlandschaft mittels eines repräsentativen Monitorings ist eines der Ziele, die im Nationalen Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) (BMELV 2013) zum Schutz der Oberflächengewässer festgelegt wurde. Hierbei sind auch kleine Standgewässer und Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet von < 10 km² zu berücksichtigen. Als Grundlage für die Bewertung der durch eine repräsentative Stichprobe zu gewinnenden Monitoringdaten sollen Umweltqualitätsnormen (UQN) und Regulatorisch Akzeptable Konzentrationen (RAK) angewandt werden. Als Verantwortliche für die Durchführung des Monitorings sind die Bundesländer benannt. Für die Datenauswertung sind im NAP das Umweltbundesamt (UBA) und das Julius Kühn-Institut (JKI) als zuständige Institutionen benannt. Als Zeitvorgabe für die Umsetzung des Ziels wurde das Jahr 2018 gesetzt.

Vor diesem Hintergrund beauftragte das UBA die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), das Institut für Umweltwissenschaften der Universität Koblenz-Landau (UKL) und das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) mit der Durchführung des F&E-Vorhabens zur

„Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden – Bestandsaufnahme zur Erhebung von Daten zur Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft“ (Teilvorhaben 1).

Durch die Ergebnisse dieses F&E-Vorhabens soll die Grundlage für ein zweites Teilvorhaben geschaffen werden, dessen Bearbeitung in den Jahren 2016/2017 vorgesehen ist:

„Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden – Konzeption eines repräsentativen Monitorings zur Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft“ (Teilvorhaben 2).

1.2 Ziele des Vorhabens

Ziel des ersten Teilvorhabens ist die bundesweite Bestandsaufnahme und Erfassung bestehender chemischer und biologischer Monitoringdaten zur Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaften mit Pflanzenschutzmittelrückständen. Eine differenzierte Auswertung und Bewertung der erfassten Daten soll zeigen, inwieweit diese geeignet sind, zu einer räumlich und zeitlich repräsentativen Beschreibung der Belastungssituation von Kleingewässern in Deutschland beizutragen. Dafür wird – soweit möglich – eine erste Einschätzung vorgenommen, in welchem Zustand sich die Kleingewässer in Deutschland aktuell befinden und ob diese Ergebnisse nur für einzelne Gebiete oder Regionen gelten oder als repräsentativ für Deutschland angesehen werden können. Auf der Basis einer Defizitanalyse werden erste methodische Ansätze und Anforderungen für ein zukünftiges mit den Ländern abzustimmendes Monitoringkonzept zur Erreichung einer repräsentativen Stichprobe bis 2018 skizziert. Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme werden auf einem Workshop unter Beteiligung von Vertreter_innen der Länderbehörden zur Diskussion gestellt. Durch die im Vorhaben zu erarbeitende Datengrundlage soll eine aussagekräftige und fristgerechte Berichterstattung des UBA zu den Indikatoren (4) „Rückstände von Pflanzenschutzmitteln in Kleingewässern“ und (23) „SPEAR-Index (Pflanzenschutzmittel)“ des NAP sichergestellt werden¹.

Den genannten Zielen entsprechend ist das Vorhaben in die folgenden Arbeitspakete (AP) gegliedert:

AP 1 Recherche von Datenbeständen und Monitoringkonzepten für Kleingewässer in den Bundesländern und bei Dritten (s. Kap. 3)

AP 2 Eignungsprüfung der Daten für eine bundesweite Beschreibung der Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaften mit PSM-Rückständen (s. Kap. 4)

Neben der bundesweiten Verfügbarkeit von Daten sind hierbei auch die folgenden Aspekte zu berücksichtigen:

1. Da die hydrologische, hydromorphologische und biologische Ausstattung von Kleingewässern deren Anfälligkeit gegenüber der Belastung mit PSM-Rückständen beeinflusst, sind unterschiedliche Merkmale und eine Unterscheidung in Stand- und Fließgewässer zu berücksichtigen.
2. Es ist zu prüfen, inwieweit Daten zur naturräumlichen Ausstattung der EZG, zur landwirtschaftlichen Nutzung bzw. zur Landnutzungsstruktur in den EZG sowie zum Kontakt zwischen Agrarflächen und Kleingewässern vorliegen und für die Bewertung der Belastungssituation genutzt werden können.

¹ Durch die 28 im NAP definierten Indikatoren wird eine Bewertung der Zielerreichung ermöglicht. Eine ausführliche Erläuterung zu den NAP-Indikatoren (4) und (23) befindet sich in Kap. 2.2 des vorliegenden Berichtes.

3. Es ist zu prüfen, inwieweit Informationen über den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in den untersuchten EZG verfügbar gemacht werden können und wie die Ergebnisse der Monitoringprogramme vor diesem Hintergrund zu bewerten sind.
4. Anhand biologischer Monitoringdaten soll die ökologische Beeinträchtigung von Fließgewässern unter Berücksichtigung des auf biologischen Merkmalen basierenden Indikatorsystems SPEAR bewertet werden. Dabei ist zu prüfen, in welchem Umfang biologische Erhebungen in den jeweiligen Bundesländern bereits vorliegen bzw. inwieweit Unterschiede zwischen den erhobenen Datensätzen bestehen.

AP 3 Einschätzung des Belastungszustandes von Kleingewässern in den Agrarlandschaften mit Pflanzenschutzmittelwirkstoffen (s. Kap. 5)

AP 4 Eckpunkte eines zukünftigen einheitlichen Monitoringkonzeptes (s. Kap. 7)

Auf der Grundlage der in AP I bis III erarbeiteten Aspekte sind die wesentlichen Eckpunkte und (Mindest-) Anforderungen für ein einheitliches Monitoringkonzept zu erarbeiten, das dem Anspruch gerecht wird, eine bundesweit räumlich und zeitlich repräsentative Beschreibung des Belastungszustandes von Kleingewässern der Agrarlandschaften mit Pflanzenschutzmittel-Rückständen zu erreichen.

AP 5 Ausblick auf das zweite Teilvorhaben (s. Kap. 8)

Abhängig von den Ergebnissen der AP I bis IV sollen für das geplante zweite Teilvorhaben die erforderlichen Schritte für die Erarbeitung eines gemäß NAP abgestimmten Monitoringkonzeptes zur Erreichung der Zielquote für den Indikator (4) aufgezeigt werden.

AP 6 Durchführung eines Workshops mit Vertreter_innen der Bundesländer (s. Kap. 6)

Die Ergebnisse des Workshops sollen in die Planung des zweiten Teilvorhabens einfließen.

1.3 Beteiligte Gremien

Zu Beginn des Vorhabens fand die Einrichtung eines wissenschaftlich-fachlichen Beirates statt, dem Vertreter_innen der zuständigen Bundes- und Landesbehörden sowie von Universitäten und Forschungsinstituten angehören. Eine Liste der Beiratsmitglieder befindet sich im Anhang dieses Berichtes. Es ist eine Begleitung beider Teilvorhaben durch den Beirat vorgesehen, die der frühzeitigen Einbindung der betroffenen Akteure und der fachlichen Unterstützung bei den erforderlichen Abstimmungsprozessen dienen soll. Eine erste Sitzung des Beirates fand am 15. Juni 2015 im Hause des UBA in Dessau-Roßlau statt. Die Mehrzahl der Beiratsmitglieder nahm auch an dem Workshop teil, der im Rahmen des Vorhabens am 6./7. Oktober im Hause der BfG in Koblenz abgehalten wurde.

Zur Einbindung der Bundesländer wurde der LAWA Arbeitskreis Oberflächengewässer (LAWA-AO) über den aktuellen Sachstand mehrmals, zuletzt anlässlich seiner 48. Sitzung am 1./2.12.2015, informiert. Ebenso wurde der LAWA EK-„Stoffe“ und der LAWA EK-„Biologisches Monitoring Fließgewässer und Interkalibrierung“ Anfang 2015 intensiv über das erste Teilvorhaben informiert. Für die im Januar 2016 anstehende Sitzung des NAP Forums (s. Kap.2.1) wurde der Entwurf einer Tischvorlage zu den wesentlichen Vorhabensergebnissen erstellt.

2 Regulatorischer Hintergrund

2.1 Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP)

Trotz rechtlicher Vorgaben und einer sachkundigen Anwendung sind, verursacht durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, Funde chemischer Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und deren Metaboliten in Gewässern, Schäden an Bienen oder Wirbeltieren und Überschreitungen von Rückstandshöchstgehalten für diese Wirkstoffe in Lebensmitteln in den Mitgliedstaaten der Europäischen Union zu verzeichnen. Neben vielen anderen Faktoren wird auch die Abnahme der biologischen Vielfalt in der Kulturlandschaft durch verschiedene Pflanzenschutzmaßnahmen beeinflusst. Aus diesem Grund verpflichtete die Europäische Union mit der Verabschiedung der Richtlinie über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden (EG 2009) die Mitgliedstaaten, nationale Aktionspläne zu erlassen, in denen quantitative Vorgaben, Ziele, Maßnahmen und Zeitpläne zur Verringerung der Risiken und der Auswirkungen der Verwendung von Pflanzenschutzmitteln auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt festgelegt werden sollten (Artikel 4 der Richtlinie). Mit der Neuordnung des Pflanzenschutzrechtes (PflSchNOG 2012), insbesondere der Neufassung des Pflanzenschutzgesetzes (PflSchG 2012), und mit dem Nationalen Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) (BMELV 2013) setzte die Bundesregierung die genannte EG-Richtlinie in nationales Recht um. Gemäß §§ 4 und 5 PflSchG (2012) wurde der NAP 2013 unter Mitwirkung der Länder, des Umweltbundesamtes (UBA), des Bundesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL), des Julius Kühn-Institutes (JKI) und des Bundesinstitutes für Risikobewertung (BfR) sowie unter Beteiligung betroffener Verbänden erstellt. Seine Zielvorgaben beziehen sich auf die Bereiche Pflanzenschutz, Anwenderschutz, Verbraucherschutz und Schutz des Naturhaushaltes (§ 4, PflSchG (2012)). Hierbei ist zwischen globalen Zielen und Teilzielen zu differenzieren. Als globale Ziele wurden im NAP 2013 festgelegt:

- ▶ Die mit der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln verbundenen Risiken und Auswirkungen für die menschliche Gesundheit und den Naturhaushalt sind weiter zu reduzieren. (...)
- ▶ Die Einführung und Weiterentwicklung von Pflanzenschutzverfahren mit geringen Pflanzenschutzmittelanwendungen im integrierten Pflanzenschutz und im ökologischen Landbau sind zu fördern. (...)
- ▶ Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ist auf das notwendige Maß zu begrenzen.
- ▶ Die Sicherheit beim Umgang mit Pflanzenschutzmitteln ist weiter zu verbessern.
- ▶ Die ausgewogene Information der Öffentlichkeit über Nutzen und Risiken des Pflanzenschutzes, einschließlich der Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel, ist weiter zu verbessern.

Diesen Globalzielen sind spezielle Teilziele untergeordnet, die sich auf die einzelnen Schutzbereiche beziehen. Die festgelegten Teilziele sind mit Zeitplänen versehen und entweder qualitativ oder quantitativ beschrieben. Für das Erreichen der Ziele sind Maßnahmen und die für die Umsetzung verantwortlichen Kreise (Bund, Länder, Behörden, Verbände u. a. betroffene Gruppen) benannt. Die jeweilige Zielerreichung als Ergebnis erfolgreicher durchgeführter Maßnahmen ist regelmäßig mit Hilfe von Indikatoren zu überprüfen. Die Zusammenfassung der Indikatoren erfolgt über den sogenannten Deutschen Pflanzenschutzindex (PIX). Hierbei handelt es sich um eine komprimierte Darstellung der Einzelergebnisse, die jedoch nicht zu einer Gesamtmaßzahl aggregiert werden. Neben dem aktuellen Status Quo des jeweiligen Teilindikators wird im PIX der Grad der Zielerreichung in Prozent angegeben.

Teilziele für den Bereich ‚Schutz des Naturhaushaltes‘ sind für den Gewässerschutz und die biologische Vielfalt festgelegt. Im Bereich Gewässerschutz nimmt der NAP Bezug auf die verschiedenen wasserrechtlichen Regelungen wie EU-Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000), EU-Trinkwasserrichtlinie (EG 1998), EU-Grundwasserrichtlinie (EG 2006) und EU-Richtlinie über Umweltqualitätsnormen (EG 2008) und stellt damit die Kohärenz zwischen Wasser- und Pflanzenschutzrecht her. Grundsätzliches Ziel des NAP ist es, einen Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Gewässer – wo immer möglich – zu vermeiden. Für den Schutz von Oberflächengewässern verfolgt der NAP die Zielsetzung, deren Belastung durch Pflanzenschutzmittelrückstände und Metaboliten von Pflanzenschutzmitteln soweit wie möglich zu verhindern oder soweit zu reduzieren, dass

- ▶ die in gesetzlichen Regelungen festgelegten Umweltqualitätsnormen (UQN) für das Oberflächengewässer eingehalten werden,
- ▶ das in der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln angestrebte Schutzniveau für Gewässerorganismen auch tatsächlich erreicht wird und
- ▶ jeder Verschlechterung des Gewässerzustandes entgegengewirkt wird, z. B. bei Steigerung der gemessenen Konzentration von Pflanzenschutzmittelrückständen in Gewässern.

Die für den Schutz der Oberflächengewässer im NAP 2013 festgelegten Teilziele sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Ziele, Ziel-Quoten und Zeitplan für den Schutz von Oberflächengewässern

Ziel	Ziel-Quote	Zeitpunkt
Keine Überschreitungen der UQN für prioritäre Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und relevante Metaboliten in Oberflächengewässern gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV, Anlagen 5 und 7, Tabellen 1 und 2)	100 % der Proben	2015
Schaffung dauerhaft bewachsener Gewässerstrandstreifen von mindestens 5 m Breite an allen Oberflächengewässern, insbesondere in Trinkwasserschutzgebieten, Naturschutzgebieten und in durch Hot-Spot-Analysen identifizierten sensiblen Gebieten	80 % der Oberflächengewässer in sensiblen Gebieten	2018
	100 % der Oberflächengewässer in sensiblen Gebieten	2023
Schaffung wirksamer Pufferstreifen zum Gewässerschutz – dauerhaft bewachsen oder in landwirtschaftlicher Nutzung ohne Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (gilt nur für solche Bewirtschaftungsmaßnahmen, die im Rahmen von Agrar-Umweltmaßnahmen als förderungsfähig eingestuft sind)	100 % der Oberflächengewässer in der Agrarlandschaft	länderspezifisch (Fernziel)
Reduktion des Risikopotenzials der angewendeten Pflanzenschutzmittel für Wasserorganismen, berechnet mittels SYNOPS-Risikoindizes für Testorganismen	Reduktion um 20 % gegenüber der Basis (Mittelwert 1996-2005)	2018
	Reduktion um 30 % gegenüber der Basis (Mittelwert 1996-2005)	2023
Steigerung der Verwendung abdriftmindernder Pflanzenschutzgeräte	Anteil der Geräte für den Ackerbau und für Raumkulturen, die Abdriftminderungsklassen 75 % oder mehr angehören, auf über 50 % steigern	2023
Steigerung der Verwendung von Pflanzenschutzgeräten (mit Behältergrößen ≥ 200 l), die mit Frischwassertanks zur Reinigung auf dem Feld ausgerüstet sind	80 %	2018
	100 %	2023
Ermittlung des Belastungszustandes der Kleingewässer (Stand- und Fließgewässer mit Einzugsgebiet < 10 km ²) der Agrarlandschaft mit Pflanzenschutzmitteln mittels eines repräsentativen Monitorings und Bewertung der Ergebnisse auf Grundlage einheitlicher Kriterien (UQN, RAK)	repräsentative Stichprobe	2023

Ziel	Ziel-Quote	Zeitpunkt
Keine Überschreitungen der UQN für prioritäre Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und relevante Metaboliten gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV, Anlagen 5 und 7, Tabellen 1 und 2) in Kleingewässern der Agrarlandschaft (Stand- und Fließgewässer; Einzugsgebiet < 10 km ²) bzw. sofern keine UQN vorliegen: Keine Überschreitung der im Zulassungsverfahren abgeleiteten maximal tolerierbaren Konzentrationen (RAK, Regulatorisch Akzeptable Konzentration) für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und relevante Metaboliten in Kleingewässern der Agrarlandschaft. Zielquote für UQN gemäß Oberflächengewässerverordnung: Jahresmittelwert der Messwerte < UQN.	EU-prioritäre Stoffe und spezifische Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und relevante Metaboliten: Jahresmittelwert der Messwerte < UQN	2015
	Maximalwerte (Peakbelastung, ereignisbezogenes Monitoring): 99 % der Proben eines Jahres mit Befunden < RAK	2023

Auszug aus Tabelle 7, NAP (BMELV 2013)

Die Arbeiten am NAP werden technisch und organisatorisch durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) unterstützt, der auch die Berichterstattung obliegt. Eine wissenschaftliche Begleitung erfolgt durch das JKI und den wissenschaftlichen Beirat, der durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft berufen wurde. Mit dem Forum NAP wurde ein Gremium aller Interessensgruppen des Pflanzenschutzes geschaffen, das den Fortschritt des Nationalen Aktionsplans überprüfen und Vorschläge für dessen Weiterentwicklung erarbeiten soll. Das Forum NAP soll mindestens einmal pro Jahr einberufen werden.

2.2 Projektrelevante Indikatoren des NAP

2.2.1 NAP-Indikator [4] „Rückstände von PSM in Kleingewässern“

2.2.1.1 Qualitätsrichtwerte für die Erreichung der Ziele und Zielquoten des Indikators [4]

Die Ziele und Zielquoten des Indikators [4] sind in Kap. 2.1, insbesondere Tabelle 1, beschrieben. Es sollen u.a. die in den gesetzlichen Regelungen (EU 2013, OGewV 2011) festgelegten Umweltqualitätsnormen (UQN) der WRRL in Kleingewässern der Agrarlandschaft eingehalten werden. Im Speziellen sollen die Jahresmittelwerte der PSM-Messwerte die Jahresdurchschnitts-UQN (JD-UQN) nicht überschreiten. Für eine Einschätzung des Belastungszustands von Kleingewässern der Agrarlandschaft anhand der Messdaten, die in der im Rahmen dieses ersten Teilvorhabens erstellten Datenbank archiviert wurden (s. Kap. 3.3), konnte dies jedoch in diesem ersten Teilvorhaben nicht geprüft werden. Ein Vergleich der JD-UQN mit den in der Projektdatenbank hinterlegten Monitoringdaten ist nicht ohne weiteres durchführbar, da dazu Jahresdurchschnittswerte für jede Messstelle berechnet werden müssten. Dies ist jedoch auf der Grundlage der vorhandenen Daten nicht leistbar. Stattdessen erfolgte daher im ersten Teilvorhaben eine Bewertung der Monitoringdaten mit den UQN für zulässige Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN), die mit Einzelmesswerten vergleichbar sind (s. Kap. 5.2.2). Die hier angewandten ZHK-UQN entsprechen bereits denen der Anlagen 6 und 8 des Entwurfs der novellierten Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV), da diese bereits die neuen Stoffe der EU-Richtlinie 2013/39/EU (EU 2013) sowie ZHK-UQN für zwölf Wirkstoffe der Anlage 6 enthält. Für letztere, d.h. Stoffe der Anlage 5 der derzeit noch aktuellen OGewV (2011), waren bisher nur JD-UQN festgelegt.

Zudem soll das in der Zulassung von PSM angestrebte Schutzniveau für Gewässerorganismen in Kleingewässern der Agrarlandschaft erreicht werden, d.h. es soll keine Überschreitung der im Zulassungsverfahren abgeleiteten RAK-Werte (Regulatorisch Akzeptable Konzentrationen) durch Messwerte für PSM-Wirkstoffe und relevante Metaboliten geben. Es existiert allerdings keine einheitliche Liste, in der die in Deutschland in Zulassungsverfahren abgeleiteten RAK-Werte zusammengefasst sind, da es sich bei der Ableitung der RAK-Werte um einen dynamischen Prozess handelt, der von der aktuellen Zulassungssituation abhängt (z.B. durch die Berücksichtigung neuer Toxizitätsdaten im Rahmen aktueller Zulassungsverfahren). Das Umweltbundesamt hat jedoch für das erste Teilvorhaben eine Liste mit 106 Wirkstoffen, basierend auf dem Zulassungsstand Anfang November 2015, erarbeitet und zur Verfügung gestellt. Die in dieser Liste zusammengefassten RAK-Werte wurden im ersten Teilvorhaben ebenfalls angewandt, um eine Einschätzung des Belastungszustands von Kleingewässern der Agrarlandschaft unter Nutzung der in der Projektdatenbank archivierten Messdaten durchzuführen (s. Kap. 5.2.3).

2.2.1.2 Weitere Werkzeuge zur Risikobewertung der PSM-Belastung

Um die Toxizität verschiedener PSM-Belastungen zu vergleichen, können die gemessenen Konzentrationen in Toxic Units (TU) umgerechnet werden. Dabei wird die Konzentration des einzelnen PSM-Wirkstoffs mit einer bekannten Effektkonzentration verglichen (Sprague 1970). Meist wird als Effektkonzentration der 48h-LC₅₀ von *Daphnia magna* angesetzt, also die Konzentration, bei der im Standardtest unter Laborbedingungen nach 48 Stunden 50 % der Testorganismen sterben (OECD 2004). Die Umrechnung einer Konzentration in Toxic Units lautet demnach:

$$TU_{D.magna\ i} = \frac{C_i}{LC_{50\ D.magna\ i}}$$

hierbei ist $TU_{D.magna\ i}$ die Toxic Unit der Substanz i , C_i die Konzentration der Substanz i in der Probe, und $LC_{50\ D.magna\ i}$ die Toxizität der Substanz i gegenüber dem Standardorganismus *Daphnia magna* (Liess und von der Ohe 2005). Die Toxizitätswerte wurden aus verschiedenen Quellen zusammengetragen (Malaj et al. 2014, PAN 2015, Schüürmann et al. 2011, U.S. EPA 2015), wobei experimentelle Daten Vorrang hatten.

Das Toxic Unit Konzept erlaubt die Toxizität in einer Gewässerprobe über mehrere Wirkstoffe zu integrieren. Im Rahmen des ersten Teilvorhabens wird der Ansatz der maximalen Toxizität verwendet:

$$TU_{max} = \max(TU_i)$$

Hierbei wird davon ausgegangen, dass die Gesamtbelastung einer Probestelle durch den PSM-Wirkstoff mit dem höchsten Quotienten aus Konzentration und Toxizität geprägt ist. Wir entschieden uns für den Ansatz der TU_{max} , da detaillierte Freilanduntersuchungen eine vergleichsweise gute Korrelation zwischen TU_{max} und der Gemeinschaftsstruktur des Makrozoobenthos zeigten (Liess und von der Ohe 2005, Schäfer et al. 2013). Alternative Ansätze, wie beispielsweise die gemischte PSM-Belastung durch Aufsummierung aller TU-Werte einer Probe, sind bei Vorliegen neuer Freilanddaten wiederholt zu überprüfen.

2.2.2 NAP-Indikator [23] „SPEAR-Index (Pflanzenschutzmittel)“

Der SPEAR-Index wurde als weiterer Indikator ausgewählt, um den Fortschritt und den Zielerreichungsgrad des NAP anhand der derzeit verfügbaren Monitoringdaten zu überprüfen. Der SPEAR-Index reagiert relativ spezifisch auf ökologische Effekte durch PSM-Belastung mit insektizider Wirkung. Er dient als Zusatzinformation in der ökologischen Gewässerbewertung und ergänzt existierende biologische Bewertungsmethoden und Indikatoren. Im Folgenden wird das SPEAR-Konzept kurz beschrieben.

Es ist bekannt, dass PSM-Belastungen in Fließgewässern die Gemeinschaftsstruktur der Makroinvertebraten verändern (Liess und Beketov 2011, Liess und von der Ohe 2005). Insbesondere der Insektizideinsatz zur Bekämpfung von Schadinsekten in der Landwirtschaft wirkt sich negativ auf diverse Insekten und andere Taxa der Fließgewässer aus, wie beispielsweise auf Larvenstadien von Mücken, Eintagsfliegen, Steinfliegen oder Libellen. Bereits kurzfristige hohe Insektizidbelastungen reichen aus, um die Anzahl empfindlicher Arten im Fließgewässer zu reduzieren (Beketov et al. 2008, Liess und Beketov 2011). Kurzfristige Effekte von PSM auf Makroinvertebraten werden durch deren Sensitivität gegenüber PSM bestimmt. Die relative Sensitivität der Arten lässt sich anhand von Standardtests im Labor ermitteln und ist für die verschiedenen Taxa jeweils als relativer Sensitivitätswert im SPEAR-Index hinterlegt (von der Ohe und Liess 2004). Im Rahmen des ersten Teilvorhabens wurden die relativen Sensitivitätswerte auf Basis der neuesten zur Verfügung stehenden Laborwerte aktualisiert. Dafür wurden sämtliche Akutttests zu PSM mit insektizider Wirkung ausgewertet, die aktuell in der ECOTOX Datenbank der U.S.-amerikanischen Umweltbehörde zur Verfügung stehen (U.S. EPA 2015). Ob die Population einer Art nach einer PSM-Belastung langfristig geschädigt bleibt, hängt zusätzlich von Arteigenschaften ab, die das Erholungspotential der Art bestimmen. Eine Art kann sich schnell erholen, wenn sie beispielsweise eine kurze Generationszeit hat und damit mehrmals im Jahr Nachkommen hervorbringt. Populationen anderer Arten können sich aufgrund ihrer guten Migrationsfähigkeit schnell erholen, die es ermöglicht, aus unkontaminierten Flussabschnitten erneut einzuwandern und belastete Bereiche wieder zu besiedeln. Auf Basis dieses Vorwissens wurde der Bioindikator SPEAR entwickelt (engl. Species At Risk, Liess und von der Ohe (2005)). Der SPEAR-Index verwendet demnach Arteigenschaften wie Sensitivität, Generationszeit und Migrationsfähigkeit, um Invertebraten in empfindliche und unempfindliche Arten einzuteilen. Die grundlegende Idee ist, dass in unbelasteten Gewässern der Anteil empfindlicher Arten hoch ist, d.h. 50 % oder höher. Bei PSM-Belastung mit insektizider Wirkung verringert sich der Anteil empfindlicher Arten und liegt im Extremfall bei 0 %. Dadurch lässt sich mit dem SPEAR-Index die langfristige Insektizidbelastung einer Probestelle nachträglich abschätzen (Liess und von der Ohe 2005). Vorteilhaft für die Anwendung des SPEAR-Index im Rahmen des NAP ist die Kalibrierung und Einteilung der Indexwerte entsprechend der in der EU-WRRL genannten ökologischen Gewässerzustände (Beketov et al. 2009).

Die Anwendbarkeit des SPEAR-Index wurde bereits in mehreren wissenschaftlichen und behördlichen Studien gezeigt. Der SPEAR-Index für Fließgewässer wurde in Deutschland entwickelt (Liess und von der Ohe 2005) und zur Anwendung in weiteren Regionen angepasst und validiert. Zu den bisherigen wissenschaftlichen Anwendungsregionen gehören Dänemark (Rasmussen et al. 2013, Schäfer et al. 2012), Finnland (Schäfer et al. 2012), Frankreich (Schäfer et al. 2012), Australien (Burgert et al. 2011, Schäfer et al. 2011a) und Russland (Schletterer et al. 2010). Ebenfalls wurde der SPEAR-Index erfolgreich im Rahmen behördlicher Projektarbeiten für die ökologische Fließgewässerbewertung eingesetzt. Für Schleswig-Holstein wurde das Projekt ‚Anwendung und Anpassung des SPEAR-Index zur ökotoxikologischen Risikobewertung von Fließgewässern in Schleswig-Holstein‘ durchgeführt (Kaske et al. 2012). Im Rahmen des INTERREG IV-Programms kam der SPEAR-Index erstmalig an Kleinstgewässern in der Schweiz sowie im Grenzgebiet auf deutscher Seite zur Anwendung (Kaske und Liess 2013). Die bisherigen Studien zeigten eine sehr gute Indikatorwirkung des SPEAR-Index in Bezug auf PSM-Belastungen in typischen Agrarfließgewässern, in denen die Eintragswahrscheinlichkeit für PSM mit insektizider Wirkung hoch ist (Kaske und Liess 2013, Liess und von der Ohe 2005). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die Insektizid-spezifische Indikatorwirkung mit zunehmendem Eintragsanteil anderer direkt oder indirekt auf Makroinvertebraten wirkender Stoffe geringer wird. Zu den Querempfindlichkeiten und der Eignung des SPEAR-Index im Rahmen des NAP siehe Kapitel 5.3.1.

3 Recherche von Datenbeständen und Monitoringkonzepten für Kleingewässer in den Bundesländern und bei Dritten

3.1 Situation zu Beginn des Vorhabens

In AP I wurde eine Recherche durchgeführt, die die den Bundesländern und anderen Monitoringträgern vorliegenden Messdaten zur PSM-Belastung von Kleingewässern und die bereits praktizierten PSM-Monitoringkonzepte umfasste. Um die Aktualität der zusammenzustellenden Daten und Informationen zu gewährleisten, wurde hierfür ein Betrachtungszeitraum von 2005 bis 2015 ausgewählt.

Bereits zu Beginn des Vorhabens verfügten die Projektpartner UFZ und UKL über chemische und biologische Daten. Biologische Daten (Makrozoobenthos) lagen dem UFZ und der UKL für die Bundesländer Bayern, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein und Thüringen vor. Der Datensatz umfasste etwa 11.500 Messstellen mit 24.600 Probenahmen aus dem Zeitraum ab 2005. Diese biologischen Daten des UFZ und der UKL wurden zu einem gemeinsamen Datensatz vereint, aufbereitet und harmonisiert (s. Kap. 3.3). Somit lagen zu Projektbeginn insgesamt 20.207 Messstellen mit insgesamt 60.606 biologischen Proben für den Zeitraum von 1964 bis 2012 vor. Davon waren für den Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 Daten von 13.175 Messstellen vorhanden.

Chemische Monitoringdaten zu Pflanzenschutzmitteln (PSM), im Folgenden PSM-Daten genannt, lagen der UKL aus den sechs Flächenländern Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein, Sachsen und Sachsen-Anhalt vor. Der Datenpool umfasste insgesamt 44.903 Proben von 1959 Messstellen. Räumlich stimmten ca. 50 % der PSM-Messstellen mit den biologischen Messstellen überein, d. h. befanden sich in einer maximalen Distanz von 50 m zueinander. Die vorliegenden PSM-Daten waren teilweise schon für die Datenanalyse aufbereitet. Es lagen keine Daten zur Landnutzung und zu Einzugsgebieten vor.

3.2 Abfrage und Recherche der Monitoringdaten der Bundesländer

3.2.1 Datenabfrage und -recherche zu PSM-Rückständen in Kleingewässern

Der LAWA AO und der LAWA EK-„Stoffe“ wurden über die Umsetzung des ersten Teilvorhabens und die erforderliche Datenabfrage informiert. Nachfolgend fand eine Datenabfrage an die Länder Anfang März 2015 durch das UBA mit der Bitte statt, vorhandene PSM-Daten zu kleinen Gewässern zur Verfügung zu stellen, bevorzugt zu Fließ- und Standgewässern mit Einzugsgebieten < 100 km² bzw. Gewässeroberflächen < 1 km².

Die angefragten Daten umfassten:

- ▶ Einzelwerte von PSM-Konzentrationen,
- ▶ Datum der Probennahme,
- ▶ Nachweis- und Bestimmungsgrenzen,
- ▶ Art der Probennahme (Stich-, Mischprobe),
- ▶ Name, Gewässer und Koordinaten der Messstellen,
- ▶ Begleitparameter: DOC, TOC und abfiltrierbare Stoffe.

PSM-Daten wurden von allen Bundesländern mit Ausnahme von Brandenburg für den Betrachtungszeitraum des ersten Teilvorhabens bis spätestens Juni 2015 zur Verfügung gestellt. Allerdings unterschied sich die Qualität und Quantität der gelieferten Daten stark zwischen den Bundesländern. Zusätzlich wurden im Internet zugängliche Daten der Landesämter recherchiert und herangezogen. Die zusammengestellten PSM-Daten wurden aufbereitet, harmonisiert und vereint (s. Kap. 3.3).

3.2.2 Datenabfrage und -recherche zu biologischen Daten in Kleingewässern (Makrozoobenthos)

Der LAWA EK-„Biologisches Monitoring Fließgewässer und Interkalibrierung“ wurde über die Umsetzung des ersten Teilvorhabens und die erforderliche Datenabfrage informiert. Nachfolgend wurden von Prof. Dr. Daniel Hering (Universität Duisburg-Essen, UDE) die Koordinaten der biologischen Messstellen der Länder angefordert. Diese wurden mit den vorhandenen Koordinaten der PSM-Messstellen verschnitten (10 km Umkreis), um darauf basierend projekt-relevante Messstellen selektieren zu können. Auf Anfrage wurden von der UDE die biologischen Daten ausschließlich für diejenigen Messstellen, für die auch chemische Daten vorlagen, an die BfG übermittelt (Datenübersendung am 21.05.2015). Die angefragten Daten wurden aufbereitet und mit den bestehenden Daten vereint (s. Kap. 3.3).

3.2.3 Abfrage und Recherche von Metadaten/komplementären Daten

Zusätzlich zu den chemischen Daten wurden von den Bundesländern auch messstellenbezogene Angaben angefragt:

- ▶ mittlere Breite und Tiefe des Gewässers,
- ▶ für Standgewässer: Seefläche, maximale und mittlere Tiefe,
- ▶ EZG-Größe der Messstellen,
- ▶ Landnutzung in den EZG.

Da EZG- und Landnutzungsdaten nur für einen Teil der Messstellen vorlagen, wurden fehlende Daten im Rahmen des ersten Teilvorhabens abgeleitet (s. Kap. 3.3.3).

Weitere relevante räumliche Daten wurden recherchiert. Diese beinhalteten:

- ▶ Digitales Höhenmodell (EU-DEM, EEA (2013)),
- ▶ ATKIS Landnutzung (BKG),
- ▶ CORINE Landnutzung (Rasterkarte 100x100m) (EEA 2014),
- ▶ Feldfrüchte (CAPRI2000, Hiederer (2012)),
- ▶ Populationsdichte (EEA 2009),
- ▶ Gewässernetze (DLM1000, Basis-DLM, BKG),
- ▶ WRRL-Einzugsgebiete (WasserBLIck),
- ▶ Niederschlagsdaten (DWD – REGNIE, Rauthe et al. (2013)).

Metadaten zu Wirkstoffen wurde manuell und mit Hilfe des *webchem* Paketes (Szöcs 2015) aus verschiedenen Quellen zusammengetragen. Diese Metadaten beinhalten für jeden Wirkstoff unter anderem Identifikatoren wie InChI und InChIkey (Heller et al. 2013), CAS-Nummer, SMILES-Code und den PSM-Typ sowie physikochemische Eigenschaften wie Löslichkeiten, Toxizitätswerte, Verteilungskoeffizienten (K_{ow} , K_{oc}), DT_{50} und das Molekulargewicht. Hierfür wurden die folgenden Quellen genutzt: ChemSpider (Pence und Williams 2010), Pubchem (Bolton et al. 2008), PPDB (University of Hertfordshire 2015), EPA AQUIRE/ECOTOX (U.S. EPA 2015), Compendium of Pesticide Common Names (Wood 2015), PAN Pesticide Database (PAN 2015), die SRC Physprop Datenbank (SRC 2015), sowie die Publikation von Malaj et al. (2014) und Modellvorhersagen (Schüürmann et al. 2011). Regulatorisch Akzeptable Konzentrationen (RAK) zur Bewertung der PSM-Belastung (v.a. von Wirkstoffen, für die bisher keine UQN festgelegt wurden), wurden durch das UBA zur Verfügung gestellt.

3.3 Erstellung einer Projekt-Datenbank

3.3.1 Grundsätze

Das Zusammenführen von Daten aus unterschiedlichen Quellen in eine gemeinsame Datenbank stellt eine Herausforderung dar, die spezielle Techniken und eine spezielle Software notwendig machen. Um ein möglichst robustes und transparentes Vorgehen bei der Datenaufbereitung (von den Rohdaten zur fertigen Datenbank) zu erreichen, wurden hierbei die folgenden Grundsätze beachtet (Poisot 2015, Wilson et al. 2014):

1. Rohdaten werden nicht verändert.
2. Jeder Arbeitsschritt soll reproduzierbar sein und dokumentiert werden.
3. Jeder Datensatz soll nach einem einheitlichen Schema bearbeitet werden.
4. Es soll eine Plausibilitäts- und Qualitätsüberprüfung jedes Datensatzes erfolgen.

Um diesen Grundsätzen gerecht zu werden, wurde die statistische Programmiersprache „R“ genutzt (R Core Team 2015) und jede Änderung am Quellcode durch das Versionsverwaltungssystem „git“ dokumentiert.

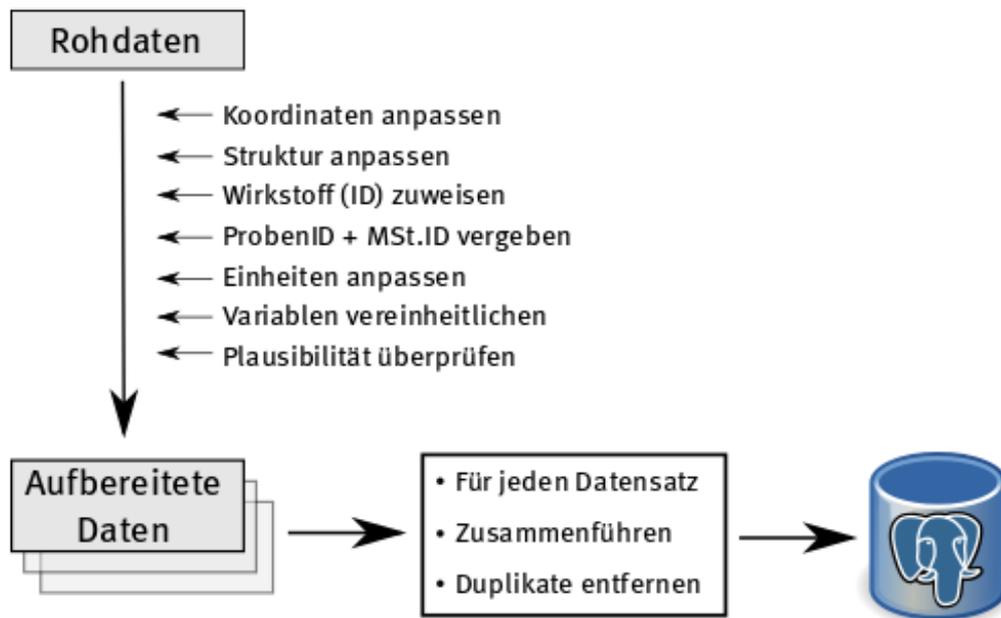
3.3.2 Datenaufbereitung und Vereinigung

Da die übermittelten Datensätze aus den Bundesländern in sehr unterschiedlichen Formaten vorlagen, musste jeder Datensatz individuell aufbereitet werden. Diese Aufbereitung beinhaltete immer die folgenden Schritte:

1. **Datenstruktur:** Die Daten wurden an die Tabellenstruktur in der Datenbank angepasst.
2. **Koordinaten:** Die Daten wurden in unterschiedlichen Koordinatenreferenzsystemen (KRS) übermittelt. Diese wurden auf das KRS „DHDN / 3-Grad Gauss-Krüger Zone 3 (EPSG:31467)“ vereinheitlicht.
3. **Wirkstoffe:** Da die Länder z.T. unterschiedliche Namen / Kennziffern zur Beschreibung der Wirkstoffe verwenden, wurde eine gemeinsame Wirkstoffliste erstellt.
4. **Taxa:** Da die Länder unterschiedliche Taxonnamen benutzen, wurden diese auf Grundlage der europäischen Taxaliste standardisiert (Schmidt-Kloiber et al. 2006).
5. **Zuordnung:** Um eine Probe genau zuzuordnen zu können, wurden einmalig Messstellen-, Proben- und Wirkstoff-Identifikatoren vergeben.
6. **Einheiten:** Alle Messgrößen wurden auf $\mu\text{g} / \text{L}$ umgerechnet. Messwerte $< \text{BG}$ wurden auf Null gesetzt.
7. **Sonstige Kennwerte:** Die Kodierung von Metadaten wie z.B. die Probenart (Stich- oder Mischprobe) wurde vereinheitlicht.
8. **Zeitliche Auflösung:** Die zeitliche Auflösung der Projektdatenbank beträgt 1 Tag. Wurden mehrere Proben an einer Messstelle an einem Tag genommen, wurden diese aggregiert und der Maximalwert wurde übernommen.
9. **Plausibilitätsprüfung:** Die Plausibilität der Messwerte wurde durch einfache Regeln überprüft (z.B. keine negativen Konzentrationen).

Es wurden nur Proben berücksichtigt, für die ausreichend Informationen (Datum, Wirkstoff, Messwert und Koordinaten) vorhanden waren. Nach der Aufbereitung jedes Datensatzes wurde dieser mit dem schon vorhandenen Datensatz der UKL zusammengeführt. Die Daten wurden auf raumzeitliche Duplikate überprüft und diese gegebenenfalls entfernt. Abbildung 7 gibt einen Überblick über die Herangehensweise.

Abbildung 7: Überblick über die Datenaufbereitungsschritte



3.3.3 Abgeleitete Werte für Einzugsgebietsgrößen und Landnutzungsanteile

Da nur für einem Teil der Messstellen Daten zu den Größen der entsprechenden EZG vorlagen, wurden diese soweit fehlend aus einem digitalen Höhenmodell abgeleitet. Hierfür wurde die freie Software GRASS GIS (Neteler et al. 2012) mit dem Modul *r.watershed* genutzt, das den *Multiple-Flow Direction Algorithmus* (MFD, Holmgren (1994)) nutzt. Die Plausibilität der berechneten EZG wurde manuell überprüft.

Der MFD-Algorithmus ist nur auf Gelände mit einer ausreichenden Reliefenergie anwendbar, um ein EZG abzuleiten. Diese Voraussetzung ist vor allem in den nördlichen Bundesländern nicht gegeben. Für diese Fälle wurde innerhalb des ersten Teilvorhabens ein PostGIS-Algorithmus entwickelt, um EZG aus dem WRRL-Einzugsgebietslayer der Bund-Länder-Informations- und Kommunikationsplattform WasserBLICK² abzuleiten.

Der Algorithmus (nachfolgend WRRL-EZG genannt) beinhaltet:

1. Verschneide Messstellen mit dem WRRL-Layer.
2. Extrahiere Gebiets- und Gewässerkennzahl (GBK und GWK) des Punktes.
3. Bestimme Länge der Gewässer- und Gebietskennzahl.
4. Fasse alle Polygone zusammen, welche a) eine (auf die gleiche Stellenzahl gekürzte) GBK kleiner als der Punkt haben und b) die Länge der GBK länger oder gleich der Länge der GBK am Punkt ist und c) die (auf die gleiche Stellenzahl gekürzte) gleiche GWK haben.

Für Teile von NRW konnte keiner der beiden Algorithmen angewendet werden, da weder genügend Reliefenergie, noch ein Einzugsgebietslayer vorlag. Allerdings wurden von NRW Einzugsgebietsgrößen und Landnutzungsdaten übermittelt, sodass auch hier für die meisten Messstellen diese Information vorlag.

² <http://www.wasserblick.net/servlet/is/1/>

Alle abgeleiteten EZG wurden als räumliche Polygone in der Projektdatenbank abgelegt. Um die Landnutzungsanteile zu bestimmen, wurden die CORINE- und ATKIS-Datensätze mit den EZG verschnitten. Für ATKIS wurden die Objektarten „4109“ (Sonderkulturen) und „4101“ (Ackerland) zusammengelegt. Ebenso wurden landwirtschaftliche Objektarten in CORINE zusammengelegt.

3.3.4 Datenbankstruktur

Für die Datenspeicherung wurde eine server-basierte Datenbanklösung (PostgreSQL 9.4 mit PostGIS 2.1.8) gewählt. Gründe hierfür waren die Menge der Daten, die räumliche Natur der Daten, die Robustheit der Datenbank sowie die Anforderungen bzgl. der Zusammenarbeit mit den Projektpartnern. Der Datenbankserver ist an der UKL mit zeitgemäßen Sicherheitsvorkehrungen angesiedelt. Zugang haben nur die Projektpartner. Auf Anfrage und bei Zustimmung der Datengeber könnte ohne großen Aufwand Lesezugriff bereitgestellt werden. Um mit der Datenbank arbeiten zu können, sind SQL-Kenntnisse erforderlich. Eine Datenbankabfrage an der UKL ist möglich.

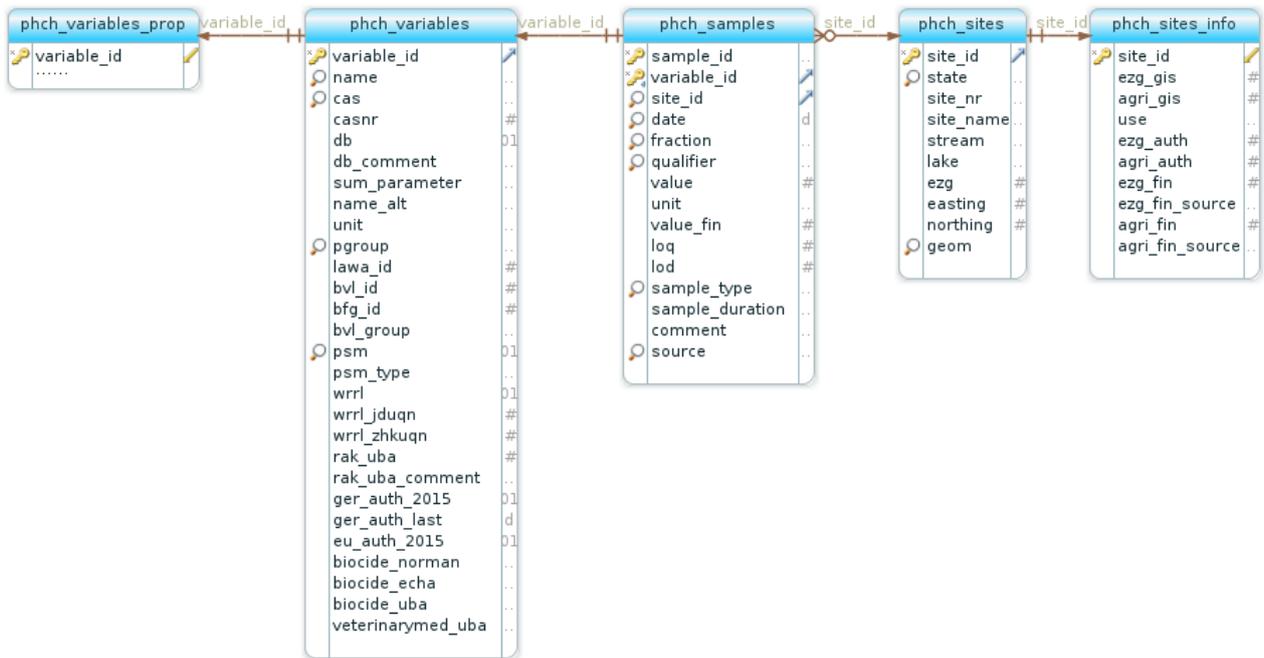
Die Datenbankstruktur folgt einem einfachen Datenmodell für raum-zeitliche Datenbanken (Pistocchi 2014). Die Datenbank ist in 3 Hauptbestandteile gegliedert (chemische, biologische und räumlichen Daten), wobei jeder dieser Bestandteile mehrere Tabellen beinhaltet.

3.3.4.1 Chemische Daten

Die chemischen Daten wurden in insgesamt fünf Tabellen (Proben, Messstellen, Wirkstoffe, Metadaten Wirkstoffe, Metadaten Messstellen) organisiert (Abbildung 8):

- ▶ *phch_samples*: Daten zur Probe. Enthaltene Variablen sind ProbenID, StoffID, MsID, Datum, Medium, Kennzeichen, Wert, Einheit, Nachweisgrenze, BG, Probenart, Probendauer (bei Mischproben), sowie ein Kommentarfeld und ein Hinweis auf die Quelle der Daten.
- ▶ *phch_sites*: Daten zu Messstellen. Darin sind die Variablen MsID, Bundesland, MsNr (wie übermittelt), MsName (wie übermittelt), Gewässername, Indikator, ob es sich um einen See handelt, sowie die Koordinaten enthalten.
- ▶ *phch_sites_info*: Weitere Daten zur Messstellen, die die EZG und die Landnutzung wie übermittelt oder abgeleitet betreffen.
- ▶ *phch_variables*: Wirkstoffdaten. Enthaltene Variablen sind StoffID, Wirkstoffname, CAS-Nummer, Einheit des Messwertes, Stoffgruppe, LAWAID, BVLID, PSM-Type, UQN, RAK, Zulassungsstatus, Datum letzter Zulassung, Indikator Biozidzulassung.
- ▶ *phch_variables_prop*: Weitere (chemische) Eigenschaften/Kennwerte zu den Wirkstoffen beinhalten InChI und InChIkey, SMILES, Löslichkeiten, Molekulargewicht, K_{OC}, LC₅₀ 48h, *Daphnia magna*.

Abbildung 8: Überblick Datenbankstruktur chemische Daten

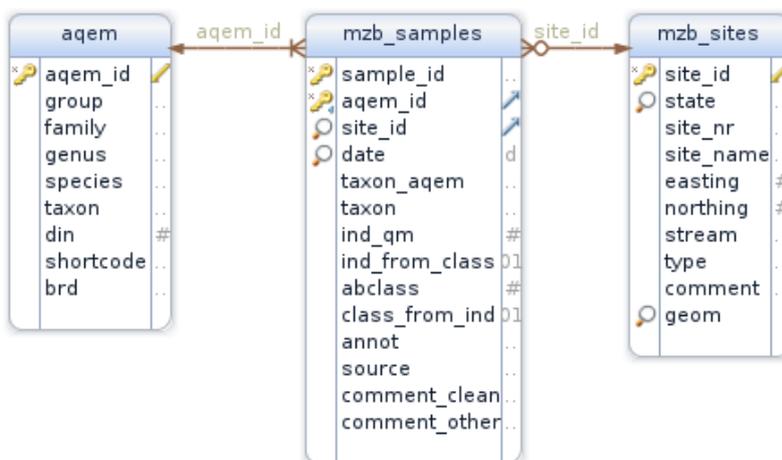


3.3.4.2 Biologische Daten (Makrozoobenthos)

Die biologischen Daten wurden in insgesamt drei Tabellen (Proben, Messstellen, Taxonomie) organisiert (Abbildung 9):

- ▶ *mzb_samples*: Daten zur Probe. Variablen darin sind ProbenID, ArtID, MsID, Datum, Taxonomie (standardisiert), Taxonomie (wie übermittelt), Individuen/m², Abundanzklasse, sowie ein Kommentarfeld und ein Hinweis auf die Quelle der Daten.
- ▶ *mzb_sites*: Daten zu Messstellen. Variablen darin sind MsID, Bundesland, MsNr (wie übermittelt), MsName (wie übermittelt), Gewässername, sowie die Koordinaten.
- ▶ *aqem*: Europäische Taxaliste (Schmidt-Kloiber et al. 2006), die als Referenz dient.

Abbildung 9: Überblick Datenbankstruktur biologische Daten



3.3.5 Übersicht Datenlage

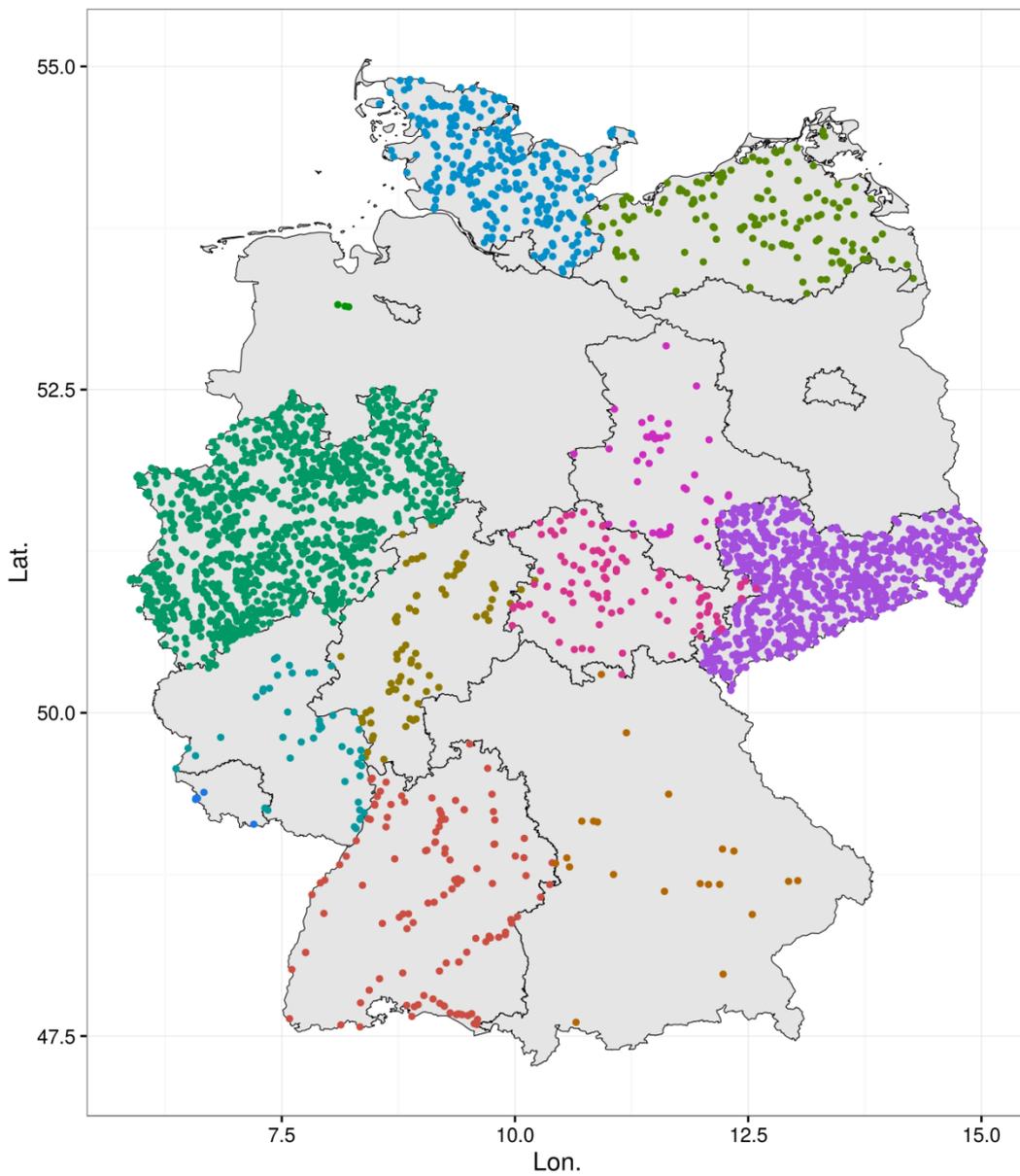
Es wurden insgesamt Daten von 46.295 PSM-Proben von 3112 Messstellen im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 zusammengestellt (Tabelle 2, Abbildung 10). Somit stellt die im Rahmen des ersten Teilvorhabens geschaffene Datenbank vermutlich den derzeit größten bundesweiten PSM-Datensatz dar. In der Datenbank befinden sich außerdem 27.392 Makrozoobenthos-Proben von 14.211 Messstellen im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 (Tabelle 3, Abbildung 11).

Tabelle 2: Übersicht der in der Datenbank enthaltenen PSM-Messungen der einzelnen Bundesländer im Betrachtungszeitraum 2005-2015

Land	Beginn	Ende	Anzahl MS	Anzahl Proben	Anzahl PSM-Stoffe*
BW	03/01/2005	02/10/2014	117	4480	127
BY	19/04/2006	18/12/2013	21	566	164
HE	15/01/2007	18/12/2014	70	2596	145
MV	08/03/2005	17/12/2014	135	1535	230
NI	24/03/2014	13/10/2014	3	17	226
NW	11/01/2005	22/01/2015	1320	10987	205
RP	05/01/2005	18/12/2013	46	2577	286
SH	26/04/2005	26/11/2014	273	1419	182
SL	03/01/2005	09/12/2013	6	420	57
SN	02/01/2005	29/12/2013	975	19545	174
ST	10/01/2005	25/03/2015	46	712	93
TH	31/01/2005	10/12/2014	100	1441	77
Insgesamt	02/01/2005	25/03/2015	3112	46295	482

* inklusive PSM-Wirkstoffvarianten (z.B. Ester), Summenparameter (meist mit Bezug zur WRRL) und Metaboliten

Abbildung 10: Übersicht PSM-Messstellen im Betrachtungszeitraum 2005–2015

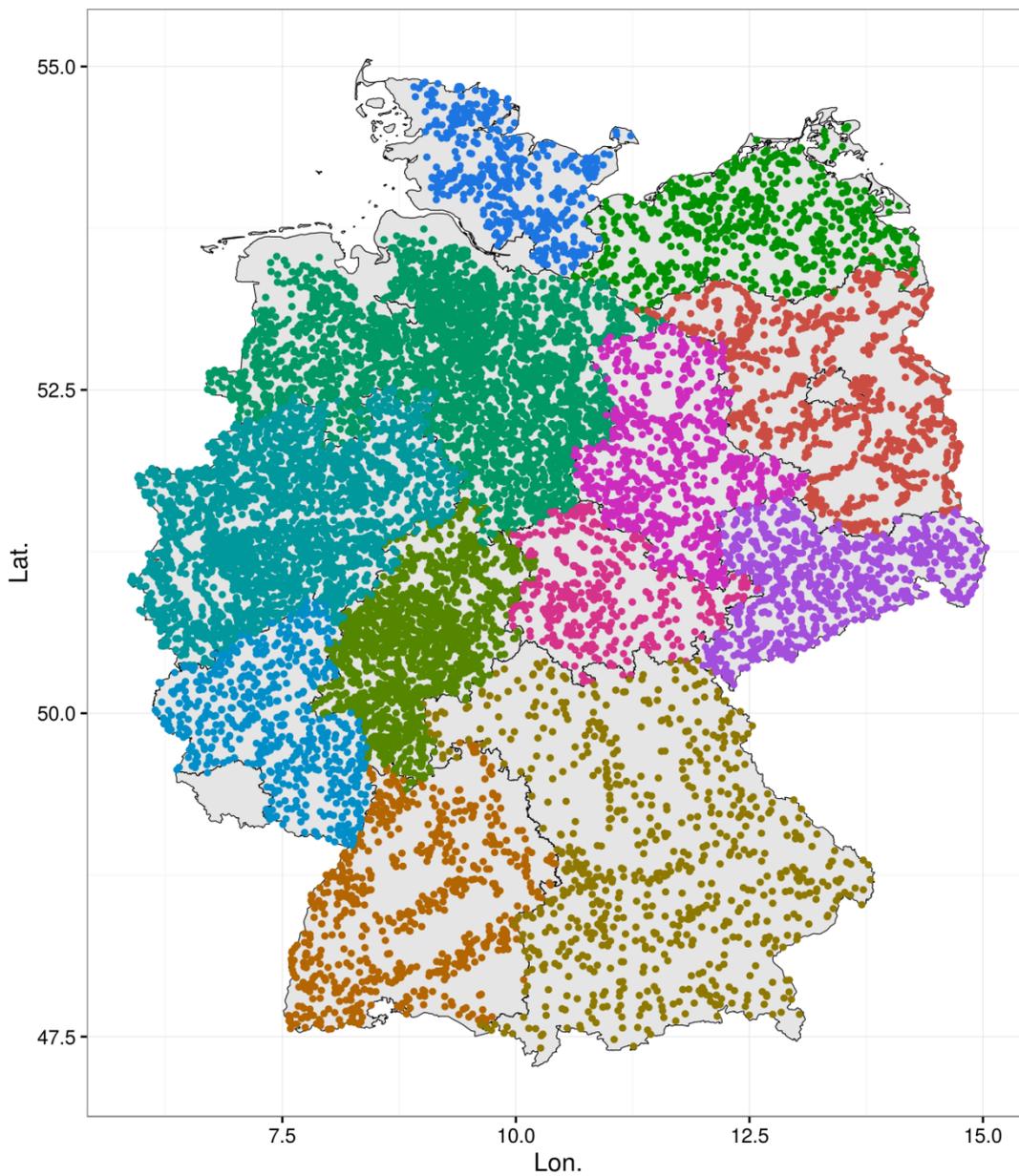


Zahl der Messstellen: $n = 3112$. Die Farbgebung kodiert die unterschiedlichen Bundesländer.

Tabelle 3: Übersicht der in der Datenbank enthaltenen biologischen Messdaten der einzelnen Bundesländer im Betrachtungszeitraum 2005–2015

Land	Beginn	Ende	Anzahl MS	Anzahl Proben	Anzahl Taxa
BB	22/03/2005	22/07/2010	877	1907	1590
BW	10/07/2006	17/05/2013	636	981	902
BY	05/04/2005	19/11/2013	728	910	906
HE	17/02/2005	03/07/2013	2048	2531	1115
MV	03/04/2005	18/09/2012	623	2873	1294
NI	11/01/2005	29/11/2013	3227	6934	1642
NW	18/01/2005	18/10/2012	2840	4911	1255
RP	30/06/2005	18/04/2013	616	805	766
SH	01/02/2005	21/06/2012	513	1498	643
SN	01/03/2005	12/11/2012	836	1299	899
ST	30/03/2005	08/10/2013	865	2106	1146
TH	24/05/2005	26/07/2013	402	637	633
Insgesamt	11/01/2005	29/11/2013	14211	27392	2824

Abbildung 11: Übersicht Biologie-Messstellen im Betrachtungszeitraum 2005–2015



Zahl der Messstellen: $n = 14211$. Die Farbgebung kodiert die unterschiedlichen Bundesländer.

3.4 Recherche der Monitoringkonzepte- und strategien der Bundesländer

Länderberichte und andere Quellen zum PSM-Monitoring in den Bundesländern wurden gesichtet, um zu erfassen, inwieweit in den Ländern Konzepte zum PSM-Monitoring bereits entwickelt und umgesetzt werden. Im Speziellen wurde geprüft, inwieweit Informationen zur Messstellencharakterisierung/-auswahl (z.B. EZG-Größe, landwirtschaftliche Nutzung, räumliche Repräsentativität), zur Messfrequenz, zu untersuchten Wirkstoffspektren und zu auffälligen Wirkstoffen ($>UQN$, $>1 \mu\text{g/L}$) in den Quellen genannt werden. Diese Recherche diente insbesondere der Prüfung, inwieweit Kleingewässer in der Agrarlandschaft bereits Berücksichtigung im Monitoring der Länder finden und inwieweit bestimmte Vorgehensweisen, neben der Auswertung der Länderdaten in der Projektdatenbank, zur Ableitung der Eckpunkte für das zukünftige repräsentative Monitoring herangezogen werden können (s. Kap. 7).

In Tabelle 4 und Tabelle 5 befindet sich eine Übersicht zu einigen der oben genannten Punkte für eine Auswahl von Quellen, die konkretere Angaben hierzu enthalten. Das heißt jedoch nicht, dass andere Quellen zu keinem der Punkte Angaben gemacht haben oder dass die entsprechenden Informationen grundsätzlich nicht in den Ländern vorliegen. Viele Angaben zu den Messstellen wie z.B. EZG-Größen und andere Gewässercharakteristika oder landwirtschaftliche Nutzung liegen sicherlich in den ländereigenen Datenbanken vor und wurden auch zum Teil von einigen Ländern im Rahmen des ersten Teilvorhabens übermittelt (s. Kap. 3.2). Ein Überblick zu weiteren gesichteten und im Folgenden berücksichtigten Quellen, v.a. im Hinblick auf auffällige Wirkstoffe und Konzeptvorschläge für ein PSM-Monitoring, ist in Tabelle 6 dargestellt.

Insgesamt zeigten die in Tabelle 4, Tabelle 5 und Tabelle 6 aufgeführten Quellen, dass viele PSM-Monitoringkonzepte sich auf Kriterien und Wirkstoffspektren beziehen, die im Zuge der Umsetzung der WRRL entstanden sind. Darüber hinaus gibt es aber auch PSM-Sondermessprogramme, in deren Rahmen entweder Messungen mit einem erweiterten Stoffspektrum an Überblicks- und operativen Messstellen nach WRRL durchgeführt werden oder in denen zusätzliche Messstellen, z.B. in intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten, beprobt wurden.

Tabelle 4: Metatabelle PSM-Messungen in Bundesländern (Teil 1)

Land	Quelle	Datenzeitraum	Anzahl untersuchter Wirkstoffe	Anzahl MS ¹ (nur SP)	Messfrequenz bei SP
BB	LUGV (2011)	2005-2009		>1700	4 – 12 x jährlich
BW	LUBW (2007)	2004-2006			13 x je Jahr
BY	LfU (2007a)	2006	100-150	26	monatlich bzw. 14-tägig Apr.-Nov.
HE	HLUG (2013c, 2013d)	2004-2005	94	122	4x Frühjahr, 2x Herbst (in AZ)
HE	HLUG (2013c, 2013d)	2007-2009, 2010-2012	74 bzw. 108		monatlich, 14-tägig März-Mai u. Okt./Nov.; teilweise nur 8x Frühjahr
HE	HLUG (2014)	2013	127		monatlich, 14-tägig März-Mai u. Okt./Nov.
MV	Bachor et al. (2014)	2007-2013	246	165	
MV	LUNG (2008b)	2003-2006	152	226	meist monatlich
MV	LUNG (2008a)	2008	146	60	Apr.-Juni monatlich
NI	NLWKN (2007)	2005, 2006	19	49	Einzelmessungen, 9 MS monatlich
NI	NLWKN (2013b)	2007-2011	77	131	monatlich (A7); 1x je Quartal (A5)
NI	NLWKN (2013a)	2011	24	10	monatlich März-Okt.
NI	NLWKN (2014a)	2013	226	4	monatlich Feb.-Sept.
RP	LUWG (2009)	2006-2008	60	15	monatlich, 14-tägig Apr.-Okt.
RP	LUWG (2011)	2008, 2009	156	21	monatlich, 14-tägig Apr.-Okt.
RP	LUWG (2012)	2010, 2011	183	8	monatlich, 14-tägig Apr.-Okt.
ST	LHW (2006)	2006	10	6	3-5x (während Mai, Juni, Sep., Okt.)
ST	LHW (2014)	2007-2011	35-64	26-59	6-12 x je Jahr
TH	TLUG (2008)	2004-2007	179		monatlich (A7); 1x je Quartal (A5)

¹=nicht immer wird jede MS jedes Jahr beprobt. Abkürzungen: MS=Messstellen; SP=Stichprobenahme; AZ=Anwendungszeit von PSM; A5 bzw. A7=PSM der Anlage 5 bzw. Anlage 7 der (OGewV 2011)

Tabelle 5: Metatabelle PSM-Messungen in Bundesländern (Teil 2)

Land	Quelle	Anzahl MS ¹ (nur MP)	Messfrequenz bei MP	MS mit EZG <100 km ²	MS mit LN >40% ² im EZG	Qualitative Angaben zur Art der LN an den MS
BB	LUGV (2011)					Nein
BW	LUBW (2007)					Nein
BY	LfU (2007a)					Nein
HE	HLUG (2013c, 2013d)					Nein
HE	HLUG (2013c, 2013d)					Nein
HE	HLUG (2014)					Nein
MV	Bachor et al. (2014)					Nein
MV	LUNG (2008b)					Ja
MV	LUNG (2008a)			39		Ja
NI	NLWKN (2007)					Nein
NI	NLWKN (2013b)					Nein
NI	NLWKN (2013a)					Ja
NI	NLWKN (2014a)					Ja
RP	LUWG (2009)	3	14-tägig	2	8	Ja
RP	LUWG (2011)	3	14-tägig	9	21	Ja
RP	LUWG (2012)	1	14-tägig	3	9	Ja
ST	LHW (2006)			5	6	Ja
ST	LHW (2014)					Ja
TH	TLUG (2008)					Nein

¹ = nicht immer wird jede MS jedes Jahr beprobt. ² = Kriterium >40% wurde gewählt in Anlehnung an LUWG (2009). Abkürzungen: MS=Messstellen; MP=Mischprobenahme; LN=Landwirtschaftliche Nutzung

Tabelle 6: Weitere gesichtete Quellen zu PSM-Messungen in Bundesländern

Land	Quellen
BB	MLUV und LU (2005); BUND (2013)
BW	Nagel (2011)
BY	LfU (2006, 2007b, 2009, 2012, 2015); Bayerischer Landtag (2012)
HE	HLUG (2013b, 2013a)
MV	LUNG (2012, 2014b, 2014a); LU und LUNG (2010)
NI	NLWKN (2012, 2014b); Steffen (2011)
NW	LANUV (2014, 2015)
RP	LUWG und MULEWF (2011); LUWG (2006)
SH	LLUR und MLUR (2009), MELUR (2012)
SN	Büttner (2013); LfULG (2014)

3.4.1 Messstellenauswahl und -charakterisierung

In vielen Berichten werden PSM-Messungen an Überblicks- und operativen Messstellen der WRRL beschrieben. Daher wird oft keine darüber hinausgehende Begründung für die Auswahl dieser Messstellen gegeben, v.a. wenn die Messungen ausschließlich im Kontext der WRRL stattfinden.

Die Messstellenauswahl für spezielle PSM-Untersuchungen ist oft eher qualitativ in den Berichten beschrieben, z.B. heißt es „Sämtliche Messstellen decken landwirtschaftlich relativ intensiv genutzte Einzugsgebiete ab (NLWKN 2013a)“ oder „[Messstellen wurden in] besonders intensiv oder überwiegend landwirtschaftlich genutzten Regionen ausgewählt (LHW 2014)“. Zudem gibt es Kriterienlisten zur Messstellenauswahl, wie z.B. vom LHW (2006): „Die Messstellen für PSM-Ermittlungsuntersuchungen des Jahres 2006 wurden nach folgenden Gesichtspunkten ausgewählt:

- ▶ besonders intensiv landwirtschaftlich genutzte Regionen,
- ▶ Messstellen mit auffälligen Werten in den vergangenen Jahren bzw. zur Erstellung kontinuierlicher Messreihen,
- ▶ Anbau von Sonderkulturen (Obst, Wein, Tabak, Hopfen),
- ▶ Regionen, von denen Fruchtfolgen und Einsatztermine der PSM bekannt sind,
- ▶ sowie [Regionen] anderer Topographie und Landnutzung.“

Nur wenige Berichte machen quantitative Angaben bezüglich der Landnutzung, z.B. gibt das LUWG (2009) an, dass von den 18 untersuchten Messstellen acht eine landwirtschaftliche Flächennutzung im EZG von >40% und fünf weitere einen Agrarflächenanteil zwischen 30 und 40% aufwiesen. Die fünf restlichen Messstellen waren Vergleichsmessstellen in Gebieten mit geringerem Nutzungsdruck. Im Rahmen des ersten Teilvorhabens wurde jedoch versucht, für alle Messstellen Angaben zur Landnutzung in die Projektdatenbank aufzunehmen (s. Kap. 3.3.3).

Die Beantwortung der hinsichtlich des ersten Teilvorhabens wichtigen Frage nach der Berücksichtigung von Messstellen an Kleingewässern mit EZG <10 km² wird dadurch erschwert, dass ähnlich wie für die Landnutzung selten quantitative Angaben zu den EZG in den Berichten gemacht werden. Durch Auswertung der Messstellendaten in der Projektdatenbank sowie durch die eigene Generierung von EZG-Größen für Messstellen, für die keine Angaben von den Ländern vorlagen (s. Kap. 3.3.3), konnte diese Fragestellung aber im ersten Teilvorhaben geprüft werden. Allgemein wurde jedoch bereits aus den Berichten ersichtlich, dass fast ausschließlich Messstellen mit EZG >10 km², überwiegend sogar deutlich größer als > 10 km², untersucht wurden, was sicherlich u.a. am hohen

Anteil der WRRL-Messstellen liegt. Wird in den Berichten von „kleinen Fließgewässern“ gesprochen, sind meist Gewässer mit einem EZG zwischen 10 und 100 km² gemeint. Teilweise werden aber auch Gewässer mit einem EZG >300 km² noch als kleine Fließgewässer angesehen (z.B. LfU (2015)). Dass die PSM-Belastung dieser kleinen Fließgewässer nicht unerheblich sein kann, zeigen z.B. die Befunde aus Mecklenburg-Vorpommern, wo UQN-Überschreitungen für PSM-Wirkstoffe in den Jahren 2007-2013 fast ausnahmslos in kleinen Bächen und Gräben (sog. landwirtschaftliche Vorfluter) mit EZG <100 km² auftraten (Bachor et al. 2014).

3.4.2 Messfrequenzen

Die überwiegende Zahl an Messungen findet als Stichprobenmessung einmal im Monat, jedoch nicht immer ganzjährig statt. Finden die Messungen im Kontext der WRRL statt, werden meist PSM-Wirkstoffe der Anlage 5 der OGewV (2011) viermal im Jahr und PSM-Wirkstoffe der Anlage 7 der OGewV (2011) 12 bis 13 mal im Jahr gemessen. Außerdem werden häufig zeitlich verdichtete Messungen (meist 14-tägig) für PSM-Wirkstoffe in der PSM-Anwendungszeit im Frühjahr und Herbst durchgeführt.

Eine Erhöhung der Messfrequenz würde den Personal- und Kostenaufwand der Probennahme sowie der anschließenden Analytik erhöhen. Jedoch wird in einem Bericht des LUWG (2011) folgendes angemerkt: „In Anbetracht der Tatsache, dass die Art und Zahl der Probenahme nur mit einer Wahrscheinlichkeit von weniger als 20 % das Maximum abbilden, und auch die Mittelwertbildung [für den Abgleich mit den UQN für Wirkstoffe der Anlage 5 OGewV (2011)] aus dem gleichen Grund mit hoher Unsicherheit belegt ist, sehen wir nur die ‚Spitze des Eisbergs‘“. Diese Aussage und die Notwendigkeit von verdichteten Messungen während der PSM-Anwendungszeit wird z.B. durch Beobachtungen des LUBW (2007) gestützt, bei denen das Auftreten von Maximalgehalten einiger Wirkstoffe mit dem landwirtschaftlichen Anwendungszeitraum korrespondierte.

Auch ereignisbezogene Messungen, z.B. nach Starkniederschlagsereignissen, könnten möglicherweise die tatsächlich in Gewässern auftretenden Maxima besser abbilden. In einem Fundaufklärungsprogramm für Isoproturon in Baden-Württemberg konnte anhand einer Konzentrationsspitze nach einem größeren Regenereignis der kausale Zusammenhang zwischen der Verwendung von Isoproturon in der Landwirtschaft des Untersuchungsgebiets und dem Austrag nach Regenereignissen bestätigt werden (Nagel 2011). In einem Messprogramm des LHW (2014) wurde versucht, die Probenahme wenn möglich nach einem Starkniederschlagsereignis durchzuführen. Dafür wurde der Untersuchungszeitraum auf die Haupteinsatzzeit für PSM im Mai/Juni und September/Okttober beschränkt. Auch im Land Bayern erfolgen ereignisbezogene PSM-Untersuchungen zusätzlich zu den ca. 16 Untersuchungen pro Messstelle und Jahr in den verschiedenen Messprogrammen (Bayerischer Landtag 2012).

Eine kontinuierliche Probennahme zur Gewinnung von Mischproben findet überwiegend an größeren Messstationen statt. Automatische Probenehmer können nur schlecht an nicht überwachten Messstellen betrieben werden. Jedoch gibt es Beispiele, dass auch bei Untersuchungen in kleineren Fließgewässern Mischproben einen Mehrwert haben können. So dienten Tagesmischproben in einem Fundaufklärungsprogramm für Isoproturon dazu, dass verschiedene Einzugsgebiete, in denen bestimmte Eintragspfade vorherrschten, integriert betrachten werden konnten (Nagel 2011).

3.4.3 Untersuchte und auffällige Wirkstoffe

Das in den verschiedenen Berichten beschriebene Wirkungsspektrum variiert erheblich. Abgesehen von Fundaufklärungsprogrammen für z.T. einzelne Wirkstoffe reicht es von einzelnen Stoffgruppen (z.B. Neonicotinoide, LANUV (2015)) bis hin zur Untersuchung fast aller in Deutschland zugelassenen Wirkstoffe (NLWKN 2014a). Grundsätzlich wurden meist die ca. 80 PSM-Wirkstoffe, für die UQN in der OGewV (2011) festgelegt wurden, berücksichtigt (nur ca. 20% dieser Wirkstoffe in PSM in

Deutschland im 1. Quartal 2015 zugelassen; siehe auch Kap. 4.2.3.2). Seit Einführung der WRRL orientieren sich beispielsweise in Niedersachsen die Schadstoffuntersuchungen primär an den gemäß dieser EU-Richtlinie relevanten Stofflisten (NLWKN 2013b). Das untersuchte Wirkstoffspektrum in den Ländern umfasst aber häufig weitaus mehr als diese ca. 80 Stoffe und beinhaltet vermehrt auch Metaboliten (z.B. LUNG (2008a), HLUG (2014)). Jedoch wird der Wunsch von Ländern geäußert, dass sich die jährlichen Messprogramme an den in ihrem Land tatsächlich eingesetzten Wirkstoffen orientieren sollten (z.B. LU und LUNG (2010)).

In Tabelle 7 werden die PSM-Wirkstoffe aufgelistet, für die von mindestens zwei Bundesländern UQN-Überschreitungen im Messzeitraum 2005-2015 in den gesichteten Berichten angegeben wurden. Desweiteren wurden laut der Berichte folgende Wirkstoffe, für die es keine UQN gibt, von mindestens zwei Bundesländern in hohen Konzentrationen von >1 µg/L gefunden: Ethofumesat, Metamitron, Boscalid, Carbendazim, Dimethenamid, Spiroxamin und Tebuconazol. Diese Berichtsauswertung stellt nur einen ersten Überblick dar und berücksichtigt zum Teil auch Einzelfunde. Eine genauere Differenzierung (auch nach Messjahren, Häufigkeit der Positivbefunde, usw.) wurde im Rahmen des ersten Teilvorhabens anhand der Projektdatenbank vorgenommen.

Tabelle 7: PSM-Wirkstoffe, für die von mindestens zwei verschiedenen Bundesländern UQN-Überschreitungen in den Messprogrammen der Jahre 2005-2015 berichtet wurden

UQN (Anlage 7 OGWV (2011); EU (2013))	UQN (Anlage 5 OGWV (2011))
Isoproturon	MCPA
Diuron	Bentazon
Σ HCH	Mecoprop
Terbutryn	Metolachlor
Chlorpyrifos-ethyl	Dichlorprop
Hexachlorbenzol	Chloridazon
	Diflufenican
	2,4-D
	Dimethoat
	Metazachlor
	Terbuthylazin
	Epoxiconazol
	Metribuzin
	Parathion-ethyl
	Parathion-methyl
	Propiconazol

Die Wirkstoffe sind nach Häufigkeit der berichteten UQN-Überschreitungen in absteigender Reihenfolge gelistet.

3.5 Recherche von Informationen zum PSM-Monitoring Dritter

3.5.1 Stevertalsperre (NRW)

Eine Kooperation der Landwirtschaft und der Wasserwirtschaft überwacht das Einzugsgebiet der im westfälischen Münsterland gelegenen Stevertalsperre (Trinkwassertalsperre) durch eine Kombination aus Misch- und Stichproben (z.B. Steverkooperation 2013, 2014). Die Mischproben ermöglichen die kontinuierliche Überwachung der wichtigsten Untereinzugsgebiete, ohne dass das gleiche umfangreiche PSM-Wirkstoffspektrum regelmäßig an jedem Einzelgewässer gemessen werden muss. Die Einzelgewässer in den jeweiligen Untereinzugsgebieten werden durch monatliche Stichproben untersucht. Darüber hinaus können in bestimmten Untereinzugsgebieten verdichtete Probenahmen stattfinden (z.B. Unter-EZG der Funne). Die Mischproben sind Wochen-Mischproben mit zwei-stündlichen Unterprobenahmen.

Das gemessene Wirkstoffspektrum orientiert sich grundsätzlich an den Angaben der Kooperation bzw. der Landwirtschaftskammer über die Stoffe, die für das EZG der Stevertalsperre relevant sind (im Stevergebiet eingesetzte Wirkstoffe, spezifische Aufwandmengen, physikalisch-chemische Eigenschaften und bisherige Befunde). Der genaue Umfang des Stoffspektrums variiert jedoch nach Probenahmeart und teilweise auch nach Jahreszeit, und wird regelmäßig geprüft sowie aktualisiert. An allen Messstellen wird ein Basisprogramm ganzjährig gemessen. Bis 2012 wurden in Abhängigkeit von den Ausbringungszeiten der Wirkstoffe an den Mischprobe-Messstellen zusätzlich Messprogramme mit polaren Herbiziden (zwei Messstellen ganzjährig, sonst Januar bis März und Juli bis Dezember monatlich, sowie Mai bis Juni wöchentlich) und Sulfonylharnstoffen (April bis Juni wöchentlich) durchgeführt. Seit dem Jahr 2013 werden an den Messstellen mit Mischproben ganzjährig alle drei Messprogramme untersucht, um für alle Stoffe eine kontinuierliche Datenlage innerhalb eines Jahres zu erhalten.

3.5.2 Schweiz

Berichte des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) und der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) über Mikroverunreinigungen liefern Informationen zu Pflanzenschutzmittelrückständen in Schweizer Fließgewässern und berücksichtigen dabei auch kleinere Fließgewässer mit einer EZG-Größe <100 km² (Braun et al. 2015, Wittmer et al. 2014a). Kleine Fließgewässer mit Flussordnungszahl 1 und 2 machen 75% des Schweizer Fließgewässernetzes aus (Braun et al. 2015). Während bzw. nach Niederschlagsereignissen treten Spitzenkonzentrationen auf, die in kleinen Fließgewässern um ein vielfaches höher als in großen Fließgewässern sind (Braun et al. 2015). Jedoch werden solche Spitzenkonzentrationen in Routineuntersuchungen in der Schweiz kaum erfasst, folglich wird die Belastung unterschätzt (Wittmer et al. 2014b). Auch die Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf das Makrozoobenthos wurde in der Schweiz untersucht, da hohe Einträge in kleine Fließgewässer von Insektiziden, die häufig besonders toxisch für Invertebraten sind, auftreten können. Braun et al. (2015) berichten, dass beispielsweise im Kanton Zürich 43% von 155 Probenahmestellen mäßige bis sehr starke Effekte durch Pestizide auf das Makrozoobenthos aufwiesen. Zudem zeigten Auswertungen aller schweizweiten Untersuchungen, dass mit größerem Anteil Ackerland im EZG des Gewässers die Wahrscheinlichkeit für einen schlechten Zustand der makrobenthischen Lebensgemeinschaft steigt. Die Schweiz beabsichtigt daher, analog zu den NAP der EU-Staaten einen eigenen Aktionsplan zur Risikoverminderung bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln aufzustellen. Dieser Aktionsplan soll bis Ende 2016 vorliegen (Braun et al. 2015).

3.5.2.1 Wirkstoffspektrum

In einer Schweizer Studie wurde eine Methode vorgestellt, die es erlaubt, ein Screening mit niedrigen Bestimmungsgrenzen für 249 polare PSM- und Biozidwirkstoffe (für Stoffe mit einem log K_{ow} < 5 und

einer Halbwertszeit in Wasser >1 d) sowie für 134 Metaboliten durchzuführen (Moschet et al. 2014b). In Schweizer Gewässern mit EZG-Größen zwischen 38 und 105 km² wurden Zwei-Wochen-Mischproben (stündliche Probennahme) von März bis Juli genommen. Über 100 Wirkstoffe und 40 Metaboliten konnten insgesamt nachgewiesen werden. Pro untersuchter Zwei-Wochen-Mischprobe wurden zwischen 30 und 50 Wirkstoffe detektiert.

Zudem wurde von Moschet et al. (2014b) eine Risikobewertung aller untersuchten Wirkstoffe vorgenommen und mit einer Risikobewertung verglichen, bei der nur die 30-40 am häufigsten in der Schweiz in Monitoringprogrammen gemessenen Wirkstoffe berücksichtigt wurden. Die Studie kommt zu dem Schluss, dass die Zahl der nachgewiesenen Stoffe und die Mischungstoxizität im Mittel um den Faktor 2 unterschätzt wird, wenn man sich grundsätzlich auf die 30-40 vorausgewählten Wirkstoffe in einem Monitoring beschränkt. Jedoch muss diese Vorauswahl nicht immer unzureichend für die Bewertung der Wasserqualität sein.

Im oben bereits erwähnten Bericht von Wittmer et al. (2014a) wird zudem ein mehrstufiges Auswahlverfahren für Wirkstoffe aus diffusen Quellen vorgestellt.

3.5.2.2 Probenahmestrategie

Nach Wittmer et al. (2014a) ist die geeignete Probenahmestrategie maßgeblich von der zu Grunde liegenden Fragestellung abhängig. Folgende Fragestellungen werden genannt:

- ▶ Erfassung und Beurteilung von effektrelevanter Belastung durch diffuse Einträge,
- ▶ vertieftes Systemverständnis/Quellenidentifikation,
- ▶ Erfassung von Frachten aus diffusen Einträgen,
- ▶ Identifizierung potentiell belasteter Fließgewässer,
- ▶ Erfassung und Beurteilung effektrelevanter Belastung durch ARA³

Als mögliche Probenahmestrategien werden genannt:

- ▶ 4-12 monatliche Stichproben/Tagesmischproben,
- ▶ zeitproportionale Zwei-Wochen-Mischproben,
- ▶ pegelproportionale/abflussproportionale Mischproben,
- ▶ zeitlich hoch aufgelöste Ereignisproben.

Zeitlich hoch aufgelöste Ereignisproben werden für alle Fragestellungen als geeignet angesehen, sind aber mit einem hohen Aufwand verbunden. Hingegen sind 4-12 monatliche Stichproben mit einem geringeren Aufwand verbunden, werden aber v.a. für die Beantwortung der ersten drei Fragen als nicht optimale Probenahmestrategie angesehen. Hinsichtlich des Vergleichs von gemessenen Konzentrationen mit chronischen Qualitätskriterien favorisieren Wittmer et al. (2014a) zeitproportionale Zwei-Wochen-Mischproben. Da eine Zwei-Wochen-Mischprobe etwa der Zeitdauer eines Tests zur Herleitung chronischer Qualitätskriterien entspricht, wird vorgeschlagen, die Konzentration eines Wirkstoffs der Mischprobe direkt mit dem jeweiligen chronischen Qualitätskriterium zu vergleichen. Die Ziele des Deutschen NAP-Indikators [4] (s. Kap. 2.2.1) sind ebenfalls auf die Einhaltung von Qualitätskriterien ausgerichtet, jedoch wäre die Prüfung der Einhaltung von RAK-Werten mit dieser Methode eher nicht möglich. Der Schweizer Bericht weist selbst darauf hin, dass es nur beschränkt möglich ist, akute Effekte mit Mischproben zu erfassen. Akute Effekte durch hohe Maximalkonzentrationen tragen jedoch maßgeblich zur Prägung von aquatischen Lebensgemeinschaften durch Pflanzenschutzmittelwirkstoffe bei (s. Kap. 4.2.3.3).

³ Abwasserreinigungsanlagen

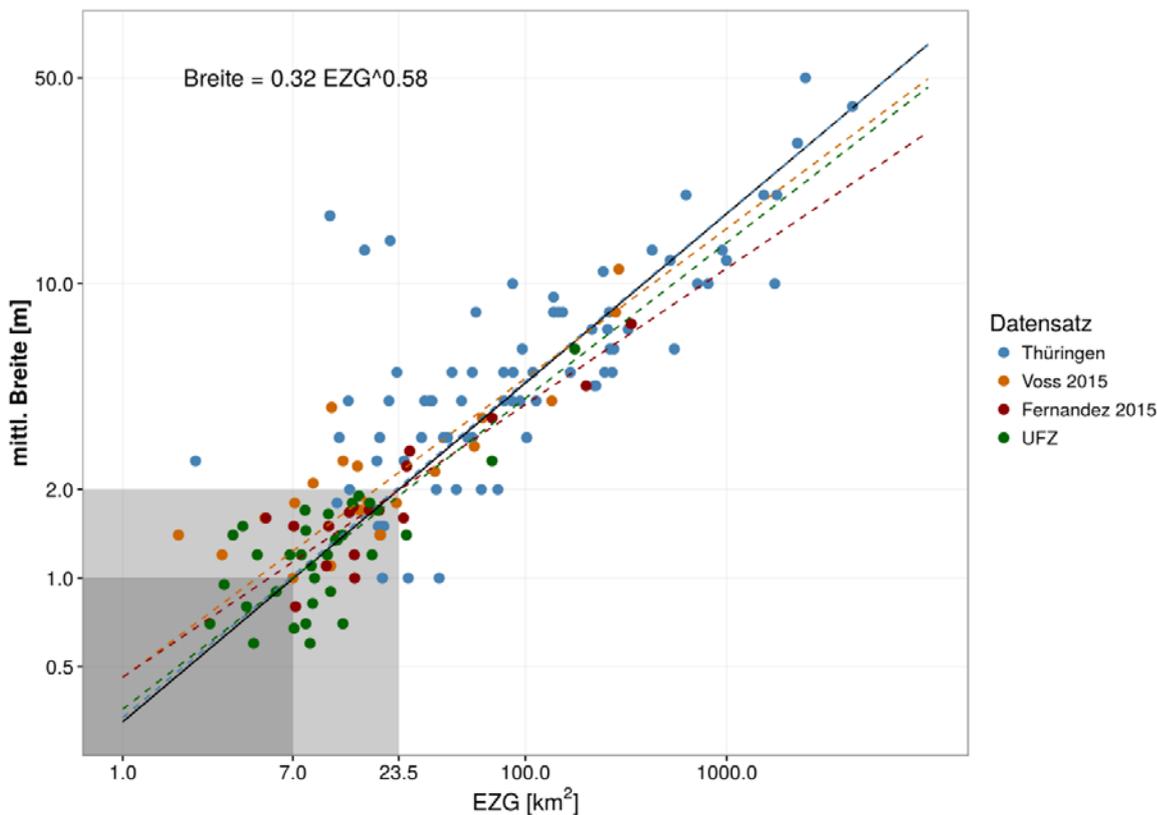
Hinsichtlich der Zeitpunkte für die Probenahmen im Jahresverlauf ist die Berücksichtigung der verschiedenen Anwendungszeiten der Wirkstoffe wichtig. Basierend auf den favorisierten Zwei-Wochen-Mischproben schlagen Wittmer et al. (2014a) eine kontinuierliche Beprobung von März bis November vor. Diese erfasst die wesentlichen Anwendungszeiten der meisten Wirkstoffe und führt zu einer Probenzahl von 18 Proben je Messstelle und Jahr.

4 Eignungsprüfung der vorliegenden Daten für eine bundesweite Beschreibung der Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaft mit PSM-Rückständen

4.1 Spezifizierung des Begriffes „Kleingewässer in der Agrarlandschaft“

Der Begriff des „Kleingewässers in der Agrarlandschaft“ beinhaltet zwei Komponenten: 1. die Gewässergröße und 2. die landwirtschaftliche Nutzung im Gewässerumfeld. Die Gewässergröße an einer Messstelle kann anhand verschiedener Merkmale charakterisiert werden, z. B. anhand von Gewässerbreite, -tiefe oder -volumen, der Flussordnungszahl oder des Gesamteinzugsgebiets oberhalb der Messstelle, letztere natürlich vor allem bei Fließgewässern. Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf Fließgewässer. Die für Standgewässer geltenden Besonderheiten werden im Anschluss diskutiert. Es ist anzumerken, dass die Größe eines Gewässers im Freiland eine kontinuierliche Variable ist, d. h. es lassen sich nicht direkt natürliche Klassengrenzen ableiten, die als Abgrenzung für Kleingewässer dienen könnten. Jede Grenzfestlegung für Kleingewässer ist insofern eine willkürliche Setzung. Im Kontext der WRRL wird das Gesamteinzugsgebiet zur Bestimmung der Gewässergröße herangezogen und Gewässer mit einem EZG 10-100 km² als kleine Fließgewässer betrachtet. Ziel des ersten Teilvorhabens war es, die Gewässergröße empirisch unter Berücksichtigung der Belastungssituation abzuleiten. Die oben genannten Merkmale zur Charakterisierung der Gewässergröße lassen sich mit unterschiedlichem Aufwand bestimmen. So ist die Bestimmung der mittleren Gewässerbreite und -tiefe oder –des Volumens nur im Freiland möglich und zeitabhängig aufgrund des schwankenden Abflusses. Für die abgefragten Datensätze lagen nur für Thüringen Informationen zur Gewässerbreite vor, d. h. eine Auswertung des Gesamtdatensatzes anhand von Gewässerbreite, -tiefe oder -volumen war nicht möglich. Zur Ableitung von Flussordnungszahlen (z. B. Flussordnung nach Strahler (1957)) wird ein durchgängiges und routenfähiges Fließgewässernetz benötigt. Da dieses nicht als einheitliches Netz für das gesamte Bundesgebiet vorlag, war eine entsprechende bundesweite Auswertung nicht möglich. Für die Auswertung der Messdaten wurde daher in diesem ersten Teilvorhaben analog zur WRRL die EZG-Größe einer Messstelle als Maß für die Gewässergröße gewählt. Allerdings korrelieren die verschiedenen Merkmale ohnehin sehr stark miteinander, zum Beispiel die Gewässerbreite und die EZG-Größe (Abbildung 12). Somit kann der EZG-Größe einer Messstelle eine mittlere Gewässerbreite zugeordnet werden. Zum Beispiel entspricht einer Messstelle mit einem EZG von 25 km² im Mittel einem Bach oder Fluss mit einer Breite von 2 Metern (Abbildung 12). Diese Zusammenhänge schwanken von Region zu Region, allerdings wurden nur geringe Unterschiede für die Datensätze aus Thüringen sowie für die eigenen Daten aus Rheinland-Pfalz und Sachsen-Anhalt gefunden.

Abbildung 12: Zusammenhang zwischen EZG-Größe und mittlerer Gewässerbreite für verschiedene Datensätze



Jeder Punkt der Grafik stellt eine Messstelle dar. Verwendete Datensätze: vom Land Thüringen bereitgestellter Datensatz, mehrere am UFZ vorliegende Datensätze sowie Daten aus Voß et al. (2015) und Fernández et al. (2015). Es wurde für jeden Datensatz (farbige gestrichelte Linie) sowie für den Gesamtdatensatz (schwarze Linie) eine Potenzfunktion angepasst.

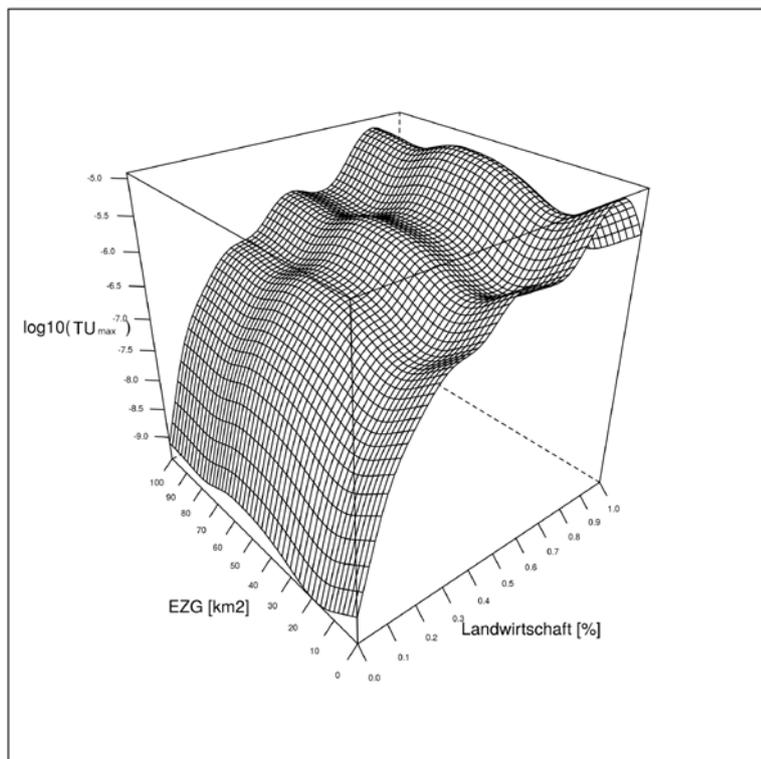
Auch die Definition, was ein Gewässer in der Agrarlandschaft darstellt, bedarf letztendlich einer Setzung. Potenzielle Merkmale zur Bestimmung eines Gewässers in der Agrarlandschaft sind die Distanz zur landwirtschaftlichen Fläche, der Anteil der landwirtschaftlichen Landnutzung in einem definierten Puffer oberhalb der Messstelle (z.B. 100 m breit und 5 km lang) oder im EZG (vgl. Feld (2013)). Aufgrund fehlender Information war die Verwendung der Distanz zum Gewässer nicht möglich. Bezüglich der Verwendung des Anteils der landwirtschaftlichen Landnutzung im Pufferstreifen oder im EZG ergab eine Auswertung von Feld (2013), dass ökologische Indizes ähnlich hoch oder höher mit der Landnutzung im EZG korrelierten als dies für die Landnutzung im Pufferstreifen der Fall war. Im ersten Teilvorhaben wurde deshalb die Landnutzung im EZG berechnet und in die Analyse einbezogen.

Ziel der vorgenommenen Analyse war es, für den Anteil landwirtschaftlicher Nutzung im EZG anhand der Belastungssituation festzustellen, ob es mögliche Wendepunkte gibt, die sich für eine Abgrenzung von Landnutzungsklassen eignen. Auch wurde untersucht, ob es einen Wendepunkt gibt, ab dem die Belastungssituation mit der Größe des EZG abnimmt. Hierfür wurden flexible Generalisierte Additive Modelle (Rigby und Stasinopoulos 2001, Wood et al. 2015) verwendet und Endpunkte wie die Anzahl der RAK-Überschreitungen je Messstellen in den Aufwandsmonaten oder die $\log TU_{\max}$ betrachtet. Es wurden nur Proben aus den Monaten Mai bis Juli ausgewertet, da in denen die meisten PSM-Anwendungen stattfinden und daher mit der größten Belastung zu rechnen ist. Ferner wurde

beachtet, dass ein Teil der Daten zensiert ist (Werte $< BG$, Hansen et al. (2015)) und eine links-zensierte Regression (Helsel 2012) für den Endpunkt $\log TU_{\max}$ oder ein zero-inflated binomiales Modell (Ospina und Ferrari 2010) für den Anteil an RAK-Überschreitungen angepasst.

Für beide Endpunkte (RAK-Überschreitungen, $\log TU_{\max}$) zeigen sich ähnliche Trends in Bezug auf den Anteil landwirtschaftlicher Fläche im EZG. Die Belastung steigt mit zunehmendem Anteil an landwirtschaftlicher Nutzung und erreicht ein Plateau ab ca. 25 % Landwirtschaft im EZG (Abbildung 13 und Abbildung 14), d.h. 25 % stellt einen Wendepunkt dar.

Abbildung 13: Vorhersage des Zusammenhangs zwischen TU_{\max} , Landnutzung und EZG-Größe unter Verwendung eines links-zensierten Generalisierten Additiven Modells (GAM) mit 5 Freiheitsgraden



Anmerkung: Zensur bei $\log TU_{\max} = -8$

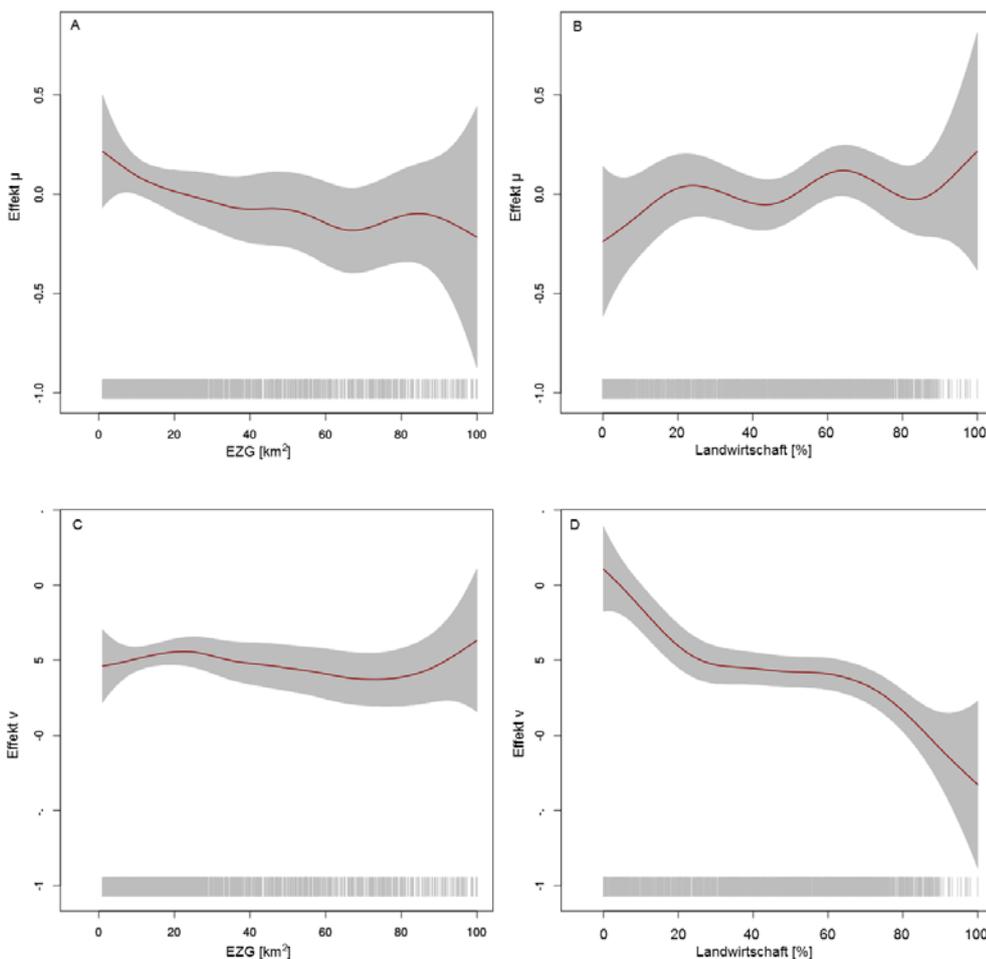
Dieses Ergebnis stimmt relativ gut mit den Resultaten anderer Studien überein. So wurden in einer Studie zu französischen Gewässern Wasserkörper mit mehr als 20 % Landwirtschaft im EZG als landwirtschaftlich beeinflusst betrachtet (Mondy und Usseglio-Polatera 2013). Analysen deutscher Monitoringdaten zeigten, dass in Abhängigkeit von der Organismengruppe Wendepunkte für Gemeinschaftsveränderungen in Gewässern im Tiefland im Mittel bei ungefähr 40 % Landwirtschaft im EZG liegen (Feld 2013). Schließlich zeigte auch eine Studie an Gewässern in den USA, dass oberhalb eines landwirtschaftlichen Anteils von 40 % im EZG empfindliche Diatomeenarten verschwanden (Waite 2014). Auf Basis unserer Ergebnisse und der bisherigen Studien wird daher als Definition von landwirtschaftlich geprägten Kleingewässern eine Grenze von 40 % Landwirtschaft im EZG mit gleichzeitig möglichst geringem Anteil an urbaner Fläche ($< 5\%$) vorgeschlagen.

Bezüglich der Gewässergröße konnten für beide Endpunkte ($\log TU_{\max}$ und RAK) keine Wendepunkte festgestellt werden (s. Abbildung 13 und Abbildung 14). Zwar ist die Belastung für $EZG < 30 \text{ km}^2$

leicht erhöht, allerdings ist die Präzision des Modells zu gering, um dies als robuste Grenze zu bewerten. Die geringe Präzision liegt zum einen an der hohen Varianz der Daten und zum anderen an der sehr geringen Stichprobengröße für EZG < 10 km² (siehe auch Kap. 4.2.2). Dass kein Trend identifiziert wurde, liegt vor allem jedoch an der sehr geringen Größe des Gradienten der EZG-Größenverteilung. In einer Übersichtsarbeit von Schulz (2004) wurde eine deutliche Abnahme der maximalen Insektizidkonzentration mit zunehmender EZG-Größe gefunden, wobei aber der Gradient in dieser Studie bis zu Gewässern mit 100.000 km² EZG reichte. Obgleich auf Basis der vorliegenden Daten keine deutliche Grenze der Belastung in Abhängigkeit von der EZG-Größe durch die vorgenommene Analyse identifiziert werden konnte, wird vorgeschlagen, Gewässer mit einem EZG < 30 km² als Kleingewässer zu definieren. Dies würde ungefähr einer Gewässerbreite von 2 m entsprechen (Abbildung 12).

Wie schon oben erwähnt, lagen für Standgewässer nicht ausreichend Daten vor, um eine Größengrenze auf Basis der Belastungssituation abzuleiten. Eine Definition könnte anhand bisheriger Vorschläge erfolgen. Davies et al. (2008) betrachteten Standgewässer größer 25 m² und kleiner als 2 ha als kleine Standgewässer. Gewässer dieser Größe hatten in dieser Studie im Durchschnitt eine EZG-Größe von 0,2 km². In der WRRL sind Standgewässer < 50 ha nicht berichtspflichtig, Standgewässer zwischen 1-5 ha (je nach Mitgliedsland) und 50 ha werden als kleine Seen definiert.

Abbildung 14: Effektplots für die vier Variablen im zero-inflated binomialen Model



A) Einfluss der EZG-Größe auf den Anteil von Proben mit RAK-Überschreitungen; B) Einfluss der Landwirtschaft auf den Anteil von Proben mit RAK-Überschreitungen; C) Einfluss der EZG-Größe auf die Wahrscheinlichkeit,

dass keine RAK-Überschreitungen an der Messstellen festzustellen sind; D) Einfluss der Landwirtschaft auf die Wahrscheinlichkeit, dass keine RAK-Überschreitungen an der Messstellen festzustellen sind.

4.2 Eignung und Defizitanalyse der vorliegenden Daten

4.2.1 Eignung der Daten zur hydrologischen und hydromorphologischen Ausstattung von Kleingewässern

Obwohl in der Datenanfrage explizit kleine Standgewässer mit angefragt wurden, umfasst der Gesamtdatensatz lediglich 58 Messstellen von Standgewässern, von denen nur ein Bruchteil als kleines Standgewässer klassifiziert werden kann. Diese geringe Menge an Daten zu Standgewässern hat mehrere Ursachen: Zum einen gibt es auf Grund der Geomorphologie im Süden der Bundesrepublik weniger kleiner Standgewässer und zum anderen wurden uns von Ländern, in denen zahlreiche kleine Standgewässern liegen (z.B. Brandenburg), keine Daten geliefert. Eine Auswertung zur PSM-Belastung der Standgewässer ist damit anhand der uns vorliegenden Daten nicht möglich. Die Informationslage zur Belastung kleiner Standgewässer ist daher als ungenügend zu beurteilen.

4.2.2 Eignung der Daten zur naturräumlichen Ausstattung und Art der Landnutzung in den Einzugsgebieten

Nur zu einem Bruchteil der Messstellen wurden Daten zu den EZG-Größen und zur Landnutzung durch die Länder zur Verfügung gestellt. Für die übrigen Messstellen wurden diese Daten mittels eines GIS (s. Kap. 3.3.3) abgeleitet (Tabelle 8). Die von den Bundesländern übermittelten Daten ermöglichen eine Validierung der angewandten GIS-Algorithmen.

Tabelle 8: Übersicht über die Anzahl der Messstellen mit berichteten und abgeleiteten EZG-Größen und Landnutzungsdaten

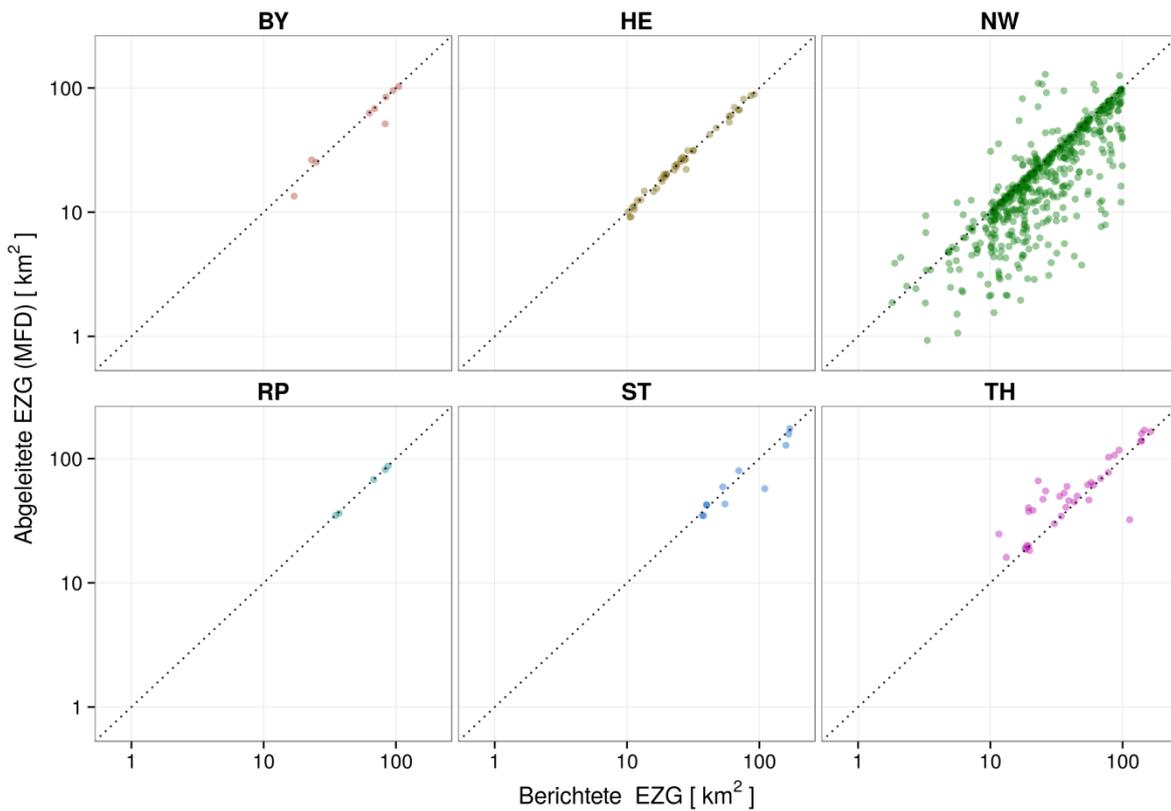
	EZG	Landnutzung
Von Bundesländern über- mittelt	1454 (46,7%)	1287 (41,4 %)
aus GIS abgeleitet	2163 (69,5%)	1833 (58.9%)
davon aus DEM	1607 (51,6 %)	1300 (41,8 %)
davon aus WRRL-EZG	556 (17,9 %)	533 (17,1 %)
Insgesamt	2768 (88,9%)	2408 (77,4 %)

Gesamtzahl der PSM-Messstellen: 3112.

4.2.2.1 MFD-Algorithmus

Der MFD-Algorithmus (s. Kap. 3.3.3) lieferte eine gute Übereinstimmung bezüglich der EZG-Größen mit den entsprechenden von den Bundesländern berichteten Daten (Abbildung 15). Für Bundesländer, deren Landschaften sich durch eine große Reliefenergie auszeichnen, zeigte der Algorithmus eine sehr gute Übereinstimmung mit den berichteten Daten. Lediglich für die Daten aus Nordrhein-Westfalen wurde eine größere Varianz und eine teilweise Unterschätzung der EZG-Größen festgestellt. Dies liegt vermutlich an der geringen Reliefenergie, durch die Teile von Nordrhein-Westfalen geprägt sind. Aus diesem Grunde wurden zusätzlich EZG-Größen aus den WRRL-EZG für die Messstellen der Länder abgeleitet, wenn diese Daten vorlagen (s. Kap. 4.2.2.2).

Abbildung 15: Validierung des MFD-Algorithmus anhand der von den Bundesländern übermittelten Daten zu den EZG-Größen

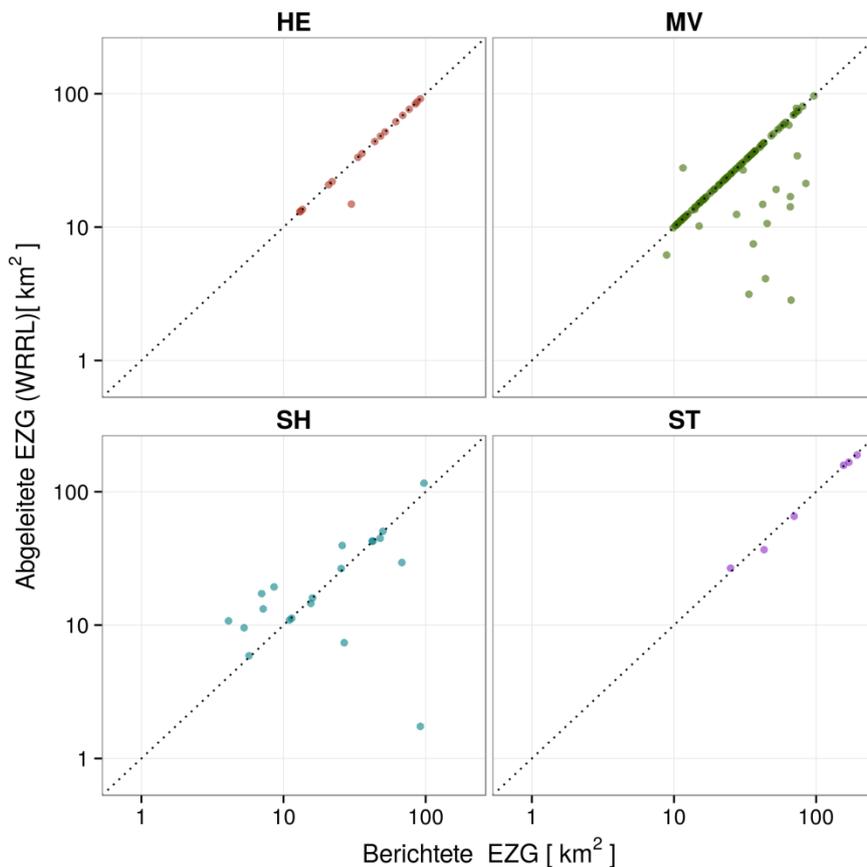


4.2.2.2 WRRL-EZG-Algorithmus

Für die Bundesländer Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen und Sachsen-Anhalt werden Daten zu WRRL-EZG-Größen durch die Bund-Länder-Informations- und Kommunikationsplattform WasserBLiCk⁴ bereitgestellt, und konnten somit zu einer ergänzenden Ableitung von EZG-Größen mittels des WRRL-EZG Algorithmus genutzt werden (s. Kap. 3.3.3). Der entwickelte Algorithmus lieferte eine gute Übereinstimmung mit den berichteten Daten (Abbildung 16). Lediglich für die Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern war eine teilweise Unterschätzung der EZG-Größen festzustellen. Dies war vor allem bei größeren Gewässern der Fall. Beim Vereinen der EZG-Informationen in der Projektdatenbank wurde deshalb die erste Priorität auf die von den Bundesländern für das erste Teilvorhaben gemeldeten Daten gelegt, gefolgt von den Daten, die anhand des MFD-Algorithmus ermittelt worden waren. Nur falls letzterer nicht erfolgreich angewandt werden konnte, wurden die Daten, die mit Hilfe des WRRL-EZG-Algorithmus abgeleitet wurden, herangezogen.

⁴ <http://www.wasserblick.net/servlet/is/1/>

Abbildung 16: Validierung des WRRL-EZG-Algorithmus anhand der entsprechenden von den Bundesländern übermittelten Daten

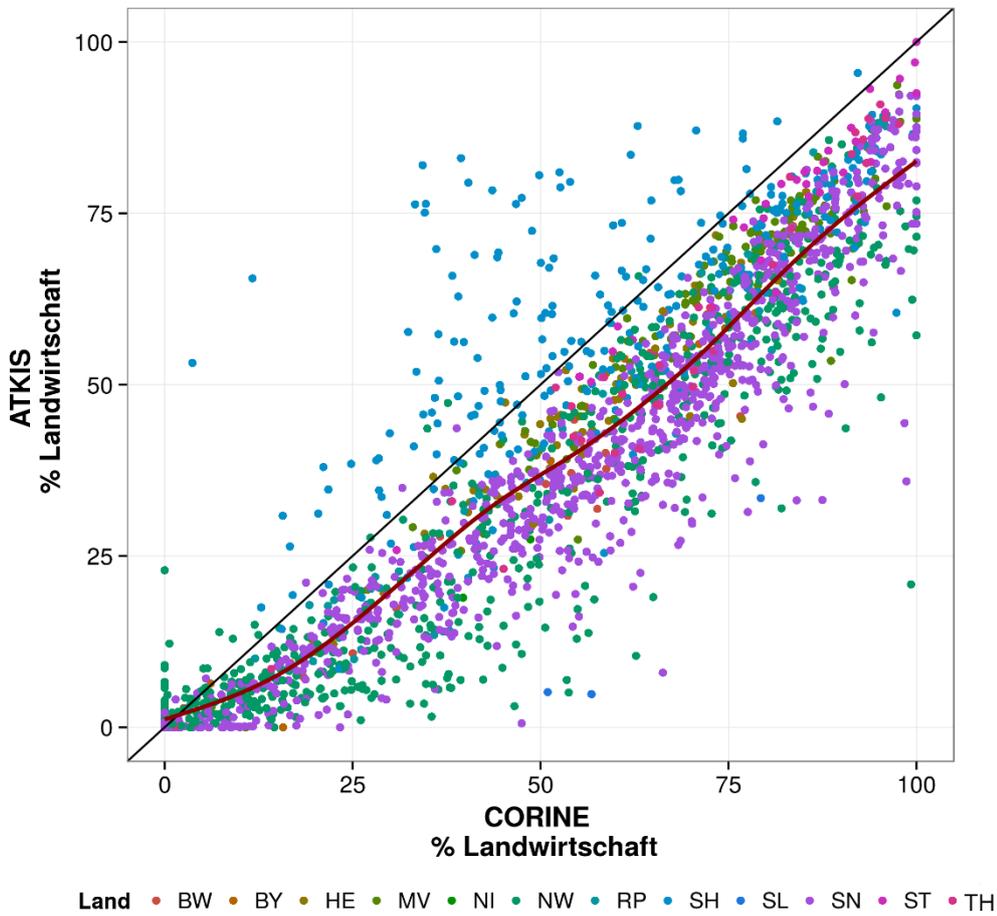


4.2.2.3 Landnutzung

Es standen zwei Landnutzungskarten, CORINE (EEA 2014) und ATKIS, zur Verfügung. Zunächst wurden die für die einzelnen EZG abgeleiteten Landnutzungsanteile, wie sie in den beiden Karten dargestellt waren, verglichen (Abbildung 17). In der Landnutzungskarte CORINE wird der Anteil landwirtschaftlicher Nutzung in einem EZG überschätzt. Dies liegt in der geringen Auflösung der Darstellung (100 x 100 m) begründet. Vor allem für kleine EZG liefern die ATKIS-Vektordaten ein repräsentativeres Bild.

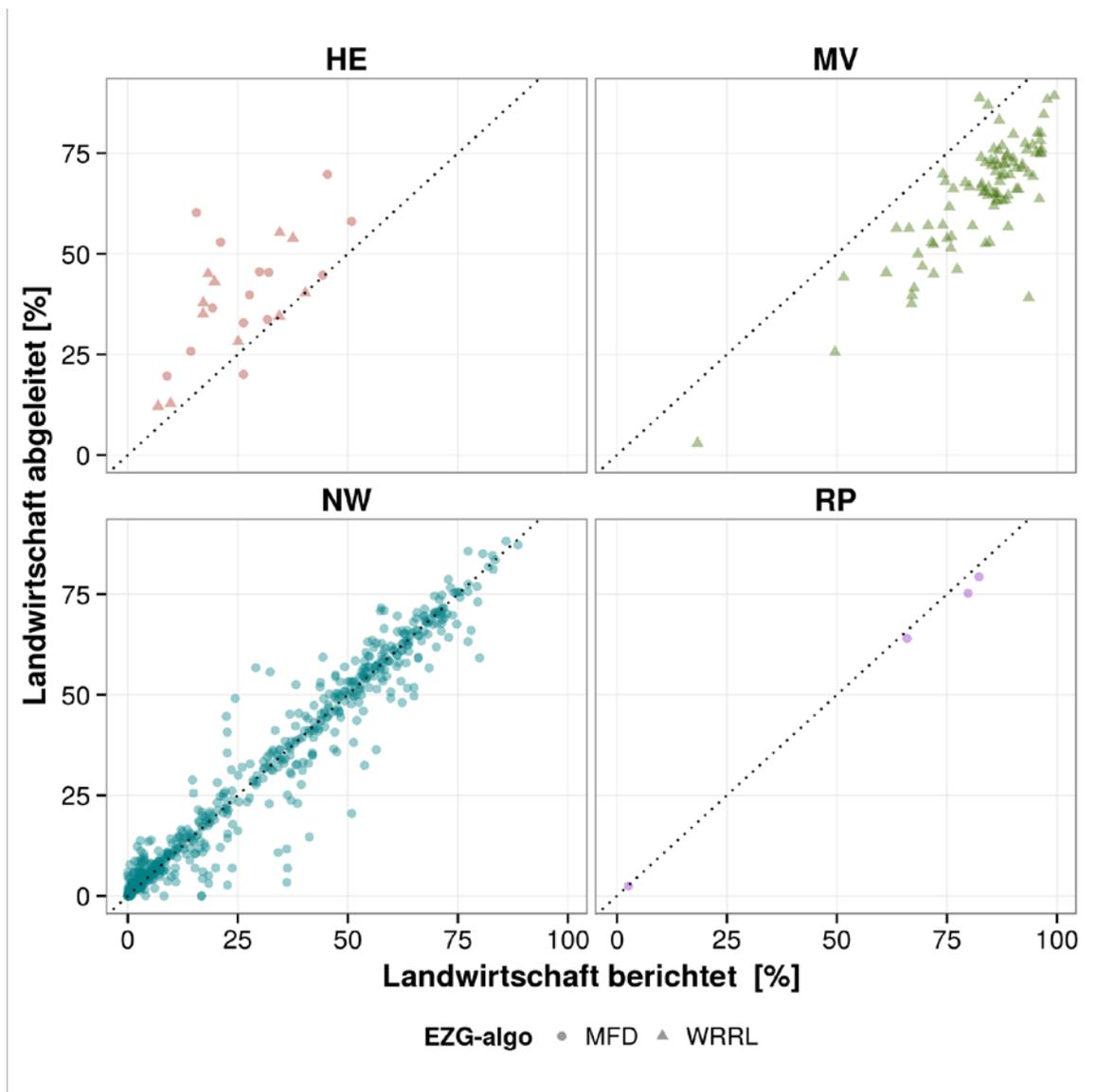
Betrachtet man jedoch die Übereinstimmung von den aus ATKIS abgeleiteten Landnutzungsanteilen (Abbildung 18) mit den entsprechenden Daten der Bundesländer, so variiert das Bild. Für Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz gibt es eine sehr gute Übereinstimmung. Für Hessen wurde eine Überschätzung und für Mecklenburg-Vorpommern eine Unterschätzung der landwirtschaftlichen Flächenanteile festgestellt. Da nicht bekannt war, nach welcher Methode und auf welcher Datengrundlage die Bundesländer die Landnutzungsanteile abgeleitet haben, wurde hier die Priorität auf die aus dem GIS abgeleiteten Daten gelegt, um diese möglichst gut untereinander vergleichbar zu machen.

Abbildung 17: Zusammenhang zwischen dem Anteil landwirtschaftlicher Nutzung abgeleitet aus den CORINE- und ATKIS-Landnutzungskarten



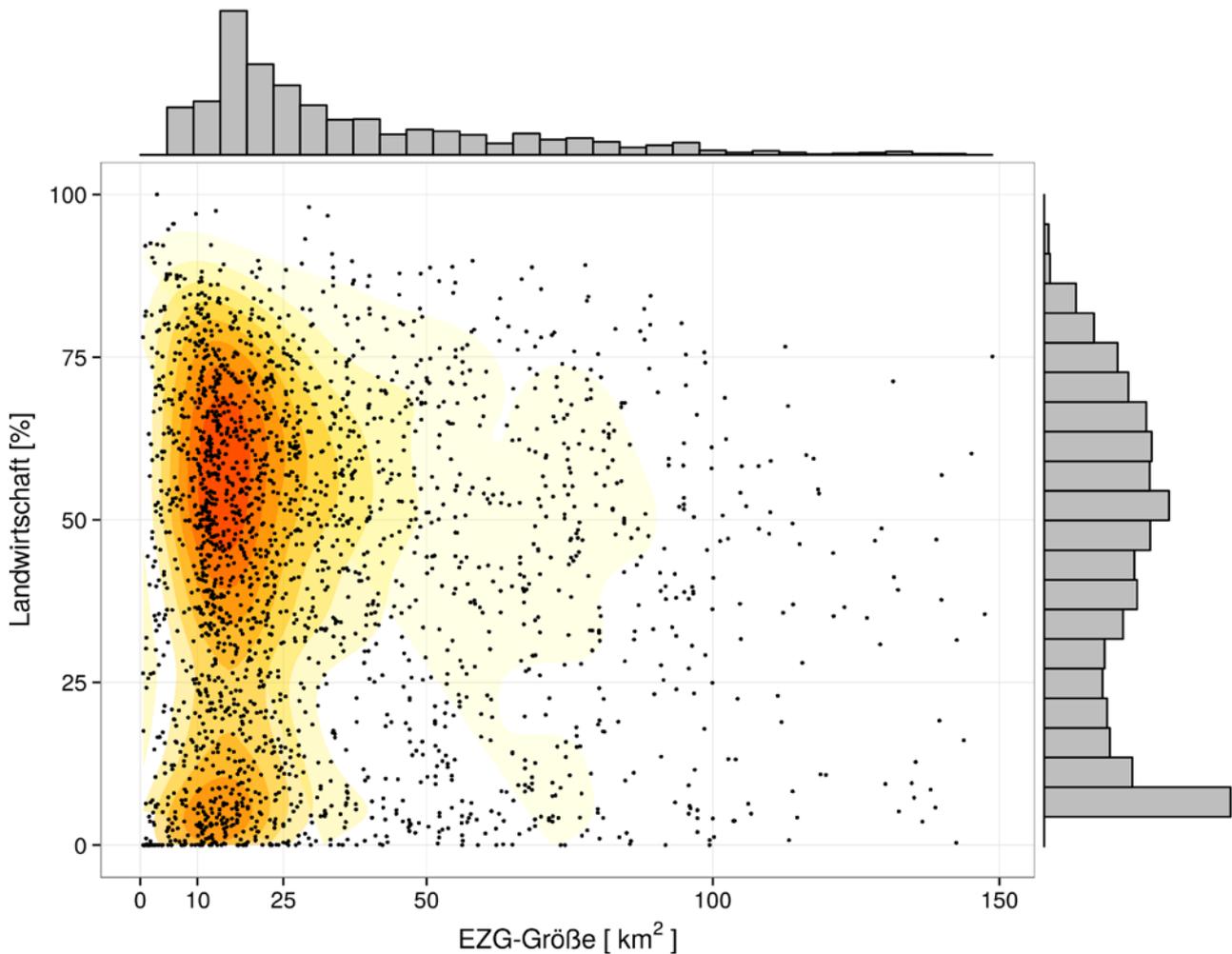
Anmerkung: Die gestrichelte Linie stellt die 1:1 Linie dar. Die rote Linie ist eine Kernel-Regression und dient der Veranschaulichung.

Abbildung 18: Validierung des aus der Landnutzungskarte ATKIS abgeleiteten Anteils landwirtschaftlicher Fläche anhand der von den Bundesländern übermittelten Flächennutzungsdaten



Innerhalb des abgefragten Datensatzes (Messstellen bis 100 km² EZG-Größe) zeigt die Verteilung der PSM-Messstellen nach EZG-Größe und agrarischer Landnutzung (Abbildung 19) ein deutliches Defizit für Gewässer EZG < 10 km², die Größengrenze für die Berichtspflicht nach WRRL. Da kleine Gewässer in Bezug auf die Häufigkeitsverteilung den Großteil aller Gewässer ausmachen, d.h. der Anteil an der Fließgewässerstrecke nimmt mit abnehmender Gewässergröße zu, bedeutet die gestutzte Häufigkeitsverteilung (Abbildung 19, oben), dass kleine Gewässer in dem Datensatz, der im Rahmen des ersten Teilvorhabens erstellt wurde, deutlich unterrepräsentiert sind.

Abbildung 19: Verteilung der PSM-Messstellen bezüglich EZG-Größe und agrarischer Landnutzung



Anmerkung: Am oberen und am rechten Rand der Grafik sind jeweils die marginalen Häufigkeitsverteilungen innerhalb des abgefragten Datensatzes (Messstellen bis 100 km² EZG-Größe) abgebildet. Farblich unterlegt ist die zweidimensionale Dichte der Punkte.

4.2.3 Eignung der Daten zur Ermittlung räumlicher und zeitlicher Verteilungsmuster von PSM-Anwendungen in den unterschiedlichen Einzugsgebieten

4.2.3.1 Eignung der Daten zu PSM-Anwendungen

Repräsentative Daten zu PSM-Anwendungen standen nicht zur Verfügung, da diese weder von den Bundesländern geliefert wurden noch im Rahmen dieses ersten Teilvorhabens recherchiert werden konnten. Derartige Daten lagen nur beispielhaft für kleine Flächen und Betriebe vor. Eine bundesweite und Messstellen bezogene Auswertung von Anwendungsdaten ist daher nicht möglich. Eine Möglichkeit bestünde darin, Informationen über die angebauten Kulturen (z.B. Hiederer (2012)) mit den Angaben zu den zugelassenen Anwendungen der Wirkstoffe zu verschneiden und darüber indirekt die Applikationsmengen in den EZG abzuschätzen. Dies war jedoch auf Grund der begrenzten Ressourcen im Rahmen dieses ersten Teilvorhabens nicht leistbar, könnte aber Gegenstand eines zukünftigen Projektes werden, um die Konzeption eines künftigen PSM-Gewässermonitorings zu unterstützen.

4.2.3.2 Eignung des untersuchten Wirkungsspektrums

Es wurden 434 verschiedene PSM-Wirkstoffe, PSM-Wirkstoffvarianten (z.B. Ester) und Summenparameter (meist mit Bezug zur WRRL) sowie 48 Metaboliten im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 von den Ländern untersucht. Von diesen insgesamt 482 PSM-Stoffen sind alle Stoffe für die eine UQN in der OGewV (2011) bzw. dem Entwurf der novellierten OGewV festgelegt wurde in Tabelle 15 (Anhang), alle weiteren Wirkstoffe in Tabelle 16 (Anhang) und alle Metaboliten in Tabelle 17 (Anhang) aufgelistet. Der Umfang und das Spektrum der untersuchten Substanzen unterschied sich zwischen den Bundesländern (Tabelle 2 in Kap. 3.3.5, Abbildung 20) und man kann anhand der Ähnlichkeiten der Wirkungsspektren drei Gruppen von Bundesländern trennen:

- ▶ In den Länder Niedersachsen und Rheinland-Pfalz werden zahlreiche Stoffe und ein sehr breites Spektrum gemessen. Allerdings liegen für Niedersachsen nur Daten von 3 Messstellen vor und somit sind für dieses Bundesland keine belastbaren Aussagen möglich (s. Tabelle 2).
- ▶ In Baden-Württemberg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein und Sachsen wird ein ähnliches, mittelgroßes Spektrum an Substanzen untersucht.
- ▶ In Bayern, im Saarland, in Sachsen-Anhalt und Thüringen wird jeweils ein kleines Spektrum gemessen.

Dieses von Bundesland zu Bundesland unterschiedliche Wirkungsspektrum erschwert eine bundesweite Aussage über den Belastungszustand (s. Kapitel 5). Ein kleines Spektrum untersuchter Wirkstoffe kann dazu führen, dass die PSM-Belastung der Gewässer unterschätzt wird (Malaj et al. 2014, Moschet et al. 2014b). Vor allem Kennwerte, die über das gesamte Wirkungsspektrum einer Probe integrieren (z.B. TU_{sum} , TU_{max}), sind daher nur bedingt zwischen den Bundesländern vergleichbar.

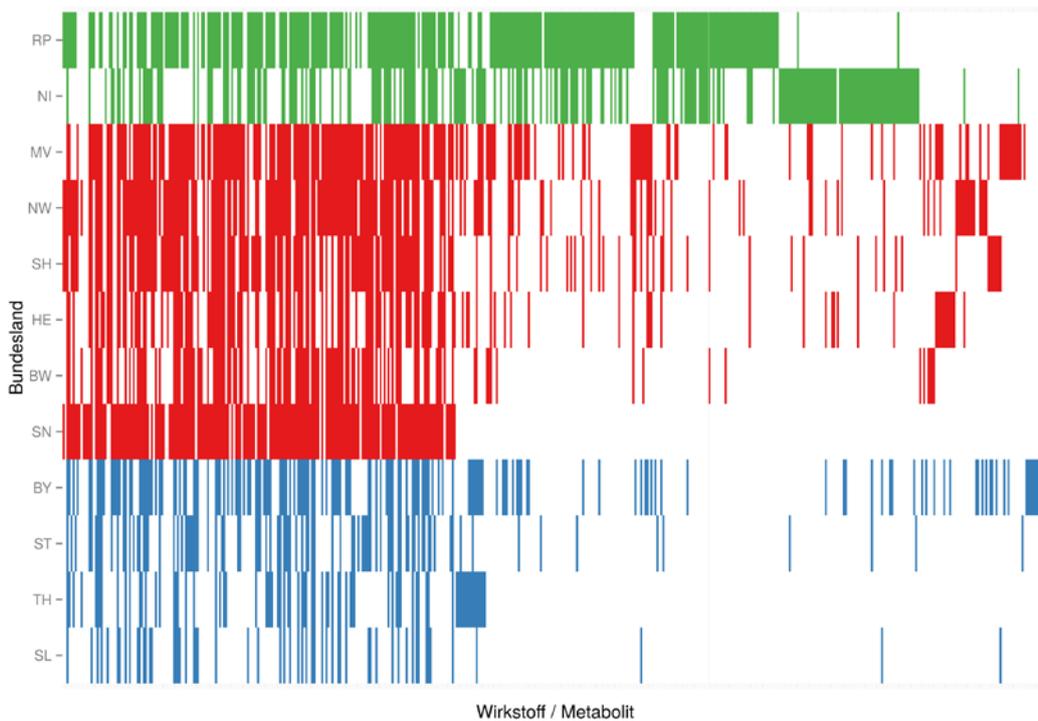
Eine bundesweite Aussage wäre daher nur für Einzelsubstanzen möglich. Aber auch hier erschweren Unterschiede in den Bestimmungsgrenzen (vor allem für sehr toxische Insektizide) eine bundesweite Aussage und müssen bei der Auswertung berücksichtigt werden (Hansen et al. 2015, Helsel 2006). Vor allem in Kleingewässern können Einzelstoffe dominant für die Belastungssituation sein, die eventuell bei einem kleinen Spektrum nicht erfasst werden. Ein möglichst breites Wirkungsspektrum, das alle zugelassenen PSM-Stoffe inkl. der relevanten Insektizide abdeckt und eine angemessene Bestimmungsgrenze aufweist ($BG < 10 \text{ ng / L}$), wäre zur Erfassung der Gesamtbelastung durch PSM erforderlich.

Zur Identifizierung eines repräsentativen Wirkungsspektrums wurde bereits zu Beginn des ersten Teilvorhabens eine Liste erstellt, die alle Wirkstoffe beinhaltet, die im Zeitraum 2004 bis 2015 in Deutschland entweder in einem zugelassenen PSM enthalten waren oder deren Zulassung erst innerhalb dieses Zeitraums abgelaufen ist. Alle WRRL-relevanten Stoffe bzw. Wirkstoffsummen, die in dieser Liste nicht bereits enthalten waren, wurden ergänzt. Zudem wurden Wirkungsbereiche sowie – soweit festgelegt – UQN notiert und 106 RAK-Werte (Zulassungsstand November 2015), die durch das Umweltbundesamt ermittelt worden sind, ergänzt. Außerdem wurde geprüft, ob diese Stoffe derzeit in der EU zugelassen sind (Stand März 2015).

Ein Abgleich der zu Beginn des ersten Teilvorhabens erstellten Liste mit der Projektdatenbank ergab, dass 56 im 1. Quartal 2015 noch in Deutschland zugelassene PSM-Wirkstoffe und 37 Stoffe mit Zulassungsablauf zwischen 2004 und 2014 nicht von den Ländern im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 untersucht bzw. an das Projekt als Messwert übermittelt wurden. Diese insgesamt 93 Stoffe beinhalten auch Metallsalze bzw. Substanzen wie Schaffett oder Schwefel, die sich i.d.R. nicht klar auf eine Anwendung als PSM zurückführen lassen, und sind in Tabelle 18 (Anhang) aufgelistet. Zudem ergab der Abgleich mit der Projektdatenbank, dass demgegenüber jedoch im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 von den Ländern 109 weitere PSM-Stoffe (viele PSM-Altstoffe, die aber nicht WRRL

relevant sind) untersucht wurden. Einen Überblick über den Zulassungsstand der schließlich in der Projektdatenbank enthaltenen 428 PSM-Wirkstoffe bzw. -varianten (ohne 6 Summenparameter der WRRL, da Einzelstoffe enthalten, und die 48 Metaboliten) gibt Tabelle 9. Auf die Einzelstoffe bezogen können der derzeitige Zulassungsstand, der jeweilige primäre Wirkungsbereich sowie – soweit festgelegt bzw. ermittelt – die entsprechenden UQN- und RAK-Werte den Anhängen 2, 3 und 5 entnommen werden.

Abbildung 20: Darstellung der von den Bundesländern gemessenen Wirkstoffspektren



Anmerkung: Jeder vertikale Strich stellt einen Wirkstoff dar (keine Sortierung). Die Bundesländer lassen sich anhand der Ähnlichkeit zwischen den Spektren in drei Gruppen einteilen. Grün: zahlreiche Wirkstoffe, sehr breites Spektrum. Rot: mittlere Anzahl an Stoffen. Blau: kleine Anzahl an gemessenen Wirkstoffen.

Tabelle 9: Anzahl der in Deutschland und der EU zugelassenen Wirkstoffe (bzw. -varianten), die in der Projektdatenbank enthalten sind

	Insgesamt	WRRL-Stoffe ¹	Nicht-WRRL-Stoffe ²	Zulassungsablauf DE – 2004 bis 2014 ³	Zulassungsablauf DE – 1992 bis 2003 ³
Anzahl Wirkstoffe	428	75 / 78	350	28	30
Anzahl in DE zugelassen ⁴	225	16 / 27	198	-	-
Anzahl in der EU zugelassen ⁵	268	21 / 32	236	16	3

Anmerkung: Ohne 6 Summenparameter der WRRL, da die jeweiligen Einzelstoffe enthalten sind, und ohne die 48 Metaboliten. ¹ = OGewV (2011) / OGewV (Neu); ² = bezogen auf OGewV (Neu); ³ = ohne WRRL-Stoffe bezogen auf OGewV (Neu); ⁴ = Stand 1. Quartal 2015; ⁵ = Stand März 2015

Die Analyse ergab zudem, dass es insgesamt ca. 140 Wirkstoffe, die aktuell eine Zulassung in einem EU-Nachbarstaat Deutschlands haben (Stand März 2015), aber nicht mehr in Deutschland in einem zugelassenen PSM vorkommen bzw. nie vorkamen oder, bei Neustoffen, bisher nicht in Deutschland autorisiert wurden gibt (Tabelle 10). Ein Teil dieser Stoffe kann jedoch bereits in der Projektdatenbank enthalten sein, wenn sie von einem Bundesland zwischen 2005 und 2015 untersucht wurden.

Tabelle 10: Zahl der aktuell nicht in DE, aber in EU-Nachbarstaaten zugelassenen Wirkstoffe

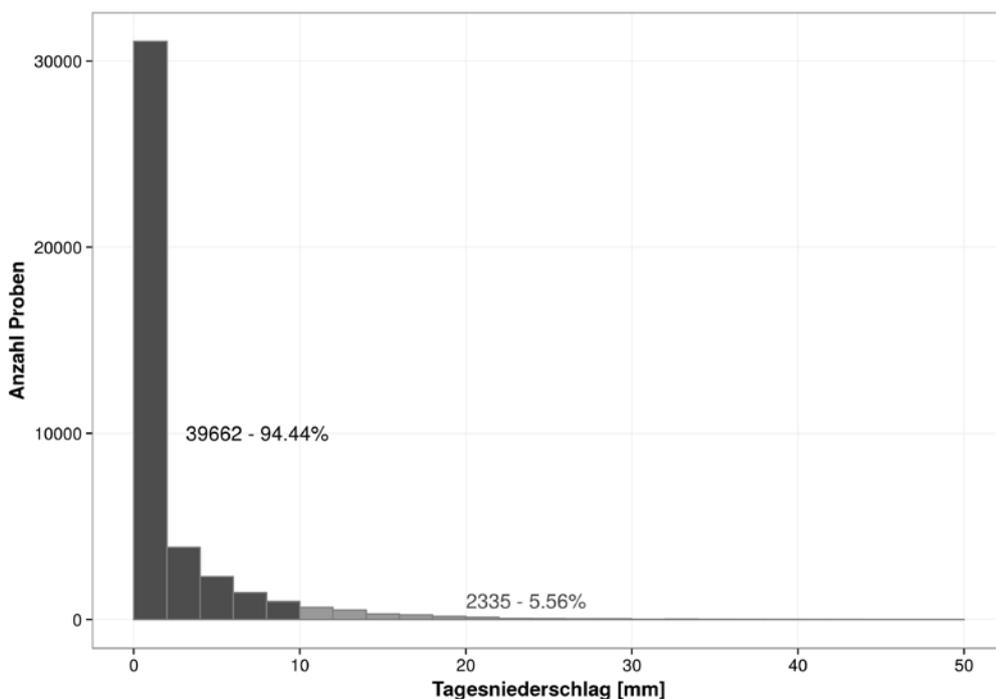
Land	FR	NL	BE	CZ	PL	AT	LU	DK
Anzahl Wirkstoffe	96	51	50	42	40	29	19	14

Anmerkung: Stand März 2015.

4.2.3.3 Eignung der angewendeten Probenahmeverfahren und Analysenmethoden

Nur ein Bruchteil der in der Projektdatenbank dokumentierten Proben stammt aus Mischproben (7,5 %/3510 Proben an 30 Messstellen). Stichproben, die lediglich zu einem einzelnen Zeitpunkt genommen werden, sind allerdings ungeeignet, um ökologisch relevante Kurzzeitbelastungen zu erfassen und unterschätzen daher die reale Belastungssituation eines Gewässers zum Teil drastisch (Stehle et al. 2013). Vor allem der Oberflächenabfluss ist ein wichtiger Eintragspfad, der zu kurzzeitigen Konzentrationspeaks führen kann (Liess et al. 1999). Im Rahmen des ersten Teilvorhabens wurden alle Probennahmen mit den täglichen Niederschlagswerten (s. Kap. 3) verschnitten. Nur ein Bruchteil der genommenen Proben wurden an eintragsrelevanten Tagen (>10 mm Niederschlag) genommen (Abbildung 21). Passivsammler stellen in der Regel eine kostengünstige Alternative zu Mischproben dar (Fernández et al. 2014, Moschet et al. 2014a, Moschet et al. 2015), sind aber zum jetzigen Zeitpunkt noch kein uneingeschränkter Ersatz für diese im behördlichen Monitoring, da noch erheblicher Standardisierungsbedarf besteht.

Abbildung 21: Tägliche Niederschlagssummen an den Probennahmetagen



Anzahl der Proben: 41.997. Datenquelle: Rauthe et al. (2013)

4.2.4 Eignung der biologischen Daten

Zur Quantifizierung der PSM-Belastung an Kleingewässern wird ein kombinierter Ansatz aus biologischem und chemischem Monitoring empfohlen. Daher ist generell beim Monitoring auf eine räumliche und zeitliche Nähe beider Erhebungen zu achten. Eine GIS-basierte Distanzanalyse zeigte, dass biologische (MZB) und PSM-Messstellen oft nicht an den gleichen Koordinaten liegen. Betrachtet man nur Kleingewässer in der Agrarlandschaft mit einem Einzugsgebiet von < 30 km² und einer landwirtschaftlichen Nutzung von mindestens 40% (s. Definition Kap. 4.1), so liegt an nur etwa 55% der PSM-Messstellen (n = 3112) auch eine biologische Messstelle innerhalb von 50 m (Abbildung 22, violette Kurve). Für eine Zuordnungsdistanz von 1000 m erhöht sich der Anteil auf etwa 75%. Dies ist allerdings eine rein räumliche Analyse, die raum-zeitliche Übereinstimmung ist geringer.

Abbildung 22: Kumulative Verteilung der kleinsten Distanz zwischen MZB- und PSM-Messstelle

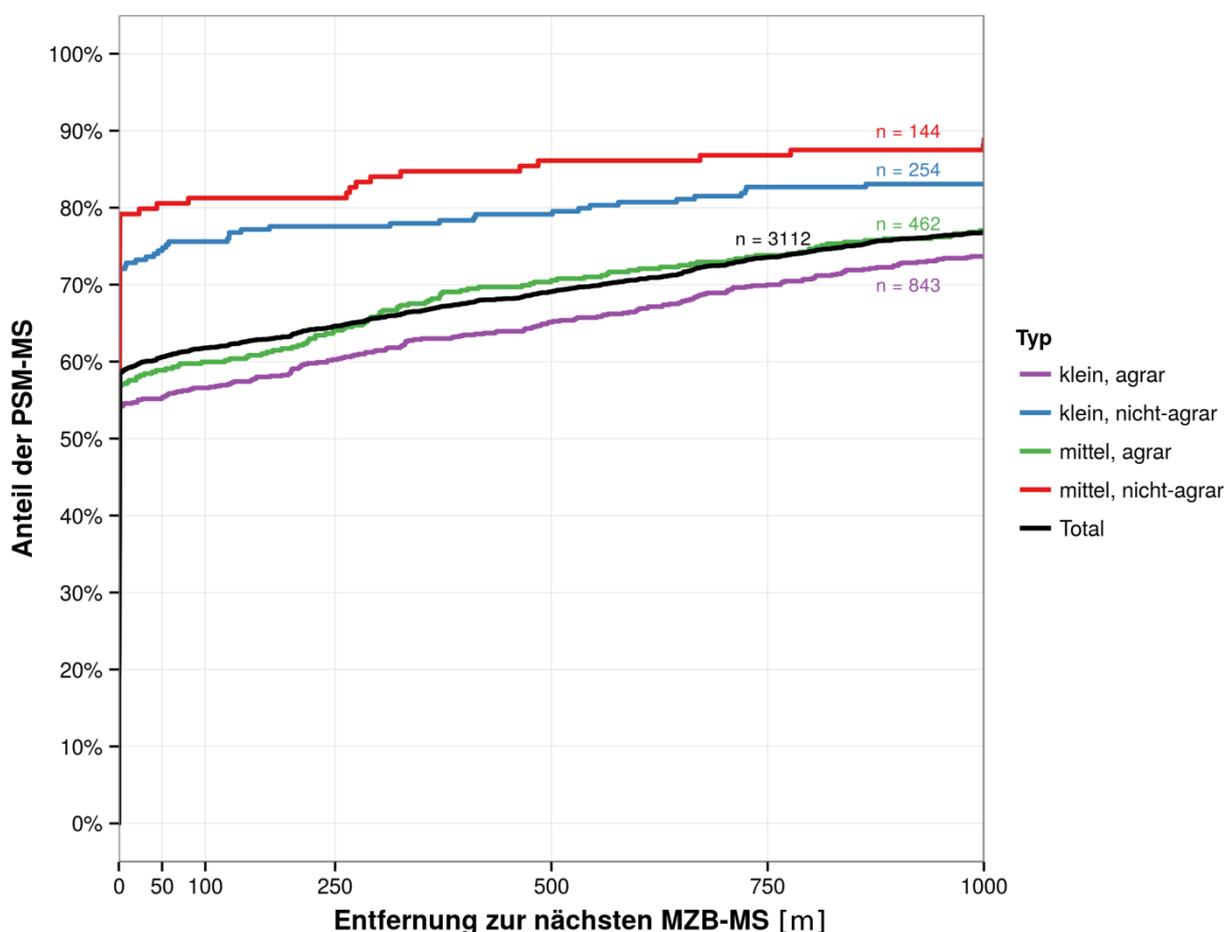


Tabelle 11 zeigt die vorliegenden Monitoringdaten nach Ländern aufgeschlüsselt. Zunächst sämtliche biologische Messstellen, die uns von den Ländern im Rahmen des ersten Teilvorhabens zur Verfügung gestellt und für die in Kapitel 5.3.3 eine SPEAR-Berechnung durchgeführt wurde. Wie zu sehen liegt generell ein besonders dichtes biologisches Messnetz mit insgesamt mehr als 2000 Messstellen in Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Hessen vor. Im Vergleich dazu die Anzahl von Messstellen des chemischen Monitorings, die die Kriterien eines Kleingewässers im landwirtschaftlichen Raum erfüllen (verwendete Definition s. Kap. 4.1: Einzugsgebiet < 30 km² sowie Anteil Landwirtschaft > 40 %). Des Weiteren, nach Ländern aufgeschlüsselt, die Anzahl aller uns vorliegenden biologischen Messstellen, die die Kriterien des Kleingewässers im landwirtschaftlichen Raum erfüllen und sich außerdem in räumlicher Nähe zu einer PSM-Messstelle befinden, berechnet für eine Distanz

von 50 m sowie 1000 m. Durch diese räumliche Zuordnung wird deutlich, dass zum aktuellen Zeitpunkt nur für zwei Bundesländer, Nordrhein-Westfalen und Sachsen, ein Messnetz mit räumlich höherer Übereinstimmung der biologischen und chemischen Messstellen in Kleingewässern mit einer Anzahl von mehr als 200 Messstellen vorliegt. Für Standgewässer liegen keine biologischen Monitoringdaten vor. Daher ist eine Bewertung des PSM-Belastungszustands dieser Gewässer aus ökologischer Sicht nicht möglich.

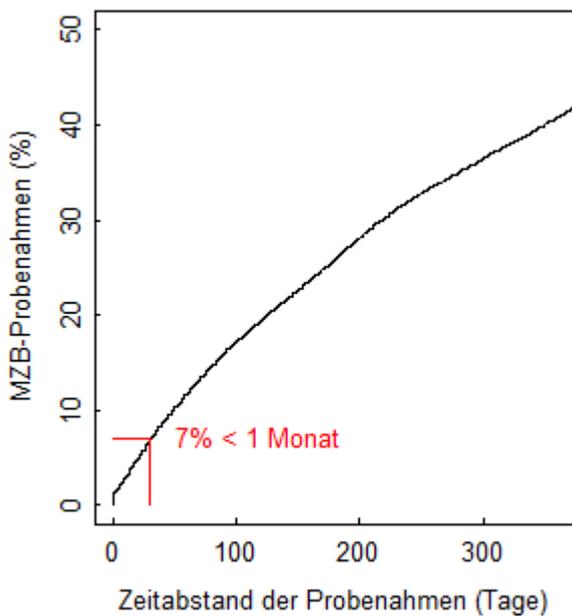
Tabelle 11: Anzahl aller biologischen und chemischen Messstellen an Kleingewässern in der Agrarlandschaft sowie aller biologischen Messstellen mit mindestens einer zugeordneten chemischen Messstelle in einer Entfernung < 50 m bzw. < 1000 m

Land	MS Bio Gesamt	MS PSM Kleingewässer	MS Bio Distanz < 50 m	MS Bio Distanz < 1000 m
NI	3227	0	0	0
NW	2840	319	279	301
HE	2048	30	4	27
BB	877	0	0	0
ST	865	14	6	7
SN	836	301	173	212
BY	728	4	0	0
BW	636	3	0	0
MV	623	65	4	33
RP	616	9	0	4
SH	513	181	15	67
TH	402	11	10	11
SL	0	0	0	0

Die chemischen Messstellen wurden nach folgenden Kriterien eingegrenzt: Einzugsgebiet < 30 km² und Anteil Landwirtschaft > 40 %.

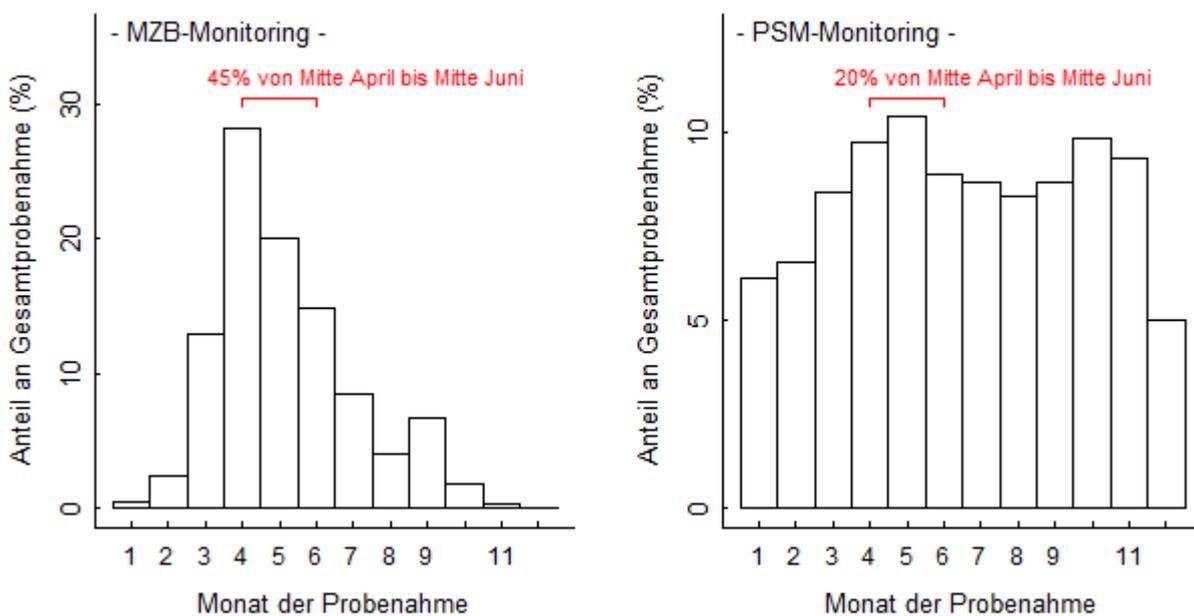
Neben der räumlichen Übereinstimmung ist ebenfalls eine zeitliche Übereinstimmung des biologischen und chemischen Monitorings zu empfehlen. Abbildung 23 zeigt die Verteilung der Zeitdifferenz zwischen biologischer und chemischer Probenahme innerhalb eines Jahres. Bei etwa 7 % der biologischen Probenahmen fand in einem Zeitraum von weniger als 1 Monat ebenfalls ein chemisches Monitoring statt.

Abbildung 23: Verteilung des Zeitabstands zwischen biologischer und chemischer Probenahme innerhalb eines Jahres



Vorteilhaft für die Bewertung der PSM-Belastung an Kleingewässern ist ein Probenahmeschwerpunkt im Frühjahr. Abbildung 24 zeigt, dass für beide Erhebungen der Schwerpunkt der Probenahme zwischen Mitte April bis Mitte Juni mit einem Anteil von 45 % für MZB-Probenahmen und 20 % für PSM-Probenahmen liegt. Der Zeitraum Mitte April bis Mitte Juni gilt als Hauptanwendungszeitraum für PSM, insbesondere für Insektizide, die wie in Kapitel 4.2.3.3 dargestellt eine besondere Toxizität für das Makrozoobenthos darstellen (Knillmann 2015).

Abbildung 24: Zeitliche Verteilung der Probenahmen des biologischen und chemischen Monitorings über das Jahr



Links: Biologisches Monitoring mit einem Anteil von 45 % der Probenahmen in der Hauptanwendungszeit von Insektiziden. Rechts: Chemisches Monitoring mit zwei zeitlichen Schwerpunkten und einem Anteil von 20 % der Probenahmen in der Hauptanwendungszeit von Insektiziden.

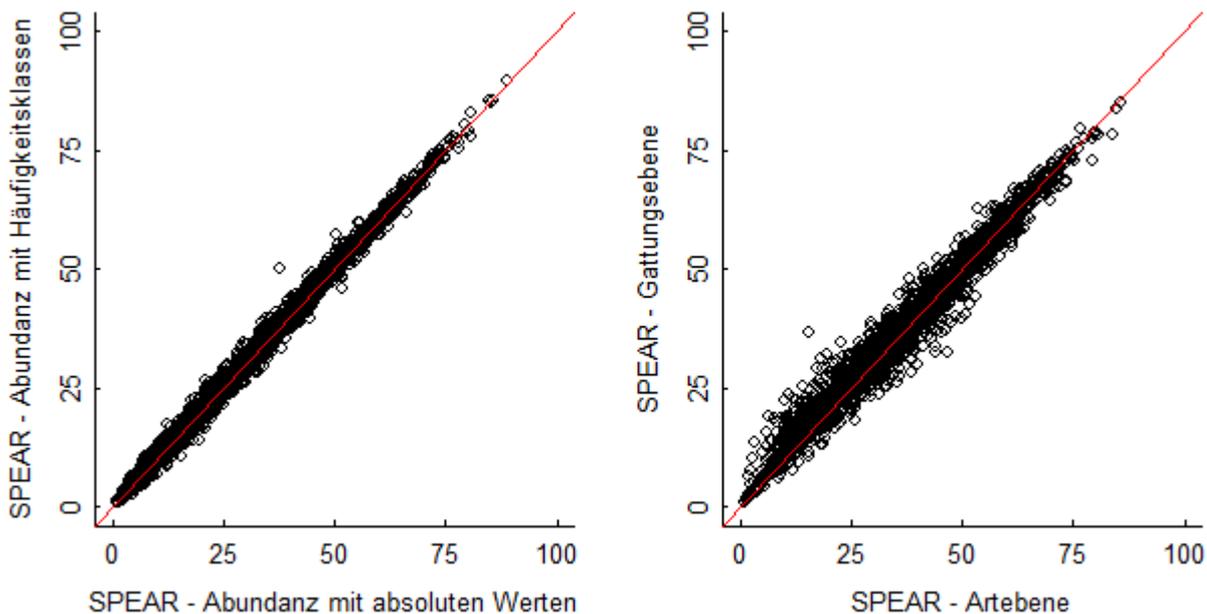
Abschließend erfolgt eine kurze Betrachtung der Qualität der biologischen Probenahmen. Die im ersten Teilvorhaben vorliegende biologische Datenbasis ist von sehr guter Qualität und ermöglicht grundsätzlich die Anwendung des SPEAR-Index. Tabelle 12 zeigt, dass in allen Ländern der Anteil der Probenahmen mit absoluten Abundanzwerten über 90 % liegt. Der Anteil der Probenahmen mit Häufigkeitsklassen liegt damit bei maximal 10 %. Die mittlere Anzahl aufgenommener Taxa je Probe liegt in allen Ländern bei 32 ± 6 (Standardabweichung SD). Die taxonomische Bestimmungstiefe ist in allen Ländern ähnlich hoch, bei durchschnittlich $65 \% \pm 7 \%$ (SD) aller Taxa wird eine Bestimmung bis auf das Artniveau durchgeführt.

Tabelle 12: Qualität des MZB-Monitorings ausgedrückt als Gesamtanzahl der Probenahmen, als Anteil der Probenahmen mit Abundanz in absoluten Werten und in Häufigkeitsklassen, als mittlere Anzahl der Taxa je Probenahme und als prozentualer Anteil der Bestimmung auf Artebene

Land	Proben Anzahl	Abundanz Absolut (%)	Abundanz Klassen (%)	Taxa Anzahl	Arten (%)
NI	6934	99	1	27	70
NW	4927	90	10	30	60
MV	2873	95	5	24	75
HE	2533	100	0	33	64
ST	2106	100	0	34	76
BB	1907	100	0	44	70
SH	1498	100	0	21	71
SN	1299	91	9	34	65
BW	981	100	0	39	67
BY	910	100	0	33	58
RP	787	99	1	32	59
TH	637	100	0	31	52

Abschließend wurde mit den vorliegenden Daten die Auswirkung einer veränderten Datenqualität auf den SPEAR-Index geprüft. Dafür wurden die biologischen Daten in vereinfachte Datensätze umgerechnet. Als Vereinfachungen wurde (i) eine Aufnahme der Artabundanz mit Häufigkeitsklassen und (ii) eine veränderte Bestimmungstiefe bis zur Gattungsebene gewählt. Es zeigte sich, dass ein biologisches Monitoring mit Abundanzen als Häufigkeitsklassen statt absoluten Werten den SPEAR-Index um weniger als 3 % verändert (Abbildung 25, links). Ein verändertes MZB-Monitoring mit Bestimmungstiefe bis zur Gattungsebene verändert den SPEAR-Index um weniger als 7 % (Abbildung 25, rechts).

Abbildung 25: Auswirkungen einer vereinfachten Datengrundlage auf die Berechnung von $SPEAR_{pesticides}$ (%)



Links: $SPEAR_{pesticides}$ basierend auf Abundanzen als absolute Werte im Vergleich zu Abundanzen in Häufigkeitsklassen (Pearson-Korrelation, $r^2 = 0,99$; mittlere Veränderung von $SPEAR_{pesticides}$ von $< 3\%$). Rechts: $SPEAR_{pesticides}$ basierend auf einer Bestimmungstiefe bis zur Artebene im Vergleich zur Bestimmungstiefe bis zur Gattungsebene (Pearson-Korrelation, $r^2 = 0,97$; mittlere Veränderung der $SPEAR_{pesticides}$ von $< 7\%$).

4.2.5 Defizite des derzeitigen Datenbestandes

Aus der in den vorherigen Kapiteln betrachteten Eignung der Daten lassen sich folgende Defizite des zusammengetragenen Datensatzes ableiten:

- ▶ **Räumliche Verteilung der Messstellen:** Die meisten Messstellen liegen für die Bundesländer Sachsen und Nordrhein-Westfalen vor, was zu einer ungleichmäßigen Verteilung über das Bundesgebiet führt. Somit ist eine repräsentative räumliche Auswertung, ohne die Verwendung von statistischen Modellen, die dieses Problem berücksichtigen, auf Bundesebene derzeit nicht möglich. Zudem ist grundsätzlich zu berücksichtigen, dass die Aussagekraft von Analysen für Gebiete mit niedriger Messstellenabdeckung eingeschränkt ist.
- ▶ **Standgewässer:** Der hier zusammengetragene Datensatz beinhaltet nur wenige Standgewässer. Somit ist der derzeitige Wissensstand bezüglich kleiner landwirtschaftlich geprägter Standgewässer gering.
- ▶ **Gewässergröße:** 88% der untersuchten Messstellen hatten ein EZG von $> 10\text{ km}^2$. Gemessen an der Häufigkeit von Kleingewässern in Deutschland (Kleingewässer $< 3\text{ m}$ Breite machen $> 90\%$ der Fließstrecke in DE aus; Angabe JKI) und ihrer Bedeutung im Naturhaushalt, sind Messstellen an solchen Gewässern daher deutlich unterrepräsentiert.
- ▶ **Wirkstoffspektrum:** Das von Bundesland zu Bundesland sehr unterschiedliche gemessene Wirkstoffspektrum erlaubt keine bundesweite Auswertung anhand von Stoffgemischen (z.B. Toxic Units). Eine bundesweite Auswertung ist daher auf Einzelstoffe begrenzt, die an genügend Messstellen untersucht werden.
- ▶ **Übereinstimmung MZB- und PSM-Messstellen:** Nur an rund 55% der PSM-Messstellen befand sich auch eine biologische Messstelle innerhalb von 50m. Dies verringert den effektiven Datenbestand erheblich, falls man Exposition und MZB-Effekte zusammen auswerten möchte.

- ▶ **Probennahme:** Die meisten Proben waren Schöpfproben, ereignisbasierte Proben lagen nicht vor. Dies führt zu einer Unterschätzung der Belastungssituation. Vor allem in kleinen Gewässern mit sehr kurzfristigen, aber hohen Maximalkonzentrationen.

Wie in Kapitel 4.2.4 beschrieben wird zur Quantifizierung der PSM-Belastung an Kleingewässern ein kombinierter Ansatz aus biologischem und chemischem Monitoring empfohlen. Die Auswertung der biologischen Monitoringdaten zeigt daher sowohl in räumlicher als auch zeitlicher Hinsicht folgende Defizite. Ein Messnetz mit höherer räumlicher Übereinstimmung der biologischen und chemischen Messstellen in Kleingewässern liegt zum jetzigen Zeitpunkt nur für die Bundesländer Nordrhein-Westfalen und Sachsen vor. Jedoch besteht ein dichtes biologisches Messnetz auch in den Ländern Niedersachsen und Hessen, das durch einen entsprechenden Ausbau der chemischen Messstellen erweitert werden könnte. Da es im Rahmen des Projekts maßgeblich um die Quantifizierung von PSM-Belastung geht, wird empfohlen, den Schwerpunkt des Monitorings noch stärker auf die Hauptanwendungszeit der PSM von Mitte April bis Mitte Juni zu setzen. Ebenfalls wird eine zeitliche Abstimmung zwischen chemischem und biologischem Monitorings empfohlen, da für die dem ersten Teilvorhaben vorliegenden biologischen Probenahmen nur in 7 % eine chemische Probenahme innerhalb eines Monats stattfindet.

4.3 Identifizierung von Kriterien für eine repräsentative Auswahl geeigneter Standorte für ein künftiges Monitoring zur PSM-Belastung von Kleingewässern

Es wird empfohlen, die bundesweit repräsentative Auswahl geeigneter Standorte mittels einer geschichteten Zufallsstichprobe zu ermitteln. Bei der geschichteten Zufallsstichprobe wird die Grundgesamtheit aller möglichen Messstellen anhand von Faktoren wie der landwirtschaftlichen Nutzungsart (z.B. Weinbau, Gemüseanbau) oder Gewässergröße gruppiert, einzelne Gruppen werden als Schichten bezeichnet. Die Kriterien zur Schichtabgrenzung ergeben sich aus den wichtigsten PSM-relevanten Faktoren. Aus den festgelegten Schichten werden schließlich per Zufallsstichprobe Messstellen für das Monitoring ausgewählt. Durch dieses Vorgehen wird die für die Repräsentativität der ausgewählten Messstellen notwendige Stratifikation gewährleistet.

Die Grundgesamtheit im Rahmen des Projekts definiert sich als Gesamtheit aller Messstellen an Kleingewässern in der Agrarlandschaft. Auf Basis der bisher gewonnenen Informationen wird die folgende Abgrenzung der Grundgesamtheit empfohlen:

- ▶ Messstellen an Kleingewässern definieren sich als periodisch oder ständig wasserführende Fließgewässer mit einem EZG bis zu 30 km².
- ▶ Eine Messstelle befindet sich außerdem in der Agrarlandschaft, wenn der Flächenanteil der landwirtschaftlichen Nutzung im EZG mindestens 40% beträgt

Im zweiten Teilvorhaben sollte landesbezogen untersucht werden, welche Schichten in Anbetracht begrenzter Ressourcen ausgewählt werden können. Generell gilt, dass je mehr Schichten differenziert werden, desto höher wird die Anzahl an benötigten Messstellen. Empfehlenswert ist es, zumindest den landwirtschaftlichen Bewirtschaftungstyp als Schicht mit einzubeziehen, da dieser sowohl das zu erwartende Stoffspektrum als auch die zu erwartende Hauptanwendungszeit der PSM beeinflusst. Als weitere Schichten sind möglich: Intensität der Landwirtschaft, Breite der Randstreifen, Hangneigung, Eintragspfade wie z.B. Drainage und Kläranlageneinleitung neben dem Oberflächenabfluss, Gewässertyp. Bei den Vorschlägen sind außerdem landesspezifische Besonderheiten zu berücksichtigen. Beispielsweise weisen norddeutsche Bundesländer geringe Unterschiede in der Hangneigung auf und ein PSM-Eintrag über Drainage hat möglicherweise ein stärkeres Gewicht als die Belastung durch Run-off.

5 Einschätzung des Belastungszustandes von Kleingewässern in der Agrarlandschaft mit PSM-Wirkstoffen

5.1 Run-off-Potenzial

Die PSM-Belastung von Kleingewässern lässt sich näherungsweise durch die Landnutzungsstruktur im Nahbereich des Gewässers bzw. des Anteils der Landwirtschaft im EZG abschätzen. Wie zuvor beschrieben wurden im Rahmen des ersten Teilvorhabens die Grenzen der EZG für die chemischen Messstellen mit verschiedenen Verfahren ermittelt und der Anteil der Landwirtschaft quantifiziert. In einem parallelen Ansatz wurde ein GIS-Werkzeug erstellt, das die potentielle PSM-Belastung im Nahbereich der Probestelle bestimmt, bezeichnet als Run-off-Potenzial (Schriever et al. 2007, Schriever und Liess 2007). Für eine vereinfachte Berechnung des Run-off-Potenzials wird der Anteil der Landwirtschaft innerhalb einer Pufferfläche im Oberlauf der Messstelle quantifiziert (Pufferlänge 1,5 km, Pufferbreite 100 m beidseitig der Fließstrecke). Das GIS-Werkzeug zur automatisierten Ermittlung der Pufferfläche weist allerdings eine nur niedrige Erfolgsquote von etwa 50 % auf. Das Werkzeug arbeitet mit einem räumlich hochaufgelösten Fließgewässernetz des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS-Daten, © GeoBasis-DE/BKG 2010). Allerdings ist das Fließgewässernetz nicht durchgängig und eine Behebung der Fehlerhaftigkeit nicht ausreichend möglich. Ebenfalls ist für die Berechnung der Fließrichtung eine Mindestreliefenergie notwendig, die in flachen Bundesländern wie Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern natürlicherweise nicht gegeben ist. Analysen zeigten, dass die Vorhersagekraft der berechneten Landnutzung im Pufferbereich für eine Abschätzung der gemessenen PSM-Belastung nicht hoch genug ist, um eine weitere Verwendung des Werkzeugs im Rahmen des Projekts sinnvoll erscheinen zu lassen.

5.2 Einschätzung anhand der chemischen Monitoringdaten

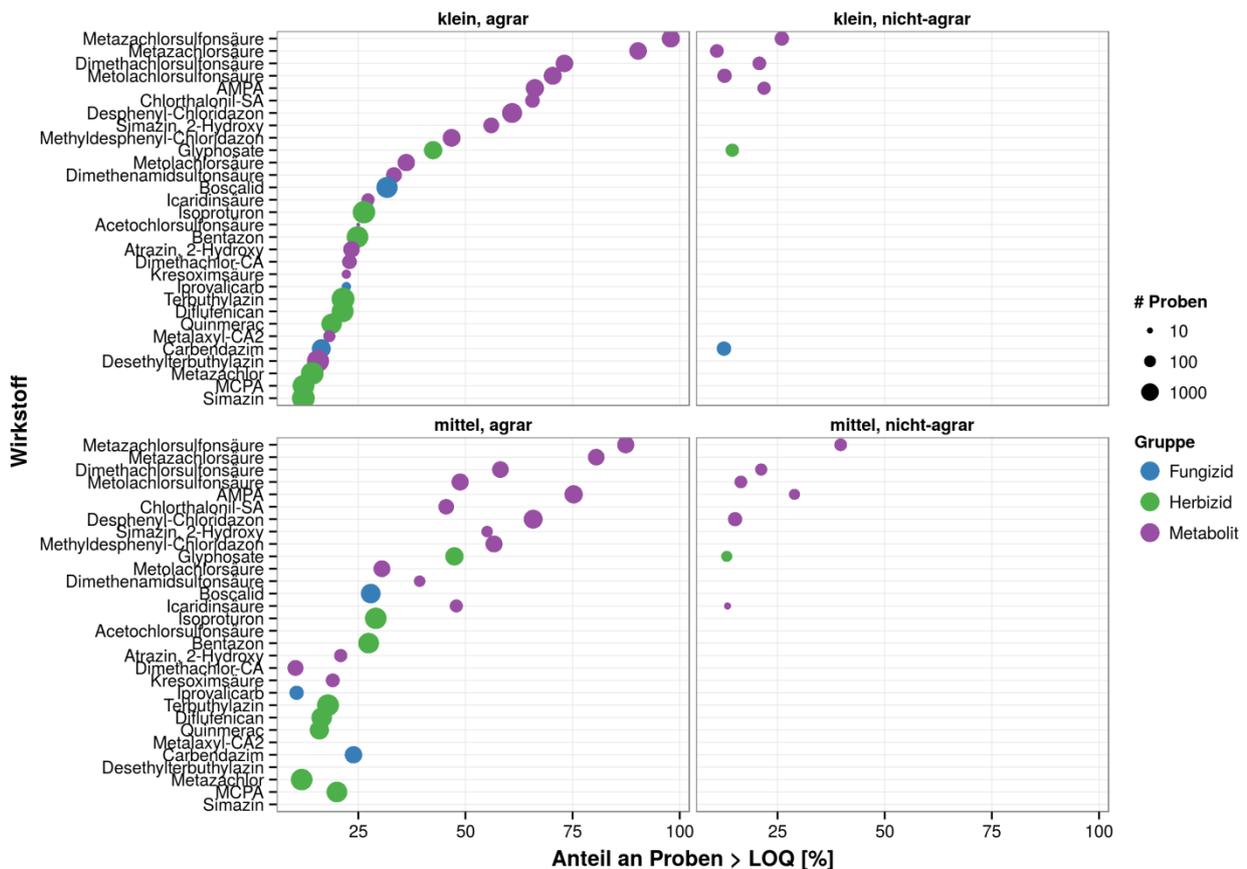
Der Belastungszustand von Gewässern mit PSM lässt sich anhand verschiedener Kennwerte beurteilen. Hier wurden die folgende Werte betrachtet: Positivbefunde von Wirkstoffen (inkl. Wirkstoffvarianten) und deren Metaboliten sowie Vergleich der Messdaten mit UQNs, RAKs (s. Kap. 2.2.1.1) und TUs (s. Kap. 2.2.1.2). Unabhängig von den verwendeten Kennwerten unterschätzen diese Ergebnisse die tatsächliche Belastung wie in Kapitel 4 näher beschrieben.

Für diese Betrachtung wurde der vorhandene Datensatz in vier Kategorien anhand der landwirtschaftlichen Nutzung im EZG eingeteilt: 'landwirtschaftlich geprägtes Kleingewässer' (>40% landwirtschaftliche Nutzung, $EZG < 30 \text{ km}^2$), 'nicht landwirtschaftlich geprägtes Kleingewässer' (<10% landwirtschaftliche Nutzung, $EZG < 30 \text{ km}^2$), 'landwirtschaftlich geprägtes Gewässer' (>40% landwirtschaftliche Nutzung, $30 \text{ km}^2 \leq EZG < 100 \text{ km}^2$) und 'nicht landwirtschaftlich geprägtes Gewässer' (<10% landwirtschaftliche Nutzung, $30 \text{ km}^2 \leq EZG < 100 \text{ km}^2$).

5.2.1 Positivbefunde von Wirkstoffen und deren Metaboliten

Metaboliten waren die Stoffe mit den häufigsten Positivbefunden (Abbildung 26), d. h. mit Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze. Dies deutet nicht nur auf die Relevanz der Metaboliten, sondern auch auf die der Muttersubstanzen hin. Als häufigstes zugelassenes Herbizid wurde Glyphosat gefunden, gefolgt von Isoproturon und Bentazon. Boscalid ist das am häufigsten nachgewiesene Fungizid. Der Anteil an Proben mit Positivbefunden in kleineren Gewässern ist tendenziell größer, allerdings ist dies nicht deutlich ausgeprägt. Insgesamt ist in Bezug auf den Belastungszustand festzuhalten, dass einzelne Wirkstoffe und Metaboliten sehr häufig oberhalb der Bestimmungsgrenze gefunden werden.

Abbildung 26: Anteil an Positivbefunden je Wirkstoff für die vier definierten Kategorien landwirtschaftlicher Nutzung und Gewässergröße

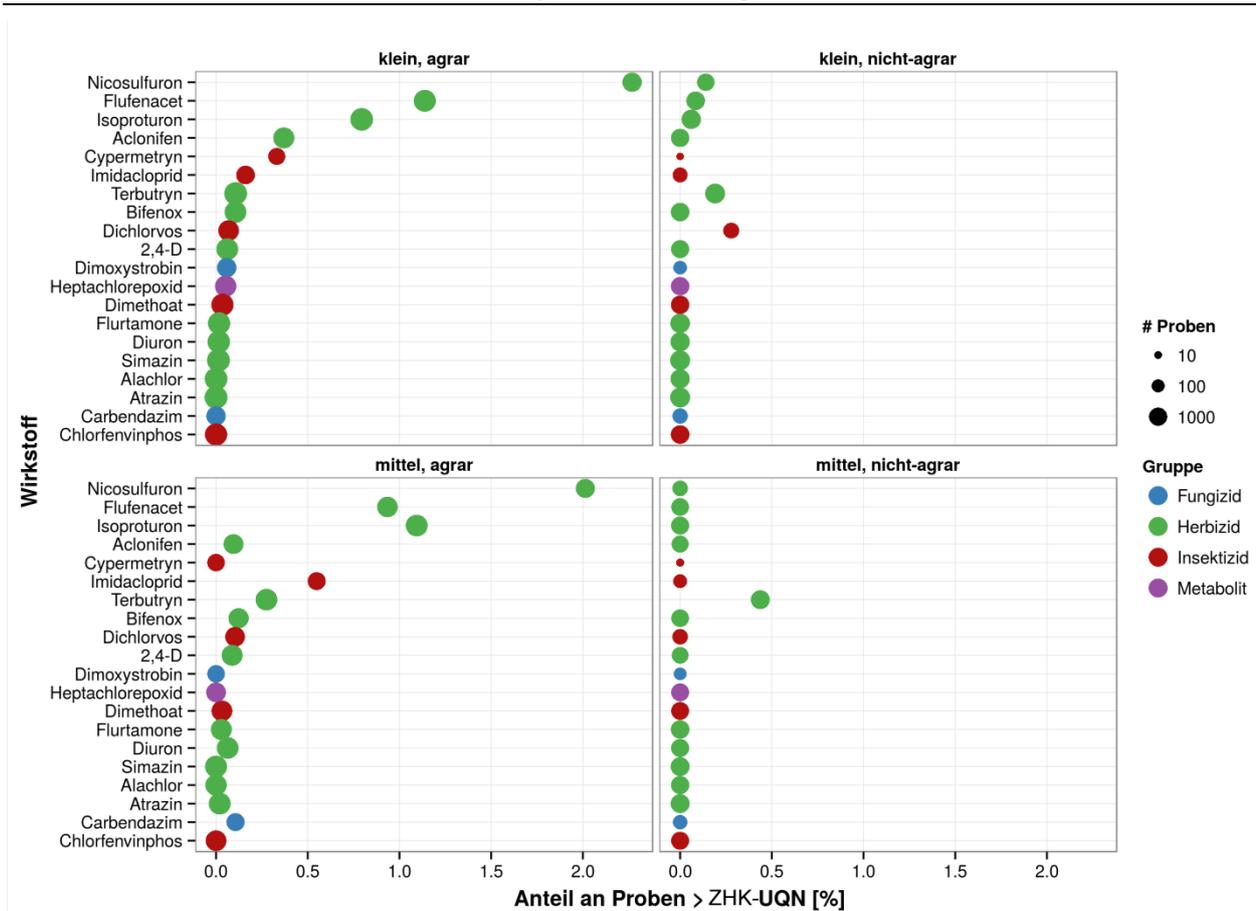


Anmerkung: Die Wirkstoffe sind der Relevanz in Kleingewässern nach absteigend angeordnet. Es sind nur Stoffe dargestellt, welche in mehr als 10% der Proben Positivbefunde zeigten.

5.2.2 Vergleich der Messdaten mit Umweltqualitätsnormen

Ein Vergleich mit JD-UQN ist nicht ohne weiteres mit den vorhandenen Monitoringdaten durchführbar, da dazu Jahresdurchschnittswerte für jede Messstelle berechnet werden müssten. Dies ist jedoch auf der Grundlage der vorhandenen Daten nicht leistbar. Daher wurden hier ausschließlich ZHK-UQN-Vergleiche, die auch mit Einzelmesswerten gültig sind, durchgeführt. Die hier angewandten ZHK-UQN entsprechen denen der Anlagen 6 und 8 des Entwurfs der novellierten Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV), da diese bereits die neuen Stoffe der EU-Richtlinie 2013/39/EU (EU 2013) sowie ZHK-UQN für zwölf PSM-Wirkstoffe der Anlage 6 enthält. Für letztere, d.h. Stoffe der Anlage 5 der derzeit noch aktuellen OGewV (2011), waren bisher nur JD-UQN festgelegt. Von allen dort aufgelisteten Wirkstoffen wiesen nur drei Stoffe Überschreitungen der ZHK-UQN in landwirtschaftlich geprägten Kleingewässern in mehr als 0,5% der Proben auf: Nicosulfuron, Flufenacet und Isoproturon (Abbildung 27). Während größere Gewässer der Agrarlandschaft (>40% landwirtschaftliche Nutzung, $30 \text{ km}^2 \leq \text{EZG} < 100 \text{ km}^2$) ähnlich viele Überschreitungen der ZHK-UQN aufwiesen wie landwirtschaftlich geprägte Kleingewässer, traten kaum Überschreitungen in nicht-landwirtschaftlichen Gewässern auf. Insgesamt ist in Bezug auf den Belastungszustand festzuhalten, dass nur sehr wenige Überschreitungen der ZHK-UQN auf Basis der Daten gefunden wurden. Allerdings wurde bereits an verschiedenen Stellen in Kapitel 4 darauf hingewiesen, dass die Aussagekraft der Messdaten zur Beurteilung von Überschreitungen der ZHK-UQN gering ist (z.B. geringe Wahrscheinlichkeit der Erfassung von Maximalkonzentrationen).

Abbildung 27: Anteil an Proben > ZHK-UQN je Wirkstoff für die Gewässer der vier Kategorien landwirtschaftlicher Nutzung und Gewässergröße

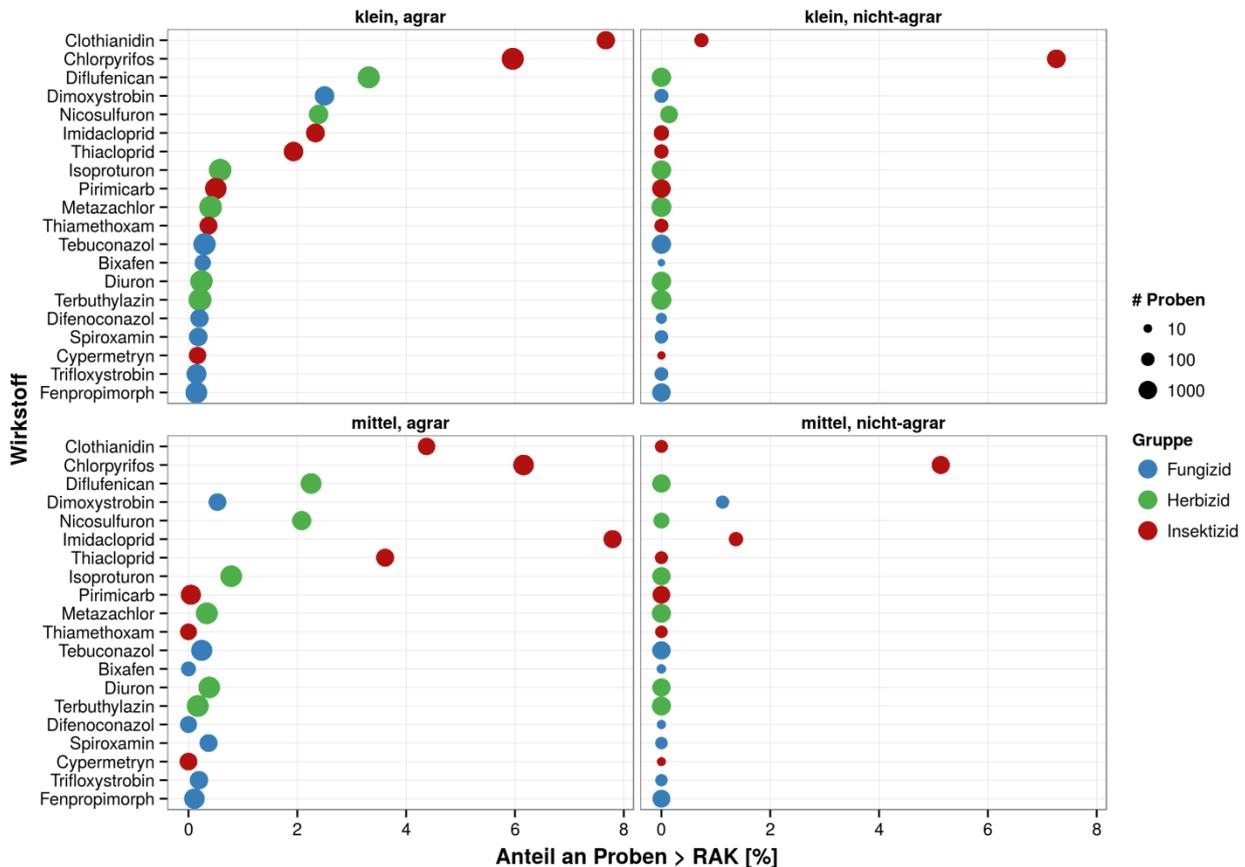


Anmerkung: Wirkstoffe sind der Relevanz in Kleingewässern nach absteigend angeordnet.

5.2.3 Vergleich der Messdaten mit Regulatorisch Akzeptablen Konzentrationen

Regulatorisch Akzeptable Konzentrationen (RAKs) wurden für dieses erste Teilvorhaben vom Umweltbundesamt für 106 Stoffe zur Verfügung gestellt. Es fällt auf, dass deutlich mehr Substanzen die RAK überschreiten als die ZHK-UQN, wobei zu beachten ist, dass die Projektdatenbank für wesentlich weniger Stoffe ZHK-UQN als RAKs enthält. Insbesondere Clothianidin und Chlorpyrifos überschreiten die RAKs in mehr als 5% der Proben. Generell weisen vor allem Insektizide RAK-Überschreitungen auf (Abbildung 28). Auch bei den RAK-Überschreitungen lassen sich keine großen Unterschiede bei landwirtschaftlich geprägten Gewässern unterschiedlicher Größe erkennen, während RAK-Überschreitungen in nicht-landwirtschaftlichen Gewässern mit der Ausnahme von Chlorpyrifos kaum eine Rolle spielen (Abbildung 28).

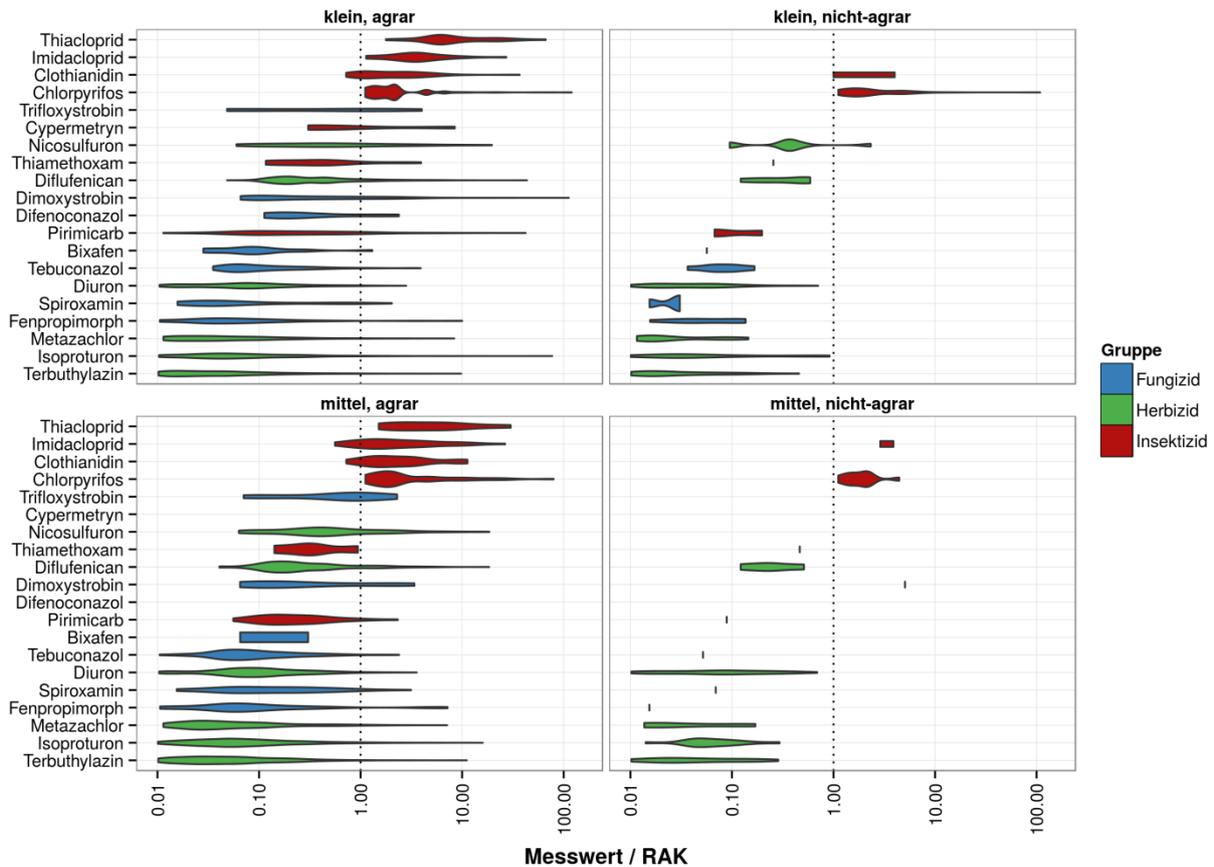
Abbildung 28: Anteil an Proben > RAK je Wirkstoff für die Gewässer der vier Kategorien landwirtschaftlicher Nutzung und Gewässergröße



Anmerkung: Wirkstoffe sind der Relevanz in Kleingewässern nach absteigend angeordnet.

Allerdings ist die Überschreitung von Qualitätsrichtwerten alleine nicht sehr informativ, sondern die Größe der Überschreitung sollte in die Beurteilung einbezogen werden (Abbildung 29). Die neonikotinoiden Insektizide Thiacloprid, Imidacloprid und Clothianidin zeigten mit bis zum 67-fachen der RAKs die deutlichsten Überschreitungen. Das Insektizid Chlorpyrifos zeigte ebenfalls deutliche Überschreitungen, allerdings lag die niedrigste Nachweisgrenze (0,0005 µg/L in Sachsen) noch über der RAK, sodass jeder Positivbefund auch eine RAK-Überschreitung darstellte. Das bedeutet umgekehrt, dass die Überschreitungen für Chlorpyrifos aufgrund der Nachweisgrenze noch unterschätzt werden. Die vier genannten Stoffe sind auch für landwirtschaftlich geprägte Gewässer mittlerer Größe von Relevanz. RAK-Überschreitungen führen mit hoher Wahrscheinlichkeit zu Effekten auf die Makrozoobenthos-Gemeinschaften (Morrissey et al. 2015). Insgesamt ist in Bezug auf den Belastungszustand auch hier festzuhalten, dass nur sehr wenige Überschreitungen der RAK auf Basis der Messdaten gefunden wurden. Jedoch ist, wie in Kapitel 4 dargestellt, die Aussagekraft der Daten zur Beurteilung von Überschreitungen gering (z.B. geringe Wahrscheinlichkeit der Erfassung von Maximalkonzentrationen).

Abbildung 29: Violinplot der RAK-Überschreitungen für die Gewässer der vier Kategorien landwirtschaftlicher Nutzung und Gewässergröße



Anmerkung: Dargestellt ist der Quotient aus Messwert und RAK. Wirkstoffe sind nach dem Median in kleinen landwirtschaftlichen Gewässern angeordnet.

5.2.4 Berechnung von Toxic Units für die Messdaten

Die bisher dargestellten Kennwerte beziehen sich alle auf eine Einzelstoffbetrachtung, allerdings kommen PSM meist als Mischung in Gewässern vor (Abbildung 30). In den uns vorliegenden Proben wurden bis zu 55 PSM-Wirkstoffe gleichzeitig nachgewiesen. Das Toxic Unit Konzept (s. Kap. 2.2.1.2) erlaubt die Toxizität über mehrere Wirkstoffe in einer Probe zu integrieren, indem man die TU_{sum} berechnet. Allerdings ist meist nur einer oder einige wenige Stoffe für die Gesamtoxizität verantwortlich, weswegen TU_{sum} und TU_{max} (TU der Einzelsubstanz mit der höchsten TU) stark korrelieren (Schäfer et al. 2013) und die TU_{sum} nur maximal um 0,5-Größenordnungen höher ist.

Die Verteilung der $\log TU_{max}$ (Abbildung 31) zeigt, dass durchaus biologisch relevante Konzentrationen ($\log TU_{max} > -3$; Malaj et al. (2014), Schäfer et al. (2012)) in Gewässern vorkommen. Dies betrifft in Bezug auf die Gesamteinschätzung allerdings auch nur einen kleinen Anteil der Gewässer (vgl. Kap. 5.2.2 und Kap. 5.2.3).

Abbildung 30: Anzahl der Wirkstoffe je Probe für die Gewässer der vier definierten Kategorien landwirtschaftlicher Nutzung und Gewässergröße

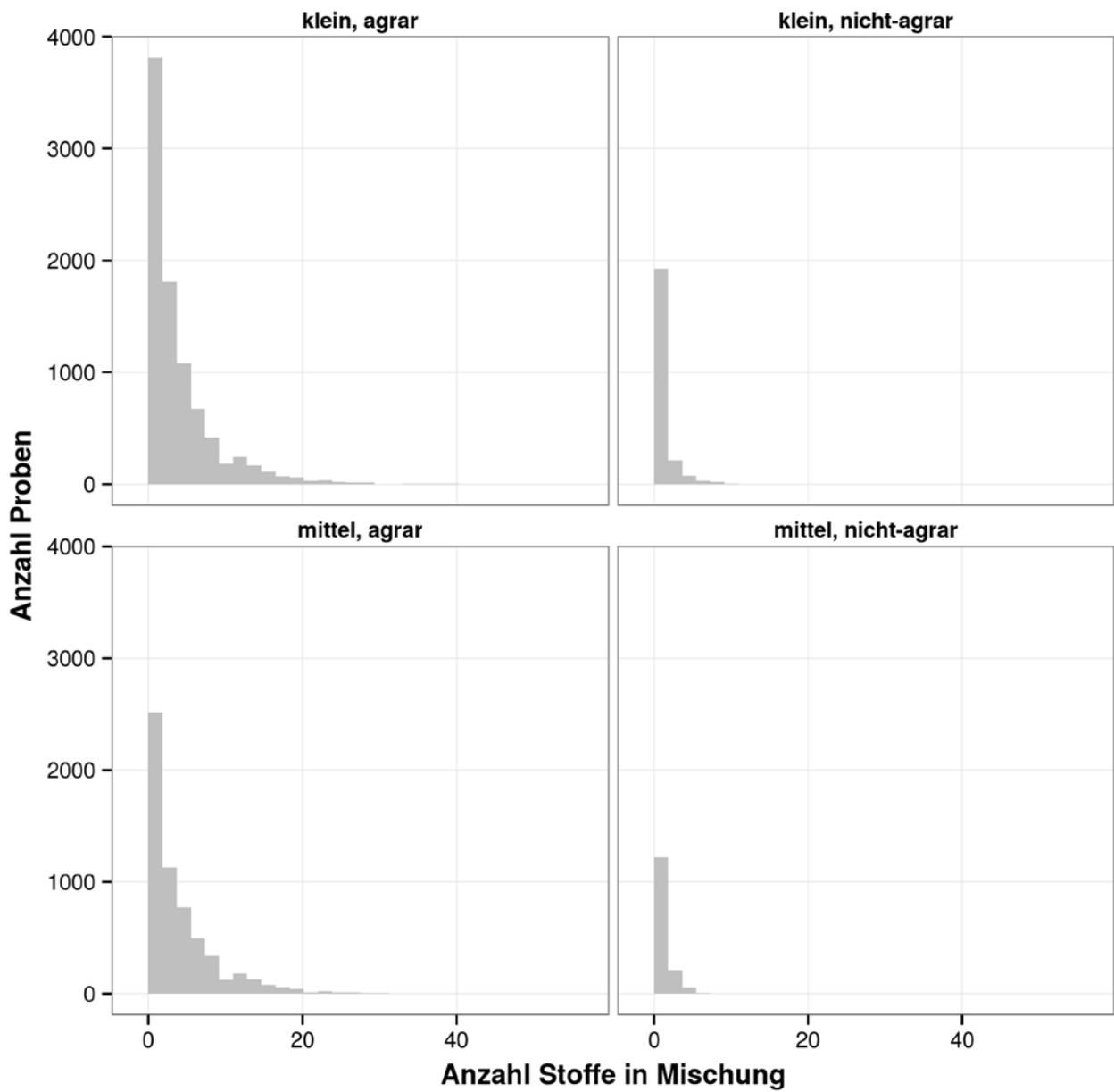
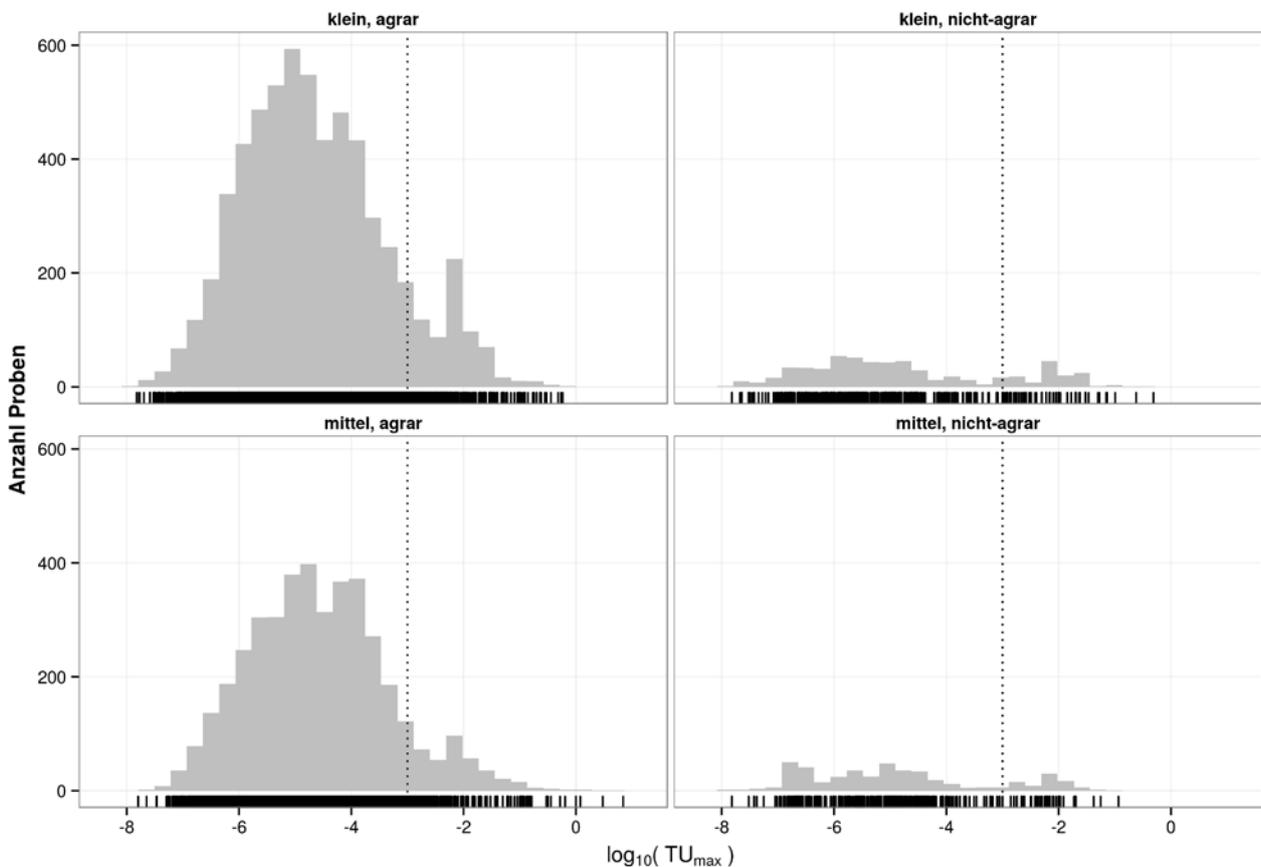


Abbildung 31: Verteilung der TU_{\max} in den Gewässern der vier definierten Kategorien landwirtschaftlicher Nutzung und Gewässergröße

Anmerkung: Die vertikale Linie gibt die Grenze von $\log TU_{\max} = -3$ an, bei der in anderen Studien biologisch relevante Effekte auftraten.

5.3 Einschätzung anhand der biologischen Monitoringdaten

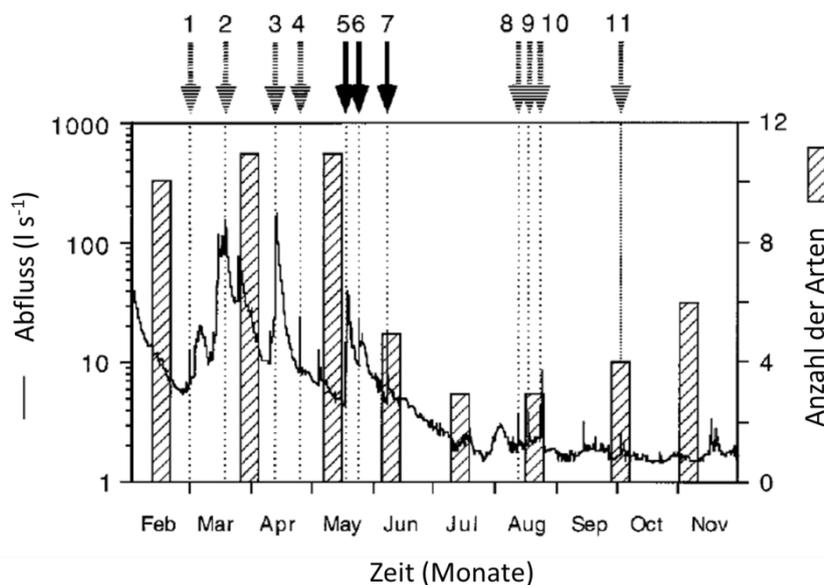
5.3.1 Grundsätzliche Beurteilung der Eignung des SPEAR als NAP-Indikator zur Einschätzung der PSM-Belastung in Kleingewässern

Für eine Eignungsprüfung des SPEAR-Index sind detaillierte Erhebungen zur PSM-Belastung und zu allen weiteren relevanten Stressoren notwendig, die zu einer Querempfindlichkeit mit dem SPEAR-Index führen können. Die notwendigen Daten zur Eignungsprüfung sind mit hoher räumlicher und zeitlicher Nähe zu erfassen, der zeitliche Schwerpunkt des Monitorings sollte außerdem im Anwendungszeitraum der PSM liegen. Derartig detaillierte Erhebungen sind nur im Rahmen intensiver Freilandstudien mit wenigen Messstellen möglich. Dagegen weisen die Daten des flächendeckenden behördlichen Monitorings eine zu große Ungenauigkeit und Varianz bezüglich dieser Kriterien auf.

Die folgende Eignungsprüfung des SPEAR-Index erfolgt daher anhand einer Zusammenstellung bisheriger Literaturstudien sowie einer ergänzenden Analyse einer aktuellen Freilandstudie zur Untersuchung von PSM-Einträgen aus Kläranlagen (Ronald Münze et al., Department System-Ökotoxikologie, UFZ, unveröffentlicht). Bei der Eignungsbeurteilung des SPEAR-Index werden folgende Aspekte diskutiert, die das Indikatorergebnis im Freiland beeinflussen können: hydraulischer Stress, hydro-morphologische Degradation, Schwebstoffeintrag sowie Nährstoffeintrag/Saprobie.

Eine der ersten Studien zur Entwicklung des SPEAR-Index zeigte, dass die Auswirkung von Insektiziden auf Makroinvertebraten unabhängig vom hydraulischen Stress ist, der durch den Oberflächenabfluss nach Starkregen ausgelöst wird (Liess und Schulz 1999). Der **hydraulische Stress** fasste dabei die **Abflussgeschwindigkeit** und die **Trübung** durch den Sedimenteintrag als Einzelstressoren zusammen. Die Studie wurde am Ohebach durchgeführt, einem typischen Kleingewässer im landwirtschaftlichen Raum südlich von Braunschweig. Während der Studie wurde eine kurzfristige hohe Insektizidkonzentration von 6 µg/L Parathion-Ethyl in Wasserproben und 302 µg/kg Fenvalerate in Sedimentproben festgestellt. Da der SPEAR-Index zu diesem Zeitpunkt noch nicht existierte, wurde die Auswirkung durch Insektizide wie folgt beschrieben: Nach Insektizidbelastung reduzierte sich die Anzahl abundanter Arten von elf auf acht mit einer Wiedererholungszeit von sechs Monaten (4 Arten) bzw. elf Monaten (3 Arten). Um den hydraulischen Stress als weiteren Faktor auszuschließen, wurde ein Mikrokosmos parallel zur Probestelle betrieben und über ein Reservoir mit Flusswasser gespeist. Der Mikrokosmos wurde mit den dominanten Arten *Gammarus pulex* und *Limnephilus lunatus* besetzt, die den gleichen Effekt zeigten wie direkt im Ohebach. Außerdem wurden negative Effekte auf Makroinvertebraten nur festgestellt, wenn mit dem Niederschlagsereignis auch eine Insektizidbelastung stattfand (Abbildung 32, Niederschlagsereignis 5-7). Ein ebenfalls starker Oberflächenabfluss wurde vor Insektizidanwendung beobachtet (Abbildung 32, Niederschlagsereignis 1-4). Dies ist typisch für Starkregen im Frühjahr und auch in weiteren Studien zeigte sich, dass der $SPEAR_{pesticides}$ (%) von Starkregenereignissen vor PSM-Anwendung nicht beeinflusst wird (Liess und von der Ohe 2005).

Abbildung 32: Anzahl der Arten und Abflusswerte des Ohebachs über die Zeit



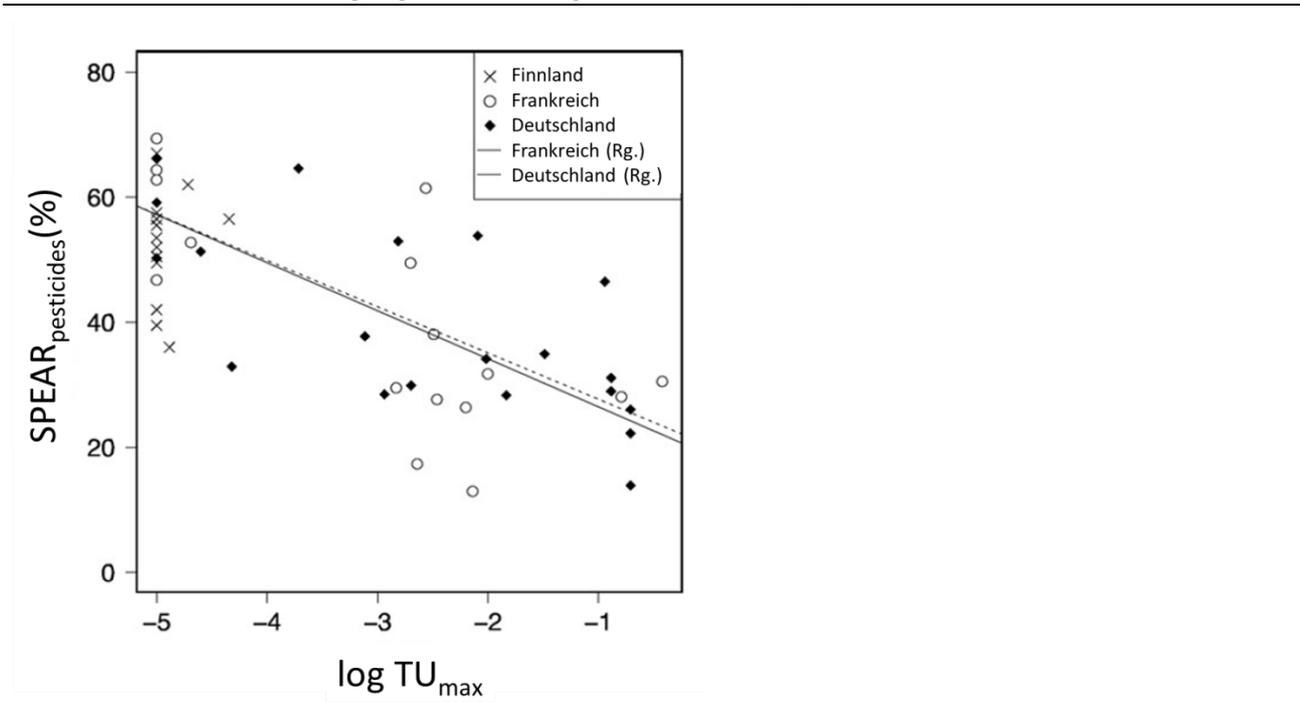
Anmerkung: Die Pfeile zeigen den Oberflächenabfluss nach Niederschlagsereignissen an mit hoher Insektizidbelastung (schwarz) sowie niedriger Insektizidbelastung (grau). Bildquelle: Liess und Schulz (1999).

Es folgten drei weitere Freilandstudien zur Entwicklung und Anwendung des SPEAR-Index (Liess et al. 2008, Liess und von der Ohe 2005, Schäfer et al. 2007). Die Studien wurden in drei unterschiedlichen geografischen Regionen durchgeführt: Norddeutschland, Nordfrankreich und Südfinnland. Die Probestellen wurden so ausgewählt, dass eine spätere Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet war. Bei allen drei Untersuchungsgebieten handelte es sich um typische Kleingewässer im landwirtschaftlichen Raum ohne sommerliches Austrocknen mit angrenzenden landwirtschaftliche Flächenn, einer durchschnittlichen Strömungsgeschwindigkeit zwischen 0,1 und 0,5 m/s, einer maximalen Tiefe von 0,8 m, sowie ohne Kläranlageneinträge, Industrieleitungen oder Grubenentwässerung

im Oberlauf. Um die Querempfindlichkeiten zu den allgemeinen **Stressoren** zu untersuchen, wurden folgende physikalischen und chemischen Standardparameter aufgenommen: Sauerstoff, pH, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Phosphat, Konzentration suspendierter Partikel, Temperatur, Strömungsgeschwindigkeit, Leitfähigkeit und Wasserhärte. Die **hydromorphologische Struktur** wurde als Gewässertiefe und –breite, Sohlenstruktur sowie Breite des Randstreifens in einem 50-Meter-Bereich oberhalb und unterhalb der Messstellen quantifiziert. Außerdem wurde das Vorhandensein von **Erholungsbereichen** oberhalb der Probestelle bestimmt. Ein Erholungsbereich kann als unkontaminierter Fließgewässerabschnitt (z.B. Wald oder Wiese) von etwa 100 m Länge innerhalb von 3 Kilometern im Oberlauf definiert werden.

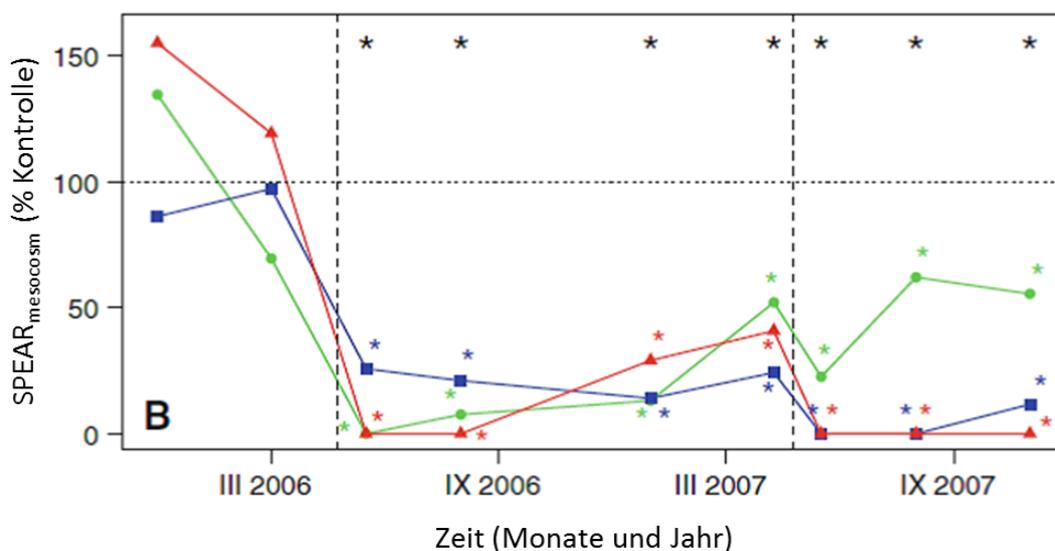
Die Besonderheit der Ergebnisse der in Finnland durchgeführten Messungen war, dass lediglich eine unbedeutende PSM-Belastung festzustellen war. Lediglich ein Fungizid wurde mit einer insgesamt geringen Toxizität gegenüber Makroinvertebraten detektiert ($\log TU_{\max} < -4$). Der geringe PSM-Einsatz in Finnland ist durch das kühlere Klima und den dadurch bedingten geringeren Schädlingsdruck zu erklären (Kattwinkel et al. 2011). Der geringe PSM-Einsatz in Finnland spiegelte sich wieder in der sehr guten ökologischen Qualität der Fließgewässer ausgedrückt als $SPEAR_{\text{pesticides}} [\%]$ (Abbildung 33). Dabei handelte es sich auch in Finnland um typische Kleingewässer im landwirtschaftlichen Raum mit ähnlicher hydromorphologischer Degradation wie in Frankreich und Deutschland. Daraus kann geschlossen werden, dass der SPEAR-Index weitgehend spezifisch auf PSM-Belastung reagiert und von weiteren Stressoren wie hydromorphologische Degradation relativ unbeeinflusst ist. Ebenfalls konnte mit den Länderdaten aus Deutschland, Frankreich und Finnland gezeigt werden, dass neben der Toxizität kein anderer **Stressor** zum besten statistischen Modell für die Erklärung von SPEAR beitrug. Allerdings wurde für die Länderdaten in Deutschland und Frankreich festgestellt, dass das Vorhandensein von **Erholungsbereichen** oberhalb der Probestelle die Werte von $SPEAR_{\text{pesticides}} (\%)$ signifikant erhöht (Liess et al. 2008, Liess und von der Ohe 2005, Schäfer et al. 2007).

Abbildung 33: Zusammenhang zwischen der Gemeinschaftsstruktur von Makroinvertebraten ausgedrückt als $SPEAR_{\text{pesticides}} (\%)$ und der Toxizität der PSM-Belastung in $\log TU_{\max}$ in den drei geografischen Regionen Frankreich, Deutschland und Finnland



In einer weiteren Studie wurde der SPEAR-Index für eine **Mesokosmenstudie** adaptiert (Beketov et al. 2008, Liess und Beketov 2011). In dieser Studie wurden Makroinvertebratengemeinschaften zweimalig einer Pulsbelastung durch Thiacloprid ausgesetzt. Faktoren wie **Hydraulischer Stress, Hydro-morphologische Degradation oder weitere Stressoren** der allgemeinen Wasserqualität waren innerhalb der Studie kontrolliert und in den Mesokosmen auf gleichem Niveau. Ein Eintrag von **sauerstoffzehrenden Substanzen** konnte ausgeschlossen werden. Die Anwendung des SPEAR-Konzepts zeigte, dass bei einer Konzentration von 0,1 µg/L Thiacloprid der Anteil sensitiver Arten langfristig unterhalb des Kontrollniveaus liegt (s. Abbildung 34). Thiacloprid gehört zu der Insektizidgruppe der Neonikotinoide und bei der Umrechnung der Versuchskonzentrationen in Toxic Units (log TU) ist ein Vergleich der Daphnientoxizität nicht sinnvoll, da diese Art sehr unempfindlich auf Neonikotinoide reagiert (vgl. Kap. 2.2.1.2). Stattdessen führt ein Vergleich mit dem 96h-LC₅₀-Wert von 4,6 µg/L für *Baetis Rhodani* und dem 24h-LC₅₀-Wert von 7,35µg/L für *Culex pipiens* (Beketov und Liess 2008) zu der Einschätzung, dass die Versuchskonzentration von 0,1 µg/L in etwa einer log TU von -1,6 bis -1,8 entspricht. Diese Toxizität entspricht Insektizidbelastungen, die bereits mehrfach in Freilanduntersuchungen festgestellt wurden (Liess et al. 2008, Liess und von der Ohe 2005, Schäfer et al. 2007, Schäfer et al. 2012). Daraus kann geschlossen werden, dass die im Freiland vorhandenen Insektizidbelastungen ökologische Effekte bewirken können, die durch den SPEAR-Index angezeigt werden.

Abbildung 34: Entwicklung der Gemeinschaftsstruktur von Makroinvertebraten in einem zweijährigen Mesokosmenversuch nach wiederholter Pulskontamination mit Thiacloprid



Anmerkungen: Die Zeitpunkte der Thiaclopridapplikation sind als senkrecht gestrichelte Linien markiert. Effekte auf die Gemeinschaftsstruktur sind mit dem SPEAR-Index quantifiziert (adaptierte Version für Mesokosmen). Die Gemeinschaftsstruktur in der Kontrolle ist auf 100 % gesetzt. Schwarze Sternchen zeigen einen signifikanten Gesamteinfluss der Thiacloprid-Belastung auf die Werte von SPEAR_{mesocosm} (%). Farbige Sternchen zeigen signifikante Abweichungen der Gemeinschaftsstruktur einzelner Konzentrationsstufen im Vergleich zur Kontrolle (ANOVA mit nachfolgendem Games-Howell post-hoc test). Konzentrationen entsprechen 0,1 µg/L (grün), 3,2 µg/L (blau) sowie 100 µg/L (rot) Thiacloprid. Bildquelle: Liess und Beketov (2011).

In einer weiteren Studie wurde der Einfluss von **Kläranlagen** auf den SPEAR-Index untersucht (Bunzel et al. 2013). Kläranlagen stellen neben dem Oberflächenabfluss von landwirtschaftlichen Flächen einen weiteren wichtigen Eintragspfad für PSM-Belastungen dar. Die Datenbasis bildeten Daten aus dem Monitoring des Landes Hessen mit 328 Messstellen. Veränderungen der Gemeinschaftsstruktur wurden sowohl mit dem SPEAR-Index als auch mit dem Saprobienindex bewertet. Es

zeigte sich, dass sowohl **insektizide PSM-Belastung** als auch **sauerstoffzehrende Substanzen** die Gemeinschaftsstruktur von Makroinvertebraten bis zu 3 km unterhalb von Kläranlagen veränderten. Um zwischen den Stressoren zu unterscheiden und die Querempfindlichkeiten beider Indizes zu minimieren, wurden die Indizes für die Auswertung wie folgt überarbeitet: Für eine Alternativberechnung des SPEAR-Index wurden alle Arten von der originalen Taxaliste ausgeschlossen, für die ein Saprobienwert von kleiner als 2 oder kein Saprobienwert definiert ist. Für eine Alternativberechnung des Saprobienindex wurden alle Arten von der Taxaliste entfernt, die gemäß dem SPEAR-Konzept als empfindlich gegenüber einer PSM-Belastung eingestuft sind. Ebenfalls befasste sich die Studie mit der Interaktion zwischen **Hydromorphologischer Degradation** und der insektiziden PSM-Belastung. Es zeigte sich, dass der $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}} (\%)$ bei geringer Gewässerstrukturgüte abnimmt. Messstellen mit besonders starker Hydromorphologischer Degradation wurden daher aus der weiteren Analyse zum SPEAR-Index entfernt (Gewässerstrukturklassen 6-7; LAWA (2000)). Allerdings konnte im Rahmen der Studie nicht geklärt werden, inwiefern es sich bei der beschriebenen Interaktion um eine Pseudokorrelation handelt. Es ist anzunehmen, dass Kleingewässer mit sehr niedriger Gewässerstrukturgüte ebenfalls über erhöhte PSM-Einträge verursacht durch angrenzende Landwirtschaft verfügen und der SPEAR-Index diese Belastung richtig anzeigt.

Die Eignungsprüfung des SPEAR-Index wird außerdem durch die Betrachtung einer aktuellen, unveröffentlichten Freilandstudie zur ökologischen Auswirkung von PSM-Einträgen aus **Kläranlagen** ergänzt (Ronald Münze et al., Department System-Ökotoxikologie, UFZ, unveröffentlicht). In dieser Studie wurden sieben Kläranlagen in landwirtschaftlicher Umgebung Sachsen-Anhalts hinsichtlich einer Belastung durch 32 Herbizide, 30 Fungizide, 19 Insektizide, 5 PSM-Metaboliten und 2 Pharmazeutika untersucht. Die Beprobung der Fließgewässer fand jeweils oberhalb und unterhalb der Kläranlagen mit 2 Messkampagnen im Mai und Juli 2013 statt. Die ökologischen Auswirkungen auf die Makroinvertebraten wurden mit dem SPEAR-Index quantifiziert. Zur Untersuchung der Querempfindlichkeit des SPEAR-Index zu anderen Stressoren wurden zusätzlich die folgenden Parameter erhoben. Allgemeine **physikochemische Parameter** umfassen Temperatur, Fließgeschwindigkeit, Leitfähigkeit, pH-Wert, Tiefe und Breite der Fließgewässer. **Nährstoffgehalt und Saprobie** wurden durch die Gehalte an Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat, den biochemischen Sauerstoffgehalt (BSB5) und den allgemeinen Sauerstoffgehalt quantifiziert. Um den Einfluss der **Gewässerstrukturgüte** auszuklammern, wurde bei der Auswahl der Kläranlagen auf eine mittlere Gewässerstrukturgüte der Messstellen geachtet (Gewässerklassen III und IV, mäßig bis deutlich beeinträchtigt).

Positivbefunde des chemischen Monitorings wurden für 45 der 88 untersuchten Substanzen festgestellt. Die Positivbefunde umfassten 19 Herbizide, 14 Fungizide, 7 Insektizide und 5 PSM-Metaboliten. Eine signifikante Erhöhung der Konzentrationen durch die Kläranlageneinträge wurde für die Fungizide und für die Insektizidgruppe der Neonikotinoide festgestellt. Multiple Regressionsanalysen ergaben, dass die ökologische Qualität der Fließgewässer vor und nach der Kläranlage insbesondere durch die PSM-Belastung in Toxic Units zu erklären ist (Linear Mixed Effect Model mit der Variablen ‚Fließgewässer‘ als Zufallsfaktor, $df = 12$, $r^2 = 0,72$, $p < 0,001$). Korrelationen anderer Parameter mit der PSM-Belastung wurden für die Temperatur ($r^2 = 0,66$, $p < 0,001$), die Leitfähigkeit ($r^2 = 0,6$, $p = 0,001$), den Nitritgehalt ($r^2 = 0,58$, $p = 0,002$), den pH-Wert ($r^2 = 0,4$, $p = 0,01$), den Phosphat-Gehalt ($r^2 = 0,37$, $p = 0,02$) und den Gesamtgehalt von Organischem Kohlenstoff ($r^2 = 0,32$, $p = 0,03$) festgestellt. Die Ergebnisse für alle untersuchten Parameter sind in Tabelle 13 dargestellt. Eine Modellvereinfachung führt allerdings dazu, dass die aufgezählten Parameter aus dem Minimal Adäquaten Modell entfernt werden. Das liegt daran, dass die Parameter zum einen weniger gut geeignet sind, den $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}} (\%)$ zu erklären, und gleichzeitig mit der erklärenden Variablen ‚Toxic Units‘ korrelieren (r^2 von 0,22 bis 0,5). Daraus kann geschlossen werden, dass im Wesentlichen die Toxizität einer Probestelle, angezeigt in $\log \text{TU}_{\text{max}}$, für die ökologischen Effekte durch PSM-Belastung verantwortlich ist.

Tabelle 13: In der Freilandstudie erhobene Parameter mit ihrer Korrelation zum ökologischen Effekt an den Messstelle, angezeigt als SPEAR_{pesticides} (%)

Parameter	Einheit	Minimum	Maximum	r ²	p
Ammonium	mg/L	0,09	29,3	0,24	0,08
Nitrit	mg/L	54	358	0,58	0
Nitrat	mg/L	0	19	0,17	0,14
Phosphat	mg/L	0	3,68	0,37	0,02
Ges. organischer Kohlenstoff	mg/L	2,1	18,97	0,32	0,03
Biochemischer O ₂ -Bedarf	mg/L	0	14,8	0,02	0,66
Leitfähigkeit	µS	207	1157	0,6	0
pH		7,4	8,3	0,41	0,01
Temperatur	°C	8,6	12,72	0,66	0
Gewässerbreite	m	1,1	6	0,23	0,08
Gewässertiefe	m	0,1	0,25	0,14	0,18
Fließgeschwindigkeit	cm/s	3,57	27,1	0,09	0,29
Toxic Units	log TU _{max}	-4,6	-1,8	0,72	0

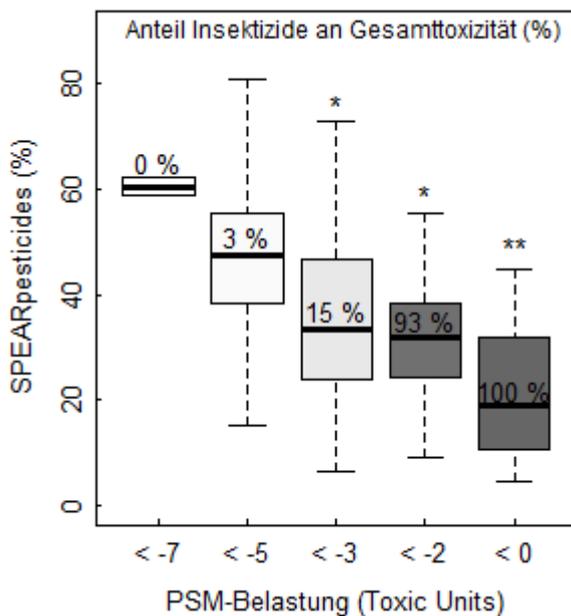
5.3.2 Fallbeispiel Sachsen

Wie in Kapitel 4.2.5 beschrieben, empfehlen wir für eine Einschätzung des Belastungszustands eine kombinierte Datenauswertung des PSM- und MZB-Monitorings. Ein Monitoring von PSM und MZB mit höherer räumlicher Übereinstimmung der Messstellen in Kleingewässern liegt allerdings zurzeit nur in zwei Bundesländern mit größerer Anzahl von Messstellenpaaren vor, Nordrhein-Westfalen sowie Sachsen. Da es an dieser Stelle nicht um einen direkten Ländervergleich gehen soll, wählten wir Sachsen als Fallbeispiel. Weiterhin wurde der Datensatz aus Sachsen für die folgende Auswertung zeitlich auf den Zeitraum 2011 bis 2014 eingegrenzt, da wir ein möglichst aktuelles Bild der Belastungszustands präsentieren wollen und davon auszugehen ist, dass sich sowohl das untersuchte Wirkstoffspektrum als auch die Analysemöglichkeiten über die Zeit ändern.

Der Zusammenhang zwischen der PSM-Belastung als maximale log TU einer Probestelle und den ökologischen PSM-Effekten (angegeben als SPEAR_{pesticides}) ist in Abbildung 35 dargestellt (einseitige ANOVA, df = 174, r² = 0,18). Im Vergleich zu Messstellen ohne feststellbare Toxizität (log TU_{max} kleiner als -7) ergeben sich für die Werte des SPEAR-Index bereits bei einer PSM-Belastung von größer als -5 log TU_{max} signifikante Unterschiede. Dies entspricht einer gemessenen PSM-Freilandkonzentration von größer einem 10.000stel des akuten 48h-LC50 von *Daphnia magna*. Diese niedrigen Effektkonzentrationen widersprechen bisherigen Erfahrungen aus wissenschaftlichen Freilandstudien, in denen signifikanten Effektkonzentrationen etwa 2 Größenordnungen höher liegen (Liess et al. 2008, Liess und von der Ohe 2005, Schäfer et al. 2007, Schäfer et al. 2012). Dieser Unterschied in den Effektkonzentrationen ist durch die unterschiedlichen Probenahmemethoden zu erklären. Beim behördlichen PSM-Monitoring handelt es sich meist um Stichproben an Tagen ohne Niederschlagsereignis. Dagegen werden in wissenschaftlichen Studien meist ereignisbezogenen Messungen durchgeführt, d.h. Messungen während Starkregenereignissen in denen sehr kurzfristig hohen Maximalkonzentrationen durch Oberflächenabfluss erfasst werden (Liess et al. 1999). Ein weiterer Hinweis auf eine Unterschätzung der tatsächlichen PSM-Belastung ist ebenfalls ersichtlich im prozentualen Anteil an Probenahmen, bei denen Insektizide die höchste Toxizität ausmachen: Der Anteil der Probenahmen bei denen Insektizide die Toxizität dominieren steigt sprunghaft von 15 % in der Klasse < -3 (log TU_{max}) auf 100 % in der Klasse < 0 (log TU_{max}) (Abbildung 35, Prozentangaben in den Boxplots). Die Wahrscheinlichkeit einer Unterschätzung von Maximalwerten zeigt sich ebenfalls im ungewöhnlich hohen Anteil nicht erklärter Varianz von 82%.

Ein weiterer wichtiger Faktor, der im Modell fehlt, ist das Vorhandensein von **Erholungsflächen** oberhalb der Probestelle. In sämtlichen Freilandstudien zum SPEAR-Index wurde gezeigt, dass Erholungsflächen oberhalb der Probestelle die ökologischen PSM-Effekte signifikant reduzieren (Liess et al. 2008, Liess und von der Ohe 2005, Schäfer et al. 2007, Schäfer et al. 2012). Werden Erholungsflächen bei der SPEAR-Anwendung nicht berücksichtigt, so erhöht sich die Unsicherheit der SPEAR-bezogenen Abschätzung einer PSM-Belastung. Dennoch zeigt der SPEAR-Index akkurat die tatsächliche ökologische Qualität einer Messstelle; einschließlich einer eventuell vorhandenen Erholung (Abbildung 36).

Abbildung 35: Zusammenhang zwischen der PSM-Belastung der Probestellen und den ökologischen Effekten der PSM-Belastung ausgedrückt als $SPEAR_{pesticides}$ (%)



Anmerkung: Die Prozentangaben beziehen sich auf den Anteil an Probenahmen, bei denen Insektizide die höchste Toxizität ausmachen ($\log TU_{max}$). Einseitige ANOVA mit nachfolgendem Dunnett's Post-hoc-Test, $df = 174$, $r^2 = 0,18$, $*p < 0,05$, $**p < 0,01$, and $***p < 0,001$.

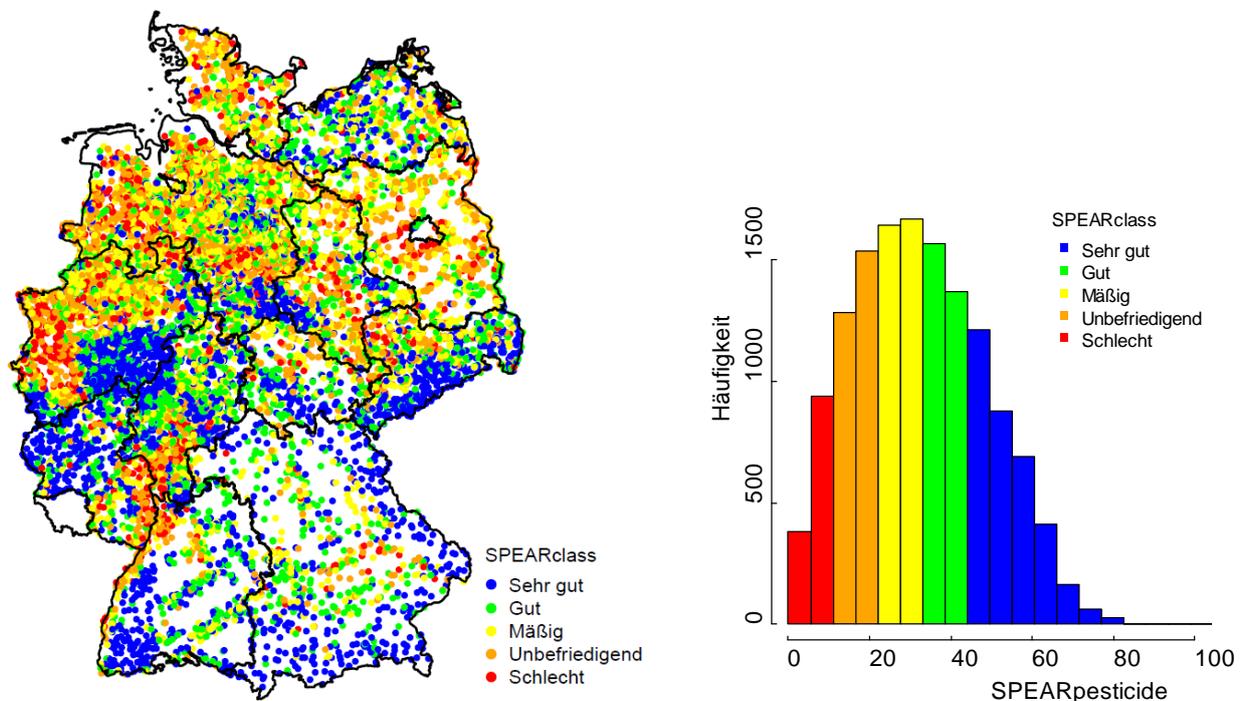
5.3.3 Bundesweite Anwendung des SPEAR-Index

Eine repräsentative bundesweite Einschätzung des PSM-Belastungszustandes von Kleingewässern in der Agrarlandschaft ist zum jetzigen Zeitpunkt nicht möglich (s. Defizitanalyse in Kapitel 4.2). Insbesondere findet kein räumlich homogenes und ausreichend dichtes PSM-Monitoring von Kleingewässern statt. Im Vergleich dazu ist die Datendichte des biologischen Monitorings höher. Allerdings kann hier nicht mit Sicherheit gesagt werden, ob es sich beim Großteil der Daten tatsächlich um Kleingewässer in der Agrarlandschaft gemäß der festgelegten Definition handelt (Einzugsgebiet $< 30 \text{ km}^2$, Anteil Landwirtschaft im EZG $> 40 \%$). Daher stellt die folgende bundesweite Bewertung der MZB-Daten mit dem SPEAR-Index lediglich ein ökologisches Screening dar, das zukünftig mit einem repräsentativen PSM-Monitoring zu ergänzen und zu validieren wäre.

Die Karte in Abbildung 36 zeigt die bundesweite Bewertung des ökologischen Zustands hinsichtlich einer insektiziden PSM-Belastung in SPEAR-Klassen und die dazugehörige Verteilung der kontinuierlichen Indexwerte $SPEAR_{pesticides}$ (%). Wie zu erwarten spiegelt die räumliche Verteilung der SPEAR-Klassen naturräumliche Einheiten mit deutlich unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung wieder. So werden Regionen mit geringer landwirtschaftlicher Nutzung mit den SPEAR-Klassen ,Sehr

gut‘ bis ‚Gut‘ bewertet (z.B. Mittelgebirgsschwelle mit Rheinischem Schiefergebirge, Harz, Oberpfälzisch-Bayerischem Wald und Alpenvorland). Dagegen werden Regionen mit hoher landwirtschaftlicher Nutzung mit den SPEAR-Klassen ‚Unbefriedigend‘ bis ‚Schlecht‘ bewertet (z.B. Norddeutsches Tiefland, insbesondere im Bereich der Lössböden). Die Mehrheit aller Messstellen im Bundesgebiet weist einen $SPEAR_{pesticides}$ von etwa 30 % auf und zeigt damit mäßige ökologische Effekte durch insektizide PSM-Belastung an (Abbildung 36). Bei einem $SPEAR_{pesticides}$ von 30 % ist nach Auswertung des sächsischen Datensatzes von kurzfristigen PSM-Belastungen in der Größenordnung von -2 bis -3 log TU_{max} auszugehen, d.h. von kurzfristigen Konzentrationen, die 100stel bis 1000stel des LC_{50} -*Daphnia magna* betragen. Wie in sämtlichen Freilandstudien zum SPEAR-Index und in Abbildung 35 bestätigt wurde, handelt es sich um einen Konzentrationsbereich, in dem man von langfristigen Effekten der PSM-Belastung auf die Gemeinschaft der Makroinvertebraten ausgehen kann (s. auch Kap. 5.3.1; (Liess et al. 2008, Liess und von der Ohe 2005, Schäfer et al. 2007, Schäfer et al. 2012)).

Abbildung 36: Berechnung von $SPEAR_{pesticides}$ (%) für alle im Rahmen des ersten Teilvorhabens vorliegenden biologischen Monitoringdaten



Anmerkung: Für die Darstellung wurde $SPEAR_{pesticides}$ (%) in 5 SPEAR-Klassen eingeteilt von ‚Sehr gut‘ bis ‚Schlecht‘. Links: Bundesweite räumliche Verteilung der SPEAR-Klassen; Rechts: Häufigkeitsverteilung des $SPEAR_{pesticides}$ -Index (%), farblich markiert entsprechend der SPEAR-Klasse. Für die Messstellen konnten die EZG-Größen nicht einheitlich ermittelt werden. Daher ist es nicht auszuschließen, dass in der Karte neben den Messstellen an Kleingewässern auch die Probenahmeorte anderer Binnengewässer dargestellt sind.

6 Durchführung eines Projekt-Workshops

Am 6./7. Oktober fand im Hause der BfG ein Projekt-Workshop für das erste Teilvorhaben statt, auf dem die wesentlichen Ergebnisse der AP I bis III präsentiert und Eckpunkte für ein künftiges Monitoring zur PSM-Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft zur Diskussion gestellt wurden. Neben Vertreter_innen verschiedener Landesbehörden, in deren Zuständigkeit das Oberflächengewässermonitoring bzw. der Vollzug des Pflanzenschutzgesetzes fällt, nahmen Vertreter_innen des UBA, des BLE, des BVL und des JKI sowie von Universitäten und anderen Forschungseinrichtungen, des Industrieverbandes Agrar und des Bundes für Umwelt und Naturschutz Deutschland an der Veranstaltung teil. Insgesamt waren elf Bundesländer vertreten. Die Liste der Teilnehmer_innen befindet sich in Tabelle 19 im Anhang zu diesem Bericht.

Im Folgenden werden die wesentlichen Inhalte der Diskussionen zu den vier Themenblöcken des Workshops zusammengefasst. Die folgenden Punkte stellen z.T. Vorschläge einzelner Teilnehmer_innen dar und sollten nicht als abgestimmte Workshop-Ergebnisse verstanden werden.

Themenblock 1: Status quo Monitoringstrategien und -konzepte

Zu Beginn wurden in diesem Themenblock ein allgemeiner Überblick über Konzepte in Deutschland und drei Beispiele für ein Kleingewässermonitoring präsentiert (Monitoring Sachsen, PSM-Sonderuntersuchung Schleswig-Holstein und ereignisbezogenes Monitoring des JKI). In der anschließenden Diskussion wurden die folgenden Vorschläge geäußert:

- ▶ Bei der Auswahl der Probenahmemethoden und -stellen sollten die Eintragspfade berücksichtigt werden. Neben dem Run-off können auch Einträge durch Drainage oder Abdrift und Einträge aus Kläranlagen relevant sein. Neben dem Run-off von behandelten Feldern stellen z.B. die Abspülung von befestigten Flächen (Straßen und Wege) und eine unsachgemäße Spritzenreinigung relevante Quellen dar. Auch in Pfützen wurden erhöhte PSM-Konzentrationen festgestellt.
- ▶ Bisher werden Passivsammler und manuelle ereignisbezogene Gewässerbeprobungen nicht routinemäßig in der Gewässerüberwachung in den Bundesländern eingesetzt. In der Schweiz werden manuelle ereignisbezogene Probenahmen bereits praktiziert.
- ▶ Zur Ergänzung der Messdaten sollten Anwendungsmengen und -zeiträume von Pflanzenschutzmitteln erhoben werden.
- ▶ Nach dem Beispiel von Mecklenburg-Vorpommern sollten für ein PSM-Monitoring auch in FFH- und SPA-Gebiete (Special Protection Area nach EU-Vogelschutzrichtlinie) geeignete Messstellen ausgewählt werden.
- ▶ Zur Bewertung der PSM-Belastung von Oberflächengewässern sollten RAK-Werte als Umweltqualitätsrichtwerte für die Wirkstoffe herangezogen werden, für die bisher keine UQN festgelegt wurden.
- ▶ Eine Überprüfung der Einhaltung von RAKs ist nur durch eine sehr hohe Messdichte und ein breites Substanzspektrum erreichbar. Da auf Grund des Aufwandes hierbei vermutlich nur eine geringe Anzahl an Messstellen beprobt werden könnte, wäre eine Kopplung mit Extrapolationsmethoden unerlässlich. Die Extrapolationskriterien wären bereits in Vorbereitung eines solchen Monitorings zu klären. Nachfolgend sollten in einem zweiten Schritt Messstellen in geeigneten Modellgebieten ausgewählt werden.
- ▶ Um die Auswirkungen einer Koordination zwischen Landwirtschaft und Umweltschutz zu erproben, wird ein Modellversuch vorgeschlagen, der ein Monitoring in drei Gebieten umfassen sollte. In einem der drei Modellgebiete sollte eine intensive Kooperation von Behörden und Landwirten betrieben werden, in einem zweiten Gebiet nur eine Information der Landwirte erfolgen, im dritten Gebiet sollten weder eine Information der Landwirte noch eine Kooperation mit diesen stattfinden. Die Ergebnisse des Monitorings sollen Aufschluss darüber geben,

in wie weit Kooperations- und Informationsmaßnahmen dazu beitragen können, die PSM-Belastung von Kleingewässern zu reduzieren.

- ▶ Die Auswirkungen von Managementmaßnahmen im Pflanzenschutz auf Oberflächengewässer sollten intensiver überprüft werden, um wirksame Maßnahmen zu identifizieren.

Kontrovers diskutiert wurden Möglichkeiten und Grenzen beim Einsatz von Passivsammlern.

Themenblock 2: Projektergebnisse zur Bestandsaufnahme und erste Auswertungen der vorliegenden Daten

Als Einstieg in diesem Themenblock wurden die wesentlichen Ergebnisse der AP I – III bzgl. der Bestandsaufnahme bereits vorliegender Messdaten, deren Eignungsprüfung und der ersten Auswertung des PSM-Belastungszustandes präsentiert. Bzgl. der Bestandsaufnahme wird von mehreren Teilnehmer_innen berichtet, dass bisher nur wenige Messdaten für Standgewässer vorliegen. Als Gründe hierfür werden zu erwartende Schwierigkeiten bei der Datenauswertung und mangelnder Informationsbedarf genannt. In einem Bundesland wird derzeit über eine geeignete Strategie für ein Standgewässermonitoring diskutiert. Mit Bezug auf die Datenauswertung wird auf Nachfrage erläutert, dass der SPEAR-Index primär für die Bewertung der Insektizidbelastung von Gewässern basierend auf den Wirkungen gegenüber aquatischer Fauna entwickelt wurde. Während Herbizide häufiger als Insektizide in Kleingewässern detektiert werden, weisen letztere eine höhere toxische Wirkung gegenüber aquatischen Lebensgemeinschaften auf. Für den Zusammenhang zwischen dem SPEAR-Index und den chemischen Messdaten sei eine gute Korrelation festzustellen. Voraussetzung hierfür sei, dass mehrjährige Zeitreihen chemischer Messdaten an einer Messstelle ausgewertet werden können. Es wird eingeräumt, dass die Wirkung von Herbizid-Einträgen auf Pflanzengesellschaften in Gewässern bisher nur unzureichend untersucht wurde. Insbesondere zu Makrophyten lägen bisher nur für wenige Arten Ergebnissen von Toxizitätstests vor. Auf die Frage nach dem Aufwand zur Praktikabilität des SPEAR-Index wird berichtet, dass dieser z.B. in Schleswig-Holstein erfolgreich angewandt wurde. Die Ermittlung des Index könne auch helfen, Gewässer mit PSM-Belastung zu identifizieren, für die bisher keine entsprechenden chemischen Messdaten vorliegen. Bzgl. der geringeren Häufigkeit der Detektion von Insektiziden wird angemerkt, dass die BG im Vergleich zur Toxizität dieser Wirkstoffe möglicherweise häufig zu hoch lägen. Von Seiten der Teilnehmer_innen wird die Notwendigkeit einer öffentlichkeitswirksamen Darstellung des SPEAR-Index gesehen. Ein Bewertungssystem sollte für alle nachvollziehbar sein.

PSM-Monitoring aus Schweizer Sicht: Erfahrungen und Ergebnisse

Unter diesem Titel wird über das PSM-Monitoring in kleinen EZG im Schweizer Mittelland berichtet, für das Gebiete mit einem hohen Anteil an Sonderkulturen ausgewählt wurden. Hierbei kamen neben der aktiven Probenahme auch Passivsammler zum Einsatz. Die Aussagekraft von Mischproben als Ersatz für die Erfassung von Spitzenkonzentrationen wird diskutiert. Es wird angemerkt, dass durch Mischproben Aussagen über die Belastung größerer Gewässer getroffen werden können, bei großer Nähe zu den Eintragsquellen jedoch von Tag zu Tag größere Konzentrationsschwankungen auftreten. Lebensgemeinschaften werden jedoch meist durch Spitzenkonzentrationen verändert. Der Schweizer Vorschlag, dass Mischprobenkonzentrationen mit JD-UQN verglichen werden könnten (begründet durch die Habersche Regel⁵), würde daher die Effektschwellen nicht immer richtig abbilden.

⁵ Nach der Haberschen Regel entspricht das Produkt aus Konzentration und Dauer einer konstanten biologischen Wirkung

Themenblock 3: Biologisches Monitoring

In diesem Themenblock wurde zunächst über die Anforderungen an das biologische Kleingewässermonitoring und die Möglichkeit der ökologischen Bewertung chemischer Belastungen, insbesondere durch Anwendung des SPEAR-Index referiert. Hierauf folgte eine Diskussion über die Aussagekraft des SPEAR-Index, deren Ergebnisse sich wie folgt zusammenfassen lassen:

Der SPEAR-Index wird als geeignet bewertet, faunenrelevante Belastungen durch Insektizide und z.T. auch durch Fungizide in Gewässern anzuzeigen. Der genannte Index zeigt mit vermutlich geringerem Aufwand repräsentativ Wirkungen solcher Belastungen in Agrargewässern an, als das chemische Monitoring, das die Messung zahlreicher einzelner Wirkstoffe umfasst. Der SPEAR-Wert ist zu einem hohen Maß unabhängig von anderen Stressoren, aber diese Unabhängigkeit ist, wie bei allen biologischen Indikatorsystemen, nicht vollständig. Das Problem der Trennung multipler Stressoren besteht z.B. dadurch, dass MZB-Daten teilweise in Zeiten ohne PSM-Anwendungszeiten erhoben werden. Eine Abstimmung der Erhebungszeitpunkte auf die Zeiträume der PSM-Anwendung wäre daher sinnvoll. Ebenso sollten das biologische Monitoring und das chemische Monitoring zeitlich und räumlich abgestimmt werden, um einen direkten Zusammenhang zwischen Exposition und Wirkung feststellen zu können. Bis zu einem gewissen Grad besteht eine Co-Korrelation des SPEAR-Index mit bestimmten anderen Indizes. Allerdings korrelieren nicht unbedingt die Indices selbst, sondern die verschiedenen Belastungen, die sich auf die aquatische Lebensgemeinschaft auswirken, können korreliert sein. Beispielsweise gelangen aus Kläranlagen einerseits sauerstoffzehrende Substanzen und andererseits auch gleichzeitig Pestizide in Oberflächengewässer. Somit liegt es in der Natur des Belastungsprofils, dass in Gewässern mit Kläranlageneinfluss Werte des SPEAR- und des Saprobienindex⁶ korrelieren. In vielen Studien und Analysen konnte belegt werden, dass die Korrelationen zwischen dem SPEAR-Index und anderen Indizes nicht sehr hoch sind. Mit Hilfe des SPEAR-Index können Informationen zur ökologischen Bewertung chemischer Belastungen gewonnen werden, die durch andere Indices nicht abdeckt werden.

Themenblock 4: Repräsentative Beschreibung des Belastungszustandes von Kleingewässern in der Agrarlandschaft

Der Themenblock wurde durch zwei Impulsreferate zur Abgrenzung der Begriffe Kleingewässer und Agrarlandschaft und zur Eignungsprüfung der Monitoringdaten in Bezug auf die Projektziele (Ergebnisse des AP II) und bereits im Rahmen von AP IV formulierte Eckpunkte für zukünftiges repräsentatives Monitoring eingeleitet. Auf Nachfragen wurde erläutert, dass ein Ziel des NAP zunächst die Bestandsaufnahme des Belastungszustands durch PSM sei. Hierbei sind Kleingewässer, die durch Kläranlagen und Hofeinleitungen belastet sind, mit zu berücksichtigen, da sie zum Gesamtbild beitragen. Monitoring und die Anwendung von Indikatoren sollen helfen, Gewässer, die durch PSM-Belastungen beeinträchtigt sind, zu identifizieren.

Abschlussdiskussion

Zum Abschluss des Workshops wurde über die Eckpunkte für ein zukünftiges repräsentatives Monitoring diskutiert. Im Folgenden sind die wesentlichen Diskussionsbeiträge nach Themenbereichen zusammengefasst. Die Ergebnisse dieser Diskussion wurden bei der abschließenden Formulierung der genannten Eckpunkte berücksichtigt, die in Kap. 7 dargelegt sind.

⁶ Durch den Saprobienindex werden die Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos bewertet. Die Berechnung des Saprobienindex erfolgt auf Grundlage von Häufigkeitsklassen der Indikatortaxa (Universität Duisburg-Essen 2015).

Methode der Probenahme

Die Frage wurde erörtert, inwieweit Mischproben oder der Einsatz von Passivsammlern ereignisbezogene Peak-Messungen ersetzen können. Es gilt zu bedenken, dass bei Starkniederschlägen in Flächenländern die Messstellen nicht schnell genug erreichbar seien. Da eine ausreichende Korrelation zwischen den durch die ereignisbezogenen Messungen und den durch Passivsammlern gewonnenen Ergebnissen besteht, sei eine Umrechnung auf Konzentrationsspitzen grundsätzlich möglich. Derzeit sind Passivsammler vor allem im Screening einsetzbar.

Bzgl. der Praktikabilität der Probenahmemethoden wird angemerkt, dass automatische Probenehmer kostspielig seien und ihr Betrieb in der Praxis aufwändig sei. Geräte für die Mischprobensammlung würden daher wahrscheinlich nicht in allen Bundesländern zur Verfügung stehen. Eine abschließende Festlegung auf eine einheitliche Probenahmemethode wurde nicht getroffen.

Analytik

Es wird vorgeschlagen, die Beauftragung der Probenanalysen zentral zu organisieren, um eine möglichst hohe Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu erzielen. Aufgrund der Vergaberichtlinien bzw. des Aufwandes einer zu treffenden Verwaltungsvereinbarung sei dies aber schwierig umzusetzen.

Repräsentative Probenahme und Messstellenauswahl

Es sollten auch Kleingewässer beprobt werden, die sowohl durch hohe landwirtschaftliche Einträge als auch durch Einträge aus Kläranlagen geprägt sind, da erfahrungsgemäß an diesen Messstellen die höchsten PSM-Belastungen auftreten. Grund für den Eintrag von PSM über Kläranlagen ist z.B. die Abwaschung von Hofflächen in die Kanalisation. Es wird auf die Relevanz von Standgewässern für das Monitoringkonzept hingewiesen, da diese eine hohe Bedeutung für streng geschützte Arten haben und bei Feststellung von PSM-Belastungen die Verursacher gut identifizierbar seien.

Kontrovers diskutiert wurde die Bedeutung von Referenzmessstellen. Diese sollten an Gewässern liegen, deren Quellgebiete in Wäldern liegen und bei denen Einleitungen von landwirtschaftlichen Höfen ausgeschlossen werden können. Bei Einhaltung dieser Auswahlkriterien kommen nur wenige Messstandorte in Frage. Dem wird entgegengesetzt, dass auf Referenzstellen verzichtet werden könne, da es das Ziel des künftigen Monitoringkonzeptes sei, belastete Gewässer zu identifizieren und ein Vergleich mit unbelasteten Gewässern nicht erforderlich sei.

Abgrenzung des Begriffs Kleingewässer

Da sich bei EZG ab $>30 \text{ km}^2$ starke Änderungen der Biozönose zeigen, wird diese EZG-Größe als obere Grenze für den Begriff Kleingewässer im Kontext des Vorhabens vorgeschlagen. Es wird daraufhin gewiesen, dass die Berichtsanforderungen der WRRL sich auf den Wasserkörper und nicht auf die EZG-Größe der jeweiligen Messstelle beziehen. Letzteres ist im Rahmen dieses Vorhabens ausschlaggebend. Auf Nachfrage wird erläutert, dass auch sehr kleine Bäche berücksichtigt werden sollten, da diese bedeutsam für die Wiederbesiedlung sind. Ein Multi-Habitat-Sampling⁷ sei auch in diesen Gewässern ohne gravierende Störung möglich. Als Kriterien für die untere Grenze eines kleinen Gewässers werden genannt:

- ▶ das Gewässer ist periodisch oder ständig wasserführend,
- ▶ das Gewässerbett bleibt bei Trockenheit erkennbar,
- ▶ es siedeln sich keine Landpflanzen in Trockenzeiten an.

⁷ Beim Multi-Habitat-Sampling erfolgt die Beprobung der Habitate proportional zu ihrem Vorkommen an der Probestelle (Meier et al. 2006).

Die konkrete Auslegung der Untergrenze sollte den einzelnen Bundesländern überlassen werden.

Definition des Begriffs Agrarlandschaft im Kontext des zu künftigen Monitoringkonzeptes

Wie Studien aus den USA belegen (z.B. Waite (2014)), ist eine untere Grenze von 40 % landwirtschaftlicher Nutzung sinnvoll. In diesem Anteil sollten auch Spezialkulturen berücksichtigt werden. Die Auswahl der Probestellen sollte jedoch flexibel erfolgen. Gewässer, die in EZG liegen, die eine landwirtschaftliche Nutzung von mehr als 60 % aufweisen, jedoch die Größenabgrenzung von > 30 km² überschreiten, sollten ebenfalls im Monitoringkonzept berücksichtigt werden. Hierbei ist zu bedenken, dass bei größeren EZG die Wahrscheinlichkeit einer Prägung durch andere Landnutzungsarten wie z.B. urbane Gebiete steigt.

Zu untersuchendes Stoffspektrum

Die Frage einer gemeinsamen Stoffliste als Grundlage für eine einheitliche Messkampagne wird erörtert. Es wird angemerkt, dass eine einheitliche Stoffliste nicht zielführend ist, da sich die Messstellen bzgl. des Vorkommens von Wirkstoffen unterscheiden. Da exakte Listen der tatsächlich eingesetzten PSM i.d.R. nicht zur Verfügung stehen, sollte eine Orientierung an den im EZG vorhandenen Kulturen erfolgen. Die Frage wird aufgeworfen, inwieweit die Bundesländer in der Lage sind, den Aufwand zur Untersuchung eines größeren Stoffspektrums an repräsentativen Messstellen zu leisten.

Anwendung des SPEAR-Indikators

Auf Nachfrage wird erläutert, dass der SPEAR-Index zeitabhängig ist. Durch starke Belastungsereignisse im Frühjahr verschlechtert sich der SPEAR-Wert stark. Durch niedrige Kontaminationen während des übrigen Jahres erfolgt eine gleichmäßige Änderung des SPEAR-Wertes. Eine Entkopplung von anderen Stressoren wie Saprobie oder Degradation im Sinne der WRRL ist möglich. Da das MZB-Monitoring der LAWA im Februar/März durchgeführt wird, wird die Frage nach dessen Eignung zur Bewertung der PSM-Belastung gestellt. Wie Untersuchungen für den Zeitraum Februar bis April zeigen, ist ein Zusammenhang zwischen SPEAR-Wert und Pestizidbelastung in dieser Zeit signifikant gegeben, aber schwächer als in den hauptsächlichen PSM-Anwendungszeiträumen.

Umsetzung des künftigen Monitorings durch die Bundesländer

Eine Verpflichtung zur Umsetzung des NAP ergibt sich für die Bundesländer aus dessen Verankerung in einer EU-Richtlinie (EG/2009/128). Da die Bundesländer derzeit unterschiedliche Methoden und Techniken einsetzen, ist eine Vereinheitlichung des künftigen Monitorings notwendig, wird aber auch aufgrund begrenzter Ressourcen mit Problemen verbunden sein. Die Akzeptanz eines zusätzlichen Monitorings ist eine grundsätzliche Voraussetzung für dessen Gelingen. Das zu erarbeitende Rahmenkonzept ist mit den zuständigen LAWA-Gremien abzustimmen. Es wird betont, dass durch das Vorhaben kein dauerhaftes Monitoring etabliert werden soll. Angedacht sei vielmehr zunächst ein Monitoring in Kampagnenform. Gleichzeitig ist aber zu berücksichtigen, dass im NAP weitere Zielquoten für Kleingewässer für 2023 festgelegt sind und die Zusammenstellung von Messergebnissen in Kleingewässern einen Indikator des NAP darstellt und somit der Überprüfung der Fortschritte im NAP dienen soll.

7 Eckpunkte eines zukünftigen repräsentativen Monitoringkonzeptes

Unter Berücksichtigung der in AP I bis III gewonnenen Erkenntnisse und der Ergebnisse des Workshops (s. Kap. 6) wurden die Eckpunkte eines zukünftigen einheitlichen Konzeptes für ein repräsentatives Monitoring zur PSM-Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft erarbeitet. Hierdurch sollen wesentliche Grundlagen für die Durchführung des zweiten Teilvorhabens geschaffen werden, dessen Ziel die Schaffung eines geeigneten Rahmens für ein abgestimmtes Vorgehen der Bundesländer sein wird. Die identifizierten Eckpunkte sind im Folgenden dargelegt. Es ist anzumerken, dass nicht bei allen Eckpunkten bereits ein abschließender Konsens auf dem Workshop erzielt wurde. Soweit zu einzelnen Aspekten weiterhin Diskussionsbedarf besteht, der im zweiten Teilvorhaben weiter abzuklären ist, ist dies im Folgenden vermerkt.

7.1 Voraussetzungen für ein repräsentatives Monitoring

Grundvoraussetzung zur Erhebung einer bundesweiten repräsentativen Stichprobe zur PSM-Belastung der Kleingewässer in der Agrarlandschaft ist ein einheitliches Vorgehen der Bundesländer. Hierbei sind Kriterien zur Durchführung der zu planenden Messprogramme bzgl. Probenahme und Probenstellenauswahl zu vereinbaren.

7.1.1 Repräsentative Probenahme

Die Probenahmen sind zeitlich an die PSM-Anwendungszeiträume anzupassen. Ihre räumliche Platzierung sollte unter Berücksichtigung der relevanten Eintragspfade erfolgen. Abzuklären ist, inwieweit auch ereignisbezogene Probenahmen, durch die Spitzenbelastungen erfasst werden, in das Konzept mit einbezogen werden können. Auf Grund des hierfür zu leistenden Aufwandes ist deren Umsetzbarkeit und Praktikabilität zu prüfen. Weiterer Diskussionsbedarf besteht bzgl. des Nutzens von Mischprobenahmen und des Einsatzes von Passivsammlern für den semi-quantitativen Nachweis von PSM.

7.1.2 Repräsentative Probestellenauswahl

Mit dem zu erarbeiteten Konzept soll ein einheitlicher Rahmen geschaffen werden, in dem Kriterien für die Auswahl repräsentativer Probenahmestellen festgelegt werden. Die Auswahl der Messstellen selbst wird in das Ermessen der einzelnen Bundesländer gestellt. Die Auswahl der Messstellen soll nach dem Prinzip der Stratifizierung erfolgen. Zu berücksichtigen sind hierbei u.a. Unterschiede bzgl. der Gewässertypen und Art der Landnutzung.

7.1.3 Anforderungen an ein künftiges Langzeitmonitoring

In einzelnen Bundesländern wurde in den letzten Jahren die PSM-Belastung in Kleingewässern - zu meist im Rahmen von Sondermessprogrammen - untersucht. Es ist sinnvoll, diese Einzelinitiativen künftig zu harmonisieren. Eine wesentliche Grundlage hierfür kann das zu entwickelnde Monitoringkonzept und die Auswertung der repräsentativen Stichprobe im Jahr 2018 bieten. Es ist abzuklären, inwieweit Langzeitserien an ausgewählten Messstellen oder einem systematischen Wechsel (mit umfassender Dokumentation der räumlichen Gegebenheiten) der Vorzug zu geben ist.

7.2 Abgrenzung der Begrifflichkeiten

Für die Erstellung des Monitoringkonzeptes sind eine Abgrenzung des Begriffes Kleingewässer sowie eine Definition des Begriffes Agrarlandschaft erforderlich.

7.2.1 Abgrenzung des Begriffs Kleingewässer

Laut NAP (BMELV 2013) ist für Kleingewässer mit EZG-Größen von $< 10 \text{ km}^2$ der Belastungszustand mit Pflanzenschutzmitteln mittels einer repräsentativen Stichprobe zu beschreiben, wobei die Größenordnung auf die fehlende Berichtspflicht entsprechender Gewässer nach WRRL Bezug nimmt. Wie die Ergebnisse der Datenerhebung in AP I zeigen, liegen für Gewässer dieser Größenklasse nur wenige Messdaten vor. Lediglich 6 % der Messstellen, die PSM erfassen, liegen an Gewässern, die dieser Definition entsprechen. Wie die in AP III vorgenommene Einschätzung des Belastungszustandes ergab, ist bis $\text{EZG} < 100 \text{ km}^2$ kein Schwellenwert der Belastung nachweisbar. Erst bei $\text{EZG} > 100 \text{ km}^2$ treten geringere PSM-Maximalkonzentrationen als bei kleineren Gewässern auf. Diese Schwelle steht im Einklang mit der Definition der WRRL für kleine Flüsse ($\text{EZG}: 10 - 100 \text{ km}^2$). Als Kriterium für die obere Größe eines kleinen Fließgewässers wird nach den Auswertungen des ersten Teilvorhabens ein EZG von $< 30 \text{ km}^2$ vorgeschlagen. Da kleine Bäche von großer Bedeutung für die Wiederbesiedlung aquatischer Lebensräume sind (Liess et al. 2008, Yount und Niemi 1990) und da Kleinstgewässer (Breitenklasse bis 3m), gemessen an der betroffenen Uferlänge, mit 91% den vorherrschenden Gewässertyp im Nahbereich (bis 10m) von landwirtschaftlichen Nutzflächen darstellen (JKI 2011), sollten auch sehr kleine Fließgewässer im Monitoringkonzept berücksichtigt werden. Als untere Grenze wird das Kriterium der ständigen oder zumindest periodischen Wasserführung vorgeschlagen.

Für die Begriffsabgrenzung kleiner Standgewässer ist neben der Größe des EZG auch die Wasseroberflächengröße ein wesentliches Kriterium. Hierzu werden im NAP (BMELV 2013) keine Vorgaben gemacht. In der WRRL wird als kleinste Größenkategorie von Seen ein Bereich von $0,5 - 1,0 \text{ km}^2$ genannt. Eine abschließende Festlegung der Größenabgrenzung für kleine Standgewässer steht noch aus. Die Relevanz für die Berücksichtigung kleiner Standgewässer im Monitoringkonzept zeigt sich in ihrer Häufigkeit in bestimmten Regionen Deutschlands. Beispielsweise befinden sich in Nordostdeutschland ca. 78.000 Standgewässer mit einer Oberflächengröße von $< 1 \text{ ha}$ (Kalettka 2012).

7.2.2 Definition des Begriffs Agrarlandschaft

Um Einflüsse von Einträgen anderer Schadstoffe auszuschließen, die ähnliche Effekte auf Biozöosen wie PSM ausüben, sollte der Raum der zu untersuchenden Kleingewässer möglichst weitgehend durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt sein. Grundsätzlich kommen hierfür die Kriterien der Distanz des Gewässers zur Landwirtschaft und des Anteils der landwirtschaftlichen Landnutzung in einem definierten Puffer oberhalb der Messstelle (z.B. 100 m breit und 5 km lang) oder im EZG (vgl. Feld 2013) in Betracht. Aufgrund fehlender Informationen war im ersten Teilvorhaben die Verwendung des Kriteriums Distanz zum Gewässer nicht möglich. Dieses dürfte auch generell im Vergleich zu den anderen Kriterien weniger einfach in der Praxis anzuwenden sein. Bezüglich der Verwendung des Kriteriums Anteil der landwirtschaftlichen Landnutzung im Pufferstreifen oder im EZG kam eine Auswertung von Feld (2013) zu dem Ergebnis, dass ökologische Indizes ähnlich hoch oder höher mit der Landnutzung im EZG als mit der Landnutzung im Pufferstreifen korrelierten. Ein repräsentatives Kleingewässer sollte daher in einem EZG mit einem möglichst hohen Anteil landwirtschaftlicher Nutzung liegen. Angesichts der hohen Besiedlungsdichte ist in Deutschland von einer nahezu ausschließlich gemischten Landnutzung in den EZG auszugehen. Dies macht es erforderlich, eine Mindestgrenze des Anteils der agrarischen Flächennutzung im EZG festlegen. Mondy und Usseglio-Polatera (2013) legten diese Grenze bei mindestens 20 % landwirtschaftlichem Anteil im EZG fest. Nach Untersuchungen an deutschen Messstellen (Change-point-Analysen) ist von Effekten ab 10–20% agrarischer Landnutzung auszugehen, wobei die change points für Gemeinschaftsveränderungen in Gewässern im Tiefland im Mittel bei ungefähr 40% Landwirtschaft im EZG liegen (Feld 2013). Schließlich zeigte auch eine Studie an Gewässern in den USA, dass oberhalb eines landwirtschaftlichen Anteils von 40% im EZG empfindliche Diatomeenarten verschwanden (Waite 2014). Auf Basis dieser Studien und unter Berücksichtigung der eigenen Ergebnisse des ersten Teilvorhabens, die eine

untere Grenze von mindestens 25% anzeigen, wird vorgeschlagen, im Kontext des Monitoringkonzeptes Gewässer in der Agrarlandschaft als solche mit einer mindestens 40%-igen landwirtschaftlichen Nutzung im EZG zu definieren.

7.3 Zu untersuchendes Stoffspektrum

Das zu untersuchende Stoffspektrum sollte die Art der Landnutzung und die Bandbreite der eingesetzten PSM im EZG der jeweiligen Messstelle widerspiegeln. Die Aufstellung einer einheitlichen Stoffliste ist daher nicht sinnvoll. Denkbar ist die Auflistung von Wirkstoffen, die ubiquitär eingesetzt werden und deren Erfassung auf jeden Fall empfehlenswert ist. Ergänzend sollten Informationen zu Wirkstoffen bereitgestellt werden, die in bestimmten Kulturen angewandt werden. Es wird empfohlen, die endgültige Entscheidung über das zu untersuchende Stoffspektrum den Bundesländern zu überlassen.

7.4 Grundlage für die Abschätzung der Exposition durch Pflanzenschutzmittel

Nach WRRL werden Messwerte durch die Ermittlung von Jahreskennzahlen aggregiert. Aufgrund des saisonabhängigen PSM-Einsatzes bilden Jahresmittelwerte die Belastung der Gewässer durch den chemischen Pflanzenschutz jedoch nicht realistisch ab. Die Auswertung der Messdaten sollte daher mit Bezug auf den Zeitraum der PSM-Anwendung vorgenommen werden. Zudem bedingen kurzzeitige Maximalkonzentrationen in vielen Fällen die biologische Wirkung von PSM, werden aber derzeit praktisch nicht durch das behördliche Monitoring erfasst. Entsprechend muss geprüft und diskutiert werden, wie das Monitoring Maximalkonzentrationen berücksichtigen kann (z.B. Erfassung durch ereignisbezogene Probenahme oder Abschätzung durch Hochrechnung aus zeitintegrierenden Methoden). Hierbei sollten 5 bis 50 Stichproben pro Jahr und Messstelle genommen werden. Hierzu sind die entsprechenden Kapazitäten der Bundesländer abzufragen.

7.5 Auswertung der biologischen Wirkerfassung

Das chemische und das biologische Monitoring sollten zeitlich und räumlich abgestimmt werden, um den Zusammenhang zwischen Exposition und Wirkung feststellen zu können. Der SPEAR-Indikator wird als geeignet bewertet, um die faunenrelevante Belastungen durch Insektizide und insektizid-ähnliche Stoffe (z.B. bestimmte Fungizide) in Fließgewässern anzuzeigen. Für die biologische Wirkerfassung können Daten und Probenahmemethoden zum Invertebratenmonitoring nach WRRL genutzt werden.

8 Ausblick auf das zweite Teilvorhaben

8.1 Potenziale zu weiterführenden Auswertungen und Analysen anhand der bereits vorhandenen Datensätze

Im Laufe des ersten Teilvorhabens wurde der vermutlich größte Datensatz zu PSM in deutschen Gewässern zusammengetragen und aufbereitet. Trotz der berichteten Einschränkungen (s. Kap. 4) lassen sich noch weitere Aspekte zu PSM in Gewässern untersuchen. Im ersten Teilvorhaben wurden nur erste globale Analysen durchgeführt. Es könnten noch folgende weiterführende Analysen Informationen liefern, die für die Konzeption eines Monitorings relevant sind:

- ▶ **Zeitreihen:** Welche Trends gibt es bei den Toxizitäten/Mischungen/Belastungen im Jahresverlauf? Wie ist die Saisonalität der Wirkstoffe (woraus sich Untersuchungszeiten für Substanzen ableiten ließen)? Im Projektzeitraum ist die Zulassung einiger Stoffe ausgelaufen – ist dies in den Zeitreihen erkennbar (d. h. funktioniert die Rücknahme der Zulassung)? Wie lange ist die Latenzzeit, bis es zu einer Abnahme kommt? Hierbei sind die zeitliche Autokorrelation und die nicht-lineare Struktur zu berücksichtigen (Monteith et al. 2014).
- ▶ **Räumliche Analysen:** Gewässer bilden ein dendritisches Netz. Auch für Gewässer gilt Toblers erstes Gesetz der Geographie, dass nahe Probepunkte sich ähnlicher als weiter entfernte sind, nur das der „Raum“ in Gewässern eine Netzwerkstruktur aufweist. Neue statistische Modelle, die die räumliche Autokorrelation entlang des Gewässernetzes berücksichtigen (Ver Hoef et al. 2006) machen sich dies zu Nutze. Ein Stoff fließt flussabwärts, verdünnt sich, fließt mit anderen Stoffen zusammen etc. Daher kann man besser flussauf – als auch -abwärts vorhersagen, wie hoch die Konzentrationen sind. Aus den ATKIS-Daten könnte die Lage der Kläranlagen (Objektart 2129) mit den EZG verschnitten werden, um den Einfluss der Kläranlageneinträge auf die Belastung zu beurteilen.
- ▶ **Biologische Analysen:** Die vielen MZB-Messungen, die sich raum-zeitlich mit den PSM-Messstellen überschneiden erlauben es, Trait⁸-Toxizitäts-Beziehungen abzuleiten (Brown et al. 2014) und so relevante Traits abzuleiten und den SPEAR-Index indirekt zu validieren. Des Weiteren wurden in der Projektdatenbank nicht nur PSM-Wirkstoffe aufgenommen, sondern soweit verfügbar auch weitere physikochemische Variablen. Dies könnte es ermöglichen, multiple Stressoren zu untersuchen und die Spezifität des SPEAR-Index zu evaluieren.
- ▶ **Landnutzungsanalysen:** Landnutzungsspezifische Wirkstoffspektren in den EZG könnten anhand der Hauptanbaufrüchte herausgearbeitet werden (Hiederer 2012), um eine Priorisierung des Wirkstoffspektrums zu unterstützen.

Bei allen weiterführenden Analysen muss beachtet werden:

- ▶ Die Daten zwischen den Bundesländern sind nur schwer vergleichbar. Gemischte Modelle könnten hier genutzt werden, um die unterschiedlichen Bundesländer zu integrieren (Bolker et al. 2009).
- ▶ Die Daten werden eine stark nicht-lineare Struktur zeigen, Generalisierte Additive Modelle können diese abbilden (Fewster et al. 2000).
- ▶ Die Daten sind links-zensiert mit vielen Negativbefunden. Diese Eigenschaft muss bei weiterführenden Analysen berücksichtigt werden (Helsel 2012).

⁸ Eigenschaft bzw. Lebenszyklusmerkmal eines Organismus (z.B. Migrationsfähigkeit, Generationszeit)

8.2 Arbeitspakete des zweiten Teilvorhabens

Auf der Grundlage der im ersten Teilvorhaben gewonnenen Erkenntnisse werden konkrete Arbeitsschritte zur Ausgestaltung des zweiten Teilvorhabens „Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden – Konzeption eines repräsentativen Monitorings zur Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft“ formuliert. Dabei werden insbesondere als Ergebnisse des ersten Teilvorhabens die Auswertungen der Eignungsprüfung der erfassten Monitoringdaten (s. Kap. 4.2), die Erkenntnisse über den derzeit darstellbaren Belastungszustand der Kleingewässer (s. Kap. 5) sowie die in Kap. 7 dargelegten Eckpunkte für ein Monitoringkonzept (s. Kap. 7) berücksichtigt.

Im zweiten Teilvorhaben soll ein Rahmenkonzept für ein repräsentatives Monitoring gemeinsam mit den Bundesländern erarbeitet und in den LAWA-Gremien weiter abgestimmt werden. Im Folgenden werden die Arbeitspakete (AP) beschrieben, die zum Zeitpunkt des Teilvorhabenabschlusses (Stand November 2015) als Bestandteile dieses Folgeprojektes empfohlen werden:

AP I Grundlagen für die Schaffung eines Monitoringkonzeptes zur Erreichung der Zielquote für den Indikator (4) des NAP

Wie in Kap. 2.2.1 beschrieben beinhaltet der Indikator (4) des NAP die Zusammenstellung der Messergebnisse zur Pflanzenschutzmittelbelastung der Kleingewässer. Die Ergebnisse des ersten Teilvorhabens zeigen, dass die Daten der bisher durchgeführten Routine- und Sondermessprogramme nicht geeignet sind, die PSM-Belastung von Kleingewässern und deren Wirkung auf die aquatischen Ökosysteme in der Agrarlandschaft Deutschlands repräsentativ abzubilden. Dies trifft auf kleine Fließgewässer und vor allem auf Standgewässer mit geringer Größe zu, da insbesondere für letztere systematische Datenlücken vorliegen. Die Initiierung eines Messprogramms in Form einer repräsentativen Stichprobe, wie im NAP für das Jahr 2018 vorgesehen, ist daher für alle relevanten Gewässertypen unerlässlich. Es wird empfohlen, in die Entwicklung einer geeigneten Rahmenkonzeption für das repräsentative Monitoring zwei Bundesländer einzubinden, die bereits über eigene Erfahrungen bzgl. der Konzipierung und Durchführung von PSM-Messprogrammen verfügen. Denkbar sind die Beteiligung eines nördlichen Bundeslandes, dessen Landschaften stark eiszeitlich geprägt sind (z.B. durch Entstehung von Söllen), und die Einbindung eines südlicher gelegenen Bundeslandes, das auch Mittelgebirgslandschaften aufweist. Da das Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V. bereits über umfangreiche Erfahrung in der Untersuchung von Standgewässern in der Agrarlandschaft verfügt, sollte auch dessen Einbindung in das Projekt angestrebt werden.

In AP I sind die Grundlagen für ein Monitoringkonzept gemäß Indikator (4) des NAP zu schaffen. Hierzu gehört auch die Klärung noch offener Eckpunkte, für die auf dem Workshop (s. Kap. 6) weiterer Diskussionsbedarf festgestellt wurde. Dies betrifft zum einen die Abgrenzung des Begriffes Kleingewässer in der Agrarlandschaft, d.h. die Größe des EZG bei Fließgewässern bzw. die Oberflächengröße bei Standgewässern sowie den Anteil agrarischer Nutzung im EZG. Im ersten Teilvorhaben wurde für Fließgewässer eine EZG-Größe von <math><30\text{ km}^2</math> und eine landwirtschaftliche Nutzung von >40% im EZG in einer ersten Näherung vorgeschlagen. Hilfreich ist hierfür, dass sich die Länder, anknüpfend an die im Rahmen des Projekt-Workshops geführten Diskussionen, inzwischen auf bestimmte EZG-Größenklassen (einschließlich einer Klasse 10 bis 30 km^2) und einen Anteil landwirtschaftlicher Nutzung von > 40 % im EZG als Messstellenkriterien für das PSM-Monitoring festgelegt haben, das im Zuge der nationalen Beobachtungsliste sowie der EU-Watch-List durchgeführt werden wird. Es ist zu prüfen, welche der hierfür ausgewählten Messstellen auch für das Monitoring gemäß Zielindikator (4) des NAP genutzt werden können bzw. welche Messstellen ohne großen Ressourcenaufwand an zusätzliche Monitoringmaßnahmen angepasst werden können. Weiterhin offen ist die Art der repräsentativen Probenahme, d.h. Anpassung an PSM-Anwendungszeit und Eintragspfade,

Umsetzbarkeit ereignisbezogener Probenahmen und die Eignung von Mischprobenahmen. Ebenso ist die Auswahl repräsentativer Gewässertypen festzulegen.

AP II Weitere Auswertung der im ersten Teilvorhaben zusammengestellten Messdaten

Im ersten Teilvorhaben erfolgte eine Recherche bzw. Abfrage der Messdaten zur PSM-Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft und entsprechender biologischer Monitoringdaten, soweit diese bereits in den Bundesländern und bei anderen Monitoringträgern vorliegen, sowie eine Eignungsprüfung dieser Daten. Im Rahmen des zweiten Teilvorhabens sollte eine länderspezifische Auswertung dieser bereits vorhandenen chemischen und biologischen Monitoringdaten vorgenommen werden und deren Ergebnisse hinsichtlich Belastungssituation, Kenntnislücken und Defiziten bzgl. der Datenrepräsentativität mit den zuständigen Behörden der Bundesländern diskutiert werden. Hieraus sollten weitergehende Schlussfolgerungen für das Monitoringkonzept gezogen werden. Dabei können insbesondere die Erfahrungen des Bundeslandes Sachsen in Bezug auf Messnetzdicke, Substanzspektrum, Bestimmungsgrenzen und Zeitreihen als Positivbeispiel genutzt werden. Entsprechend können die Ergebnisse aus Sachsen mit denen anderer Bundesländer verglichen werden, um bestehende Defizite aufzudecken. Ferner sollte versucht werden, die Relevanz der Eintragspfade Oberflächenabfluss und Einleitungen aus Kläranlagen für die einzelnen Bundesländer zu quantifizieren. Dies kann beispielsweise durch Analyse des Zusammenhangs von Niederschlagshöhe sowie -zeitpunkt und gemessenen Gewässerkonzentrationen erfolgen. Hier ist zu erwarten, dass insbesondere in Bundesländern mit stärkeren Höhengradienten der Oberflächenabfluss bedeutsamer als in den Ländern ist, die vorherrschend durch Flachlandschaften geprägt sind. Außerdem sollte mittels geostatistischer Analysen überprüft werden, wie sich die räumliche Entfernung auf die Kongruenz chemischer und biologischer Probestellen auswirkt. Hierdurch können letztendlich Empfehlungen abgeleitet werden, wie groß die maximale Distanz zwischen chemischen und biologischen Probestellen sein darf, die in die Erstellung des Monitoringkonzeptes einzubeziehen sind. Im Idealfall werden bestehende Messstellen beibehalten, um bereits vorliegende Zeitreihen weiterzuführen. Schließlich sollten landnutzungsspezifische Wirkstoffspektren in kleinen Einzugsgebieten unterschiedlicher Landnutzung identifiziert werden, um bei der Ableitung des zu untersuchenden Wirkstoffspektrums eine entsprechende Priorisierung vornehmen zu können. Dazu gehört es auch, die Anforderungen unterschiedlicher chemischer Gruppen an das Monitoring zu untersuchen, z.B. durch gezielte Analyse der Abhängigkeit der Konzentrationen vom Niederschlag für chemische Substanzklassen unterschiedlicher Wasserlöslichkeit und Lipophilie. Beispielhaft sei hier das Problem der Untersuchung von Insektiziden mit einem $\log K_{ow} \geq 5$ genannt. Diese Wirkstoffe sind weder in Wasserproben noch in Passivsammlern nachweisbar, da die Substanzen hauptsächlich an feinsten Schwebstoffen adsorbieren. Hier müssen Verfahrensvorschläge wie die Analyse des Filtrationsrückstandes dargelegt werden.

Insgesamt ist es das Ziel, in möglichst vielen Bundesländern ausgewählte kleine Einzugsgebiete in der Agrarlandschaft zu finden, die die Kriterien für ein repräsentatives Monitoring erfüllen, sowie unter Berücksichtigung der Landnutzung entsprechende Substanzspektren für die Untersuchungen auszuwählen. Hierbei sollen die Möglichkeiten und Grenzen der Länder bzgl. zusätzlicher Monitoringanstrengungen berücksichtigt werden.

AP III Erarbeitung eines Konzeptentwurfes für ein repräsentatives Monitoring

Als erster Schritt eines Konzeptentwurfes sind die Optionen und Randbedingungen für ein repräsentatives Monitoring bei den beteiligten Bundesländern abzufragen. Ein Vorschlag zur Auswahl repräsentativer Messstellen unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus AP II ist auszuarbeiten. Dies sollte in enger Zusammenarbeit mit den betroffenen Bundesländern und unter Berücksichtigung der bereits bestehenden Messprogramme geschehen. Insbesondere bei der Auswahl von Messstellen sollten auch mittels statistischer Algorithmen und Stratifikation (s. Kap. 4.3) sichergestellt werden, dass die Probestellenauswahl repräsentativ im statistischen Sinne ist und insofern Schlussfolgerungen auf die

Grundgesamtheit der Kleingewässer in der Agrarlandschaft verlässlich getroffen werden können. Das zu untersuchende Wirkungsspektrum ist in Abhängigkeit von der jeweiligen Probenahmestelle unter Berücksichtigung der dort praktizierten PSM-Anwendungsmuster festzulegen, wobei auf die Ergebnisse aus AP II zurückgegriffen werden kann. Messzeitpunkte und –zeiträume sind mit Bezug auf die zu erwartenden PSM-Anwendungszeiten zu bestimmen. Um den Zusammenhang zwischen Exposition und Wirkung feststellen zu können, sind das chemische und das biologische Monitoring zeitlich und räumlich aufeinander abzustimmen, insbesondere unter Berücksichtigung der Analyseergebnisse aus AP II. Es ist zu prüfen, inwieweit neben Wasserproben auch Sedimentproben repräsentative Ergebnisse liefern können. Erwartungsgemäß wird dies vom Spektrum der einzelnen Wirkstoffe bzw. Wirkstoffgruppen abhängen. Weiter ist zu prüfen, ob moderne analytische Screeningmethoden zum Einsatz kommen können, um das mögliche Wirkungsspektrum weitgehend zu erfassen. Der Konzeptentwurf soll die unterschiedlichen Anforderungen an das Monitoring von kleinen Fließ- und Standgewässern klar benennen. Die abschließende Auswahl der Messstellen und des zu untersuchenden Wirkungsspektrums werden in das Ermessen der Bundesländer gestellt, die sich im Jahr 2018 an der repräsentativen Stichprobe beteiligen.

AP IV Schaffung einer Bewertungsgrundlage

Zur Schaffung einer Grundlage zur Bewertung der chemischen Daten, die im Rahmen der repräsentativen Stichprobe ermittelt werden sollen, sind die entsprechenden Qualitätsrichtwerte auszuwählen (UQN, RAK, ggf. auch TU, PNEC etc.). Zudem ist festzulegen, inwieweit Mittelwerte (gemittelt über den Messzeitraum während der PSM-Anwendungsphase) und Maximalwerte (ereignisbezogene Messungen) zur Bewertung der Belastungssituation genutzt werden sollen.

Zur Schaffung einer Grundlage zur Bewertung der biologischen Daten, sind zunächst Bewertungskriterien für akzeptable ökologische Wirkungen zu definieren und geeignete Wirkungsindikatoren zu benennen. Nach den Ergebnissen des ersten Teilvorhabens wird für die Bewertung der biologischen Daten aus Fließgewässern der SPEAR-Index als Wirkungsindikator empfohlen. Dieser konnte in den vergangenen Jahren als Instrument der Wirkbewertung erarbeitet werden. Dabei zeigt der Indikator neben der Belastung von Fließgewässern auch den positiven Einfluss unbelasteter Refugien in der Landschaft an. Hinsichtlich der Bewertung der biologischen Daten aus Standgewässern existiert jedoch bisher kein Indikatorsystem zur Bewertung der Wirkungen durch PSM-Belastungen. Auch der SPEAR-Index ist in seiner jetzigen Form nicht auf die Bewertung von Standgewässern anwendbar. Es ist daher festzulegen, inwieweit und auf welcher Basis die biologische Bewertung der Standgewässer erfolgen soll (z.B. Diversität und Abundanz von Amphibien, Diversität und Abundanz von Invertebraten). Im Falle der Entscheidung für eine Wirkungsbewertung auf Basis von Invertebraten, sollte überlegt werden wie die Entwicklung einer standgewässerspezifischen SPEAR-Variante zukünftig angegangen werden könnte.

AP V Durchführung eines Workshops

Die Ergebnisse der AP I bis IV, insbesondere der in AP III erarbeitete Entwurf des Monitoringkonzeptes zur Durchführung einer repräsentativen Stichprobe, werden im Rahmen eines Workshops, der unter Teilnahme von Vertreter_Innen der Bundesländer, des NAP-Forums und anderer beteiligte Akteure stattfinden soll, zur Diskussion gestellt. Die Ergebnisse dieser Diskussionsrunden sollen in die endgültige Fassung des Monitoringkonzeptes einfließen.

AP VI Erarbeitung der endgültigen Fassung des Monitoringkonzeptes

Unter Berücksichtigung der relevanten Workshop-Ergebnisse wird die Endfassung des Monitoringkonzeptes erstellt. Hierzu wird auch ein vorläufiger Zeitplan für die Durchführung der repräsentati-

ven Stichprobe 2018 oder dem Folgejahr in Abstimmung mit den Ländern aufgestellt. Diese Abstimmung mit den Ländern sollte auch über den LAWA-Ausschuss Oberflächengewässer (LAWA-AO) erfolgen.

9 Literatur

- Bachor A, Junge M, Prange S, Evert J (2014): Aktuell auffällige PSM-Befunde in oberirdischen Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Fachtagung „Risiken und Nebenwirkungen von Wirkstoffen in Pflanzenschutzmitteln“ am 16. Oktober 2014 in Güstrow
- Bayerischer Landtag (2012): Schriftliche Anfrage des Abgeordneten Dr. Christian Magerl BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN vom 09.08.2012: Pestizide in bayerischen Fließgewässern, Drucksache 16/13778
- Beketov MA und Liess M (2008): Acute and delayed effects of the neonicotinoid insecticide thiacloprid on seven freshwater arthropods. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27, 461-470
- Beketov MA, Schäfer RB, Marwitz A, Paschke A, Liess M (2008): Long-term stream invertebrate community alterations induced by the insecticide thiacloprid: Effect concentrations and recovery dynamics. *Science of the Total Environment* 405, 96-108
- Beketov MA, Foit K, Schäfer RB, Schriever CA, Sacchi A, Capri E, Biggs J, Wells C, Liess M (2009): SPEAR indicates pesticide effects in streams - Comparative use of species- and family-level biomonitoring data. *Environmental Pollution* 157, 1841-1848
- BMELV (2013): Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Verabschiedet durch die Bundesregierung Deutschland am 10. April 2013 gemäß § 4, Pflanzenschutzgesetz, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
- Bolker BM, Brooks ME, Clark CJ, Geange SW, Poulsen JR, Stevens MHH, White JSS (2009): Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 24, 127-135
- Bolton EE, Wang Y, Thiessen PA, Bryant SH (2008): PubChem: integrated platform of small molecules and biological activities. *Annual Reports in Computational Chemistry* 4, 217-241
- Braun C, Gälli R, Leu C, Munz N, Schindler Wildhaber Y, Strahm I, Wittmer I (2015): Mikroverunreinigungen in Fließgewässern aus diffusen Einträgen. Situationsanalyse, Umwelt-Zustand Nr. 1514, Bundesamt für Umwelt, Bern
- Brown AM, Warton DI, Andrew NR, Binns M, Cassis G, Gibb H (2014): The fourth-corner solution - using predictive models to understand how species traits interact with the environment. *Methods in Ecology and Evolution* 5, 344-352
- BUND (2013): Auswertung der Proben aus Feldsöllen in der Uckermark, Barnim, Landkreis Oderspree 2013 und 2012, BUND Brandenburg
- Bunzel K, Kattwinkel M, Liess M (2013): Effects of organic pollutants from wastewater treatment plants on aquatic invertebrate communities. *Water Research* 47, 597-606
- Burgert S, Schäfer RB, Foit K, Kattwinkel M, Metzeling L, MacEwan R, Kefford BJ, Liess M (2011): Modelling aquatic exposure and effects of insecticides - Application to south-eastern Australia. *Science of the Total Environment* 409, 2807-2814
- Büttner M (2013): PSM-Belastungen in sächsischen Oberflächengewässern im Zeitraum 2006-2011. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, AS Kamenz
- Davies BR, Biggs J, Williams PJ, Lee JT, Thompson S (2008): A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. *Hydrobiologia* 597, 7-17
- EEA (2009): Population density disaggregated with Corine land cover 2000. European Environment Agency, <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/population-density-disaggregated-with-corine-land-cover-2000-2#tab-metadata>
- EEA (2013): Digital Elevation Model over Europe (EU-DEM). European Environment Agency, <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eu-dem#tab-metadata>
- EEA (2014): Corine Land Cover 2006 raster data. European Environment Agency, <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster-3#tab-metadata>
- EG (1998): Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. Europäische Gemeinschaft
- EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Europäische Gemeinschaft

- EG (2006): Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung, Europäische Gemeinschaft
- EG (2008): Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Europäische Gemeinschaft
- EG (2009): Richtlinie 2009/128/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden. Europäische Gemeinschaft
- EU (2013): Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. Europäische Union
- Feld CK (2013): Response of three lotic assemblages to riparian and catchment-scale land use: implications for designing catchment monitoring programmes. *Freshwater Biology* 58, 715-729
- Fernández D, Vermeirssen ELM, Bandow N, Muñoz K, Schäfer RB (2014): Calibration and field application of passive sampling for episodic exposure to polar organic pesticides in streams. *Environmental Pollution* 194, 196-202
- Fernández D, Voss K, Bundschuh M, Zubrod JP, Schäfer RB (2015): Effects of fungicides on decomposer communities and litter decomposition in vineyard streams. *Science of The Total Environment* 533, 40-48
- Fewster RM, Buckland ST, Siriwardena GM, Baillie SR, Wilson JD (2000): Analysis of population trends for farmland birds using generalized additive models. *Ecology* 81, 1970-1984
- Hansen CT, Ritz C, Gerhard D, Jensen JE, Streibig JC (2015): Re-evaluation of groundwater monitoring data for glyphosate and bentazone by taking detection limits into account. *Science of the Total Environment* 536, 68-71
- Heller SR, McNaught A, Stein S, Tchekhovskoi D, Pletnev IV (2013): InChI - the worldwide chemical structure identifier standard. *Journal of Cheminformatics* 5
- Helsel DR (2006): Fabricating data: how substituting values for nondetects can ruin results, and what can be done about it. *Chemosphere* 65, 2434-2439
- Helsel DR (2012): *Statistics for censored environmental data using Minitab and R*. Wiley, Hoboken, N.J.
- Hiederer R (2012): *EFSA spatial data version 1.1: Data properties and processing*. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Ispra, ISBN 978-92-79-27004-8, Publications Office of the European Union, Luxembourg
- HLUG (2013a): Pflanzenschutzmittel (PSM) an der Überblicksüberwachungsmessstelle Nidda 2003 bis 2012. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/Internet_ueberblicksueberwachung_Nidda.pdf
- HLUG (2013b): Pflanzenschutzmittel (PSM) an der Überblicksüberwachungsmessstelle Main 2003 bis 2012, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/Internet_ueberblicksueberwachung_Main.pdf
- HLUG (2013c): Pflanzenschutzmittel (PSM) und ausgewählte Metabolite in nordhessischen Fließgewässern 2004-2005, 2007-2009 und 2010-2012, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/Internet_PSM_Nordhessen_2012.pdf
- HLUG (2013d): Pflanzenschutzmittel (PSM) und ausgewählte Metabolite in südhessischen Fließgewässern 2004-2005, 2007-2009 und 2010-2012. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/Internet_PSM_Suedhessen_2012.pdf
- HLUG (2014): Pflanzenschutzmittel (PSM) und ausgewählte Metabolite in hessischen Fließgewässern 2013. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/chemie/Internet_PSM-2013_HLUG-Homepage.pdf
- Holmgren P (1994): Multiple flow direction algorithms for runoff modelling in grid based elevation models: An empirical evaluation. *Hydrological Processes* 8, 327-334

- JKI (2011): Bundesweite Analyse des Gewässerrandbereichs zwischen landwirtschaftlicher Nutzfläche und Gewässer. Tischvorlage zur vierten Sitzung des Forums "Nationaler Aktionsplan (NAP) zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln" am 6. und 7. Dezember 2011 in Bonn
- Kaletka T (2012): Kleingewässer in Brandenburg: Vorkommen - Gefährdung - Schutz. Treffen der Naturschutzbeiräte Brandenburgs am 13.10.2012 in Eberswalde
- Kaske O, Knillmann S, Liess M (2012): Abschlussbericht des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens: „Anwendung und Anpassung des SPEAR – Index zur ökotoxikologischen Risikobewertung von Fließgewässern in Schleswig-Holstein“
- Kaske O und Liess M (2013): Ökotoxikologischer Index zur Gewässerbewertung im Bodenseeeinzugsgebiet. INTERREG IV-Programm Alpenrhein-Bodensee-Hochrhein, Projekt Nr. 227, Schlussbericht.
- Kattwinkel M, Kuhne JV, Foit K, Liess M (2011): Climate change, agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. *Ecological Applications* 21, 2068-2081
- Knillmann S (2015): Klimavariabilität und Insektizid-Anwendung - Indikatoren für kurz- und langfristige Expositionsvorhersagen. Tagungsband der 20. Jahrestagung SETAC GLB 7.-10. September 2015, Zürich, Schweiz
- LANUV (2014): Priorisierung und Risikobewertung von Spurenstoffen mit potenzieller Relevanz für nordrhein-westfälische Gewässer, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, LANUV-Fachbericht 57
- LANUV (2015): ECHO-Stoffbericht Neonicotinoide, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
- LAWA (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland: Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer, Kulturbuch.
- LfU (2006): Wasser in Bayern - Gewässerkundlicher Jahresbericht für Bayern 2006, Bayerisches Landesamt für Umwelt
- LfU (2007a): Chemikalien in der Umwelt –Medium Wasser, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Fachtagung am 03. Mai 2007, UmweltSpezial
- LfU (2007b): Chemische Gewässeranalyse –Messprogramme 2007, Bayerisches Landesamt für Umwelt
- LfU (2009): Pflanzenschutzmittel-Metaboliten Vorkommen und Bewertung, Fachtagung des Bayerischen Landesamtes für Umwelt am 18. und 19.11.2008, UmweltSpezial
- LfU (2012): Gewässerkundlicher Jahresbericht 2011, Bayerisches Landesamt für Umwelt
- LfU (2015): Monitoring in Maisanbauregionen Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Vortrag A. Bayer GdCh AK-Umweltmonitoring, Berlin, 13.02.2015
- LfULG (2014): Risikoabschätzung für Stoffausträge aus Ackerflächen, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Schriftenreihe, Heft 9/2014
- LHW (2006): Pflanzenschutzmitteluntersuchungen in den Oberflächengewässern Sachsen-Anhalts, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt
- LHW (2014): Pflanzenschutzmittel in den Oberflächengewässern Sachsen-Anhalts 2007 bis 2011, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Nr. 8 / 2014
- Liess M und Schulz R (1999): Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, 1948-1955
- Liess M, Schulz R, Liess MHD, Rother B, Kreuzig R (1999): Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Water Research* 33, 239-247
- Liess M und von der Ohe PC (2005): Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 954-965
- Liess M, Schäfer RB, Schriever CA (2008): The footprint of pesticide stress in communities—species traits reveal community effects of toxicants. *Science of the Total Environment* 406, 484-90
- Liess M und Beketov M (2011): Traits and stress: keys to identify community effects of low levels of toxicants in test systems. *Ecotoxicology* 20, 1328-1340
- LLUR und MLUR (2009): Erläuterungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein - Beurteilung chemischer Stoffe in Oberflächengewässern, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein und Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Erstellt im LLUR: 2007, Aktualisiert: 2009

- LU und LUNG (2010): Monitoringprogramme für die Überwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern nach WRRL im ersten Bewirtschaftungszeitraum 2010 - 2015, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern und Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
- LUBW (2007): Überwachungsergebnisse prioritäre Stoffe und spezifische Schadstoffe (Pflanzenschutzmittel) - Chemisches Monitoring der Fließgewässer gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
- LUGV (2011): Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie Beiträge des Landes Brandenburg zu den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder, Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg
- LUNG (2008a): Pflanzenschutz- und Arzneimittelbefunde in Oberflächengewässern und im Grundwasser Mecklenburg-Vorpommerns im Frühjahr 2008, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
- LUNG (2008b): Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
- LUNG (2012): Schadstoffuntersuchungen in Oberflächengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2007 – 2011 - Schadstoffe zur Bewertung des chemischen Zustands gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV), Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
- LUNG (2014a): Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen (UQN) für prioritäre Stoffe (ohne Nitrat) nach Anlage 7 Oberflächengewässerverordnung in Oberflächengewässer-Wasserkörpern Mecklenburg-Vorpommerns (Stand: 09/2014), Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/wk_mit_uqn_ueberschreitung_prioritaerer_stoffe_2007_2013.pdf
- LUNG (2014b): Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen (UQN) für flussgebietspezifische Schadstoffe nach Anlage 5 Oberflächengewässerverordnung in Oberflächengewässer-Wasserkörpern Mecklenburg-Vorpommerns (Stand: 07/2014), Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/wk_mit_uqn_ueberschreitung_flussgebspez_stoffe_2007_2013.pdf
- LUWG (2006): Organische Spurenstoffe in rheinland-pfälzischen Fließgewässern 1985 – 2003, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, LUWG-Bericht 12/2006
- LUWG (2009): Operative Überwachung nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie - PSM-Wirkstoffe in rheinland-pfälzischen Nebengewässern 2004–2006, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, LUWG-Bericht 4/2009
- LUWG (2011): PSM-Wirkstoffe in Oberflächengewässern - Ergebnisse und Bewertungen der Messprogramme 2008/2009, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, LUWG-Bericht 7/2010
- LUWG und MULEWF (2011): Gewässerzustandsbericht 2010 - Ökologische Bilanz zur Biologie, Chemie und Biodiversität der Fließgewässer und Seen in Rheinland-Pfalz, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz und Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz
- LUWG (2012): Pflanzenschutzmittel- und Arzneimittelwirkstoffe in rheinland-pfälzischen Fließgewässern 2010 - Summarische Betrachtung der Wirkstoffgruppen, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, LUWG Kurz-Bericht
- Malaj E, von der Ohe PC, Grote M, Kuhne R, Mondy CP, Usseglio-Polatera P, Brack W, Schafer RB (2014): Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 111, 9549-9554
- Meier C, Haase P, Rolauffs P, Schindehütte K, Schöll F, Sundermann A, Hering D (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/gewaesserbewertung/probenahme/>
- MELUR (2012): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein - Zwischenbilanz 2012 über die Umsetzung der Maßnahmenprogramme, Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Infobrief Sonderausgabe
- MLUV und LU (2005): Pflanzenschutzmittel in der Umwelt: Erhebung von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffmengen im Land Brandenburg 2003 – ein Vergleich zu 2001 und 1998/99, Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Landesumweltamt Brandenburg, Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes, Band 51

- Mondy CP und Usseglio-Polatera P (2013): Using conditional tree forests and life history traits to assess specific risks of stream degradation under multiple pressure scenario. *Science of the Total Environment* 461, 750-760
- Monteith DT, Evans CD, Henrys PA, Simpson GL, Malcolm IA (2014): Trends in the hydrochemistry of acid-sensitive surface waters in the UK 1988–2008. *Ecological Indicators* 37, 287-303
- Morrissey CA, Mineau P, Devries JH, Sanchez-Bayo F, Liess M, Cavallaro MC, Liber K (2015): Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. *Environment International* 74, 291-303
- Moschet C, Vermeirssen ELM, Seiz R, Pfefferli H, Hollender J (2014a): Picogram per liter detections of pyrethroids and organophosphates in surface waters using passive sampling. *Water Research* 66, 411-422
- Moschet C, Wittmer I, Simovic J, Junghans M, Piazzoli A, Singer H, Stamm C, Leu C, Hollender J (2014b): How a Complete Pesticide Screening Changes the Assessment of Surface Water Quality. *Environmental Science & Technology* 48, 5423-5432
- Moschet C, Vermeirssen ELM, Singer H, Stamm C, Hollender J (2015): Evaluation of in-situ calibration of Chemcatcher passive samplers for 322 micropollutants in agricultural and urban affected rivers. *Water Research* 71, 306-317
- Nagel TG (2011): Der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer - Ergebnisse eines Fundaufklärungsprogramms. *landinfo* 2/2011
- Neteler M, Bowman MH, Landa M, Metz M (2012): GRASS GIS: A multi-purpose open source GIS. *Environmental Modelling & Software* 31, 124-130
- NLWKN (2007): Arzneimittel, spezielle Pflanzenschutzmittel und Industriechemikalien in niedersächsischen Gewässern, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Oberirdische Gewässer Band 29
- NLWKN (2012): Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN) Gütemessnetz Fließgewässer und stehende Gewässer, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Oberirdische Gewässer Band 31
- NLWKN (2013a): Untersuchung auf ausgewählte Pflanzenschutzmittel im Einzugsgebiet der Fuhse, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Oberirdische Gewässer Band 34
- NLWKN (2013b): Pflanzenschutzmittelmonitoring in Oberflächengewässern innerhalb der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
- NLWKN (2014a): Orientierende Untersuchungen niedersächsischer Oberflächengewässer auf aktuell in Deutschland zugelassener Pflanzenschutzmittel und auf Stoffe der sog. Metaboliten-Liste, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
- NLWKN (2014b): Schadstoffmonitoring niedersächsischer Oberflächengewässer entsprechend der EG-WRRL, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
- OECD (2004): OECD Guidelines for testing of chemicals 202: Daphnia sp. Acute Immobilisation Test. In: OECD P (Hrsg.)
- OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juli 2011. BGBl. I S. 1429
- Ospina R und Ferrari SLP (2010): Inflated beta distributions. *Statistical Papers* 51, 111-126
- PAN (2015): PAN Pesticide Database. Pesticide Action Network (PAN), <http://www.pesticideinfo.org/>
- Pence HE und Williams A (2010): ChemSpider: An Online Chemical Information Resource. *Journal of Chemical Education* 87, 1123-1124
- PfSchG (2012): Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen. Bundesrepublik Deutschland
- PfSchNOG (2012): Gesetz zur Neuordnung des Pflanzenschutzrechtes. Bundesrepublik Deutschland
- Pistocchi A (2014): GIS based chemical fate modeling: principles and applications. John Wiley & Sons, Inc, ISBN 978-1-118-05997-5, Hoboken, New Jersey, 486 pp
- Poisot T (2015): Best publishing practices to improve user confidence in scientific software. *Ideas in Ecology and Evolution* 8, 50-54
- R Core Team (2015): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <https://www.R-project.org/>

- Rasmussen JJ, McKnight US, Loinaz MC, Thomsen NI, Olsson ME, Bjerg PL, Binning PJ, Kronvang B (2013): A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams. *Science of the Total Environment* 442, 420-431
- Rauthe M, Steiner H, Riediger U, Mazurkiewicz A, Gratzki A (2013): A Central European precipitation climatology – Part I: Generation and validation of a high-resolution gridded daily data set (HYRAS). *Meteorologische Zeitschrift* 22, 235-256
- Rigby RA und Stasinopoulos DM (2001): The GAMLSS project: a flexible approach to statistical modelling. *New trends in statistical modelling: Proceedings of the 16th international workshop on statistical modelling*, pp. 337-345
- Schäfer RB, Caquet T, Siimes K, Mueller R, Lagadic L, Liess M (2007): Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. *Science of The Total Environment* 382, 272–285
- Schäfer RB, Kefford BJ, Metzeling L, Liess M, Burgert S, Marchant R, Pettigrove V, Goonan P, Nuggeoda D (2011a): A trait database of stream invertebrates for the ecological risk assessment of single and combined effects of salinity and pesticides in South-East Australia. *Science of the Total Environment* 409, 2055-2063
- Schäfer RB, von der Ohe PC, Kühne R, Schüürmann G, Liess M (2011b): Occurrence and toxicity of 331 organic pollutants in large rivers of North Germany over a decade (1994 to 2004). *Environmental Science & Technology* 45, 6167-6174
- Schäfer RB, von der Ohe PC, Rasmussen J, Kefford BJ, Beketov MA, Schulz R, Liess M (2012): Thresholds for the effects of pesticides on invertebrate communities and leaf breakdown in stream ecosystems. *Environmental Science & Technology* 46, 5134-5142
- Schäfer RB, Gerner N, Kefford BJ, Rasmussen JJ, Beketov MA, de Zwart D, Liess M, von der Ohe PC (2013): How to Characterize Chemical Exposure to Predict Ecologic Effects on Aquatic Communities? *Environmental Science & Technology* 47, 7996-8004
- Schletterer M, Füreder L, Kuzovlev VV, Beketov MA (2010): Testing the coherence of several macroinvertebrate indices and environmental factors in a large lowland river system (Volga River, Russia). *Ecological Indicators* 10, 1083-1092
- Schmidt-Kloiber A, Graf W, Lorenz A, Moog O (2006): The AQEM/STAR taxalist – a pan-European macro-invertebrate ecological database and taxa inventory. *Hydrobiologia* 566, 325-342
- Schriever CA, Ball MH, Holmes C, Maund S, Liess M (2007): Agricultural intensity and landscape structure: Influences on the macroinvertebrate assemblages of small streams in northern Germany. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26, 346-357
- Schriever CA und Liess M (2007): Mapping ecological risk of agricultural pesticide runoff. *Science of the Total Environment* 384, 264-279
- Schulz R (2004): Field Studies on Exposure, Effects, and Risk Mitigation of Aquatic Nonpoint-Source Insecticide Pollution. *Journal of Environmental Quality* 33, 419-448
- Schüürmann G, Ebert R-U, Kühne R (2011): Quantitative read-across for predicting the acute fish toxicity of organic compounds. *Environmental Science & Technology* 45, 4616-4622
- Sprague JB (1970): Measurement of Pollutant Toxicity to Fish .2. Utilizing and Applying Bioassay Results. *Water Research* 4, 3-32
- SRC (2015): Scientific Databases | SRC, Inc. <http://www.srcinc.com/what-we-do/environmental/scientific-databases.html>
- Steffen D (2011): Ergebnisse der Untersuchung von Oberflächengewässern auf prioritäre und flussgebietsspezifische Schadstoffe. *Wasser und Abfall* 3, 18-23
- Stehle S, Knäbel A, Schulz R (2013): Probabilistic risk assessment of insecticide concentrations in agricultural surface waters: a critical appraisal. *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 6295-6310
- Steverkooperation (2013): Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre - Ein Bericht über die Ergebnisse der Beratung in 2012, Landwirtschaftskammer NRW und Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre
- Steverkooperation (2014): Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre - Ein Bericht über die Ergebnisse der Beratung in 2013, Landwirtschaftskammer NRW und Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre
- Strahler AN (1957): Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union* 38, 913–920

- Szöcs E (2015): webchem: an R package to retrieve chemical information from the web.
<http://dx.doi.org/10.5281/zenodo.33823>
- TLUG (2008): Gewässerbiologie und Gewässerchemie - Thüringenweite Ergebnisse der Zustandsbewertung. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, http://www.tlug-jena.de/umweltdaten/umweltdaten2008/wasser/wasser_01.html
- U.S. EPA (2015): The ECOTOXicology knowledgebase (ECOTOX). United States Environmental Protection Agency, <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>
- Universität Duisburg-Essen (2015): Fließgewässerbewertung. Deutscher Saprobienindex.
<http://www.fliessgewaesserbewertung.de/kurzdarstellungen/core-metrics/deutscher-saprobienindex/>
- University of Hertfordshire (2015): PPDB: Pesticide Properties DataBase.
<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/index2.htm>
- Ver Hoef JM, Peterson E, Theobald D (2006): Spatial statistical models that use flow and stream distance. *Environmental and Ecological Statistics* 13, 449-464
- von der Ohe PC und Liess M (2004): Relative sensitivity distribution of aquatic invertebrates to organic and metal compounds. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, 150-156
- Voß K, Fernández D, Schäfer RB (2015): Organic matter breakdown in streams in a region of contrasting anthropogenic land use. *Science of The Total Environment* 527-528, 179-184
- Waite IR (2014): Agricultural disturbance response models for invertebrate and algal metrics from streams at two spatial scales within the U.S. *Hydrobiologia* 726, 285-303
- Wilson G, Aruliah DA, Brown CT, Chue Hong NP, Davis M, Guy RT, Haddock SHD, Huff KD, Mitchell IM, Plumbley MD, Waugh B, White EP, Wilson P (2014): Best Practices for Scientific Computing. *PLoS Biology* 12
- Wittmer I, Junghans M, Singer H, Stamm C (2014a): Mikroverunreinigungen – Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus diffusen Einträgen, Studie im Auftrag des BAFU. Eawag, Dübendorf
- Wittmer I, Moschet C, Simovic J, Singer H, Stamm C, Hollender J, Junghans M, Leu C (2014b): Über 100 Pestizide in Fließgewässern. *Aqua & Gas* 3, 32-43
- Wood A (2015): Compendium of Pesticide Common Names. <http://www.alanwood.net/pesticides/index.html>
- Wood SN, Pya N, Säfken B (2015): Smoothing parameter and model selection for general smooth models.
arXiv:1511.03864
- Yount JD und Niemi GJ (1990): Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance—A narrative review of case studies. *Environmental Management* 14, 547-569

10 Anhang

Tabelle 14: Liste der Mitglieder des wissenschaftlich-fachlichen Beirates des ersten Teilvorhabens

Name	Vorname	Institution	Ort	E-Mail	Tel.-Nr.
Dr. Bach	Martin	J.-L.-Universität Gießen, IFZ	Gießen	Martin.Bach@umwelt.uni-giessen.de	0641/99 37375
Dr. Bachor	Alexander	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV	Güstrow	alexander.bachor@lung.mv-regierung.de	03843/777 330
Dr. Bayer	Anne	Bayerisches Landesamt für Umwelt	Wielenbach	Anne.Bayer@lfu.bayern.de	0881/185-0
Brückmann	Tomas	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e. V.	Berlin	tomas.brueckmann@bund.net	030/275 86 420
Dr. Feld	Christian K.	Universität Duisburg-Essen	Essen	christian.feld@uni-due.de	0201/183 4390
Fischer	Ralf	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL)	Braunschweig	ralf.fischer@bvl.bund.de	0531/2993 514
Dr. Kalettka	Thomas	Leibniz Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.	Müncheberg	tkalettka@zalf.de	033432/82361
Dr. Lorenz	Stefan	Julius Kühn-Institut (JKI), ÖPV	Berlin	Stefan.Lorenz@jki.bund.de	030/83 04 2370
Morgenstern	Michael	LELF, Pflanzenschutzdienst BB	Frankfurt (Oder)	michael.morgenstern@lelf.brandenburg.de	0335/560 2107
Obernolte	Maren	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume SH	Flintbek	maren.obernolte@llur.landsh.de	04347/704 422
Dr. Rahm	Harald	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW	Düsseldorf	harald.rahm@lanuv.nrw.de	0211/1590 2366
Rohde	Sylvia	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie	Dresden	Sylvia.Rohde@smul.sachsen.de	0351/8928 4401
Dr. Seel	Peter	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie	Wiesbaden	peter.seel@hlnug.hessen.de	0611/6939 798
Dr. Stähler	Matthias	Julius Kühn-Institut (JKI), ÖPV	Berlin	Matthias.Staehler@jki.bund.de	030/83 04 2370
Dr. Stamm	Christian	EAWAG, Umweltchemie	Dübendorf	Christian.stamm@eawag.ch	+41 58 765 5565
Wagener	Hans-Albert	Bayerisches Landesamt für Umwelt	Augsburg	hans-albert.wagener@lfu.bayern.de	0821/9071 5907

Tabelle 15: PSM-Stoffe, die im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 von den Ländern untersucht worden sind und für die es eine UQN in der OGewV (2016) bzw. der OGewV (2011) gibt bzw. gab (JD-UQN und ZHK-UQN in der Tabelle beziehen sich auf die OGewV, 2016)

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM		Gen. Subst.	Bio-zid ³	RAK ⁴ µg/L	JD-UQN µg/L	ZHK-UQN µg/L	OGewV (2016) ⁵		OGewV (2011) ⁵	
			DE ¹	EU ²						A8	A6	A7	A5
Aclonifen	74070-46-5	Herbizid	Ja	Ja			1,06	0,12	0,12	X			
Alachlor	15972-60-8	Herbizid	Nein	Nein				0,3	0,7	X		X	
Ametryn	834-12-8	Herbizid	Nein	Nein				0,5			X		X
Atrazin	1912-24-9	Herbizid	Nein	Nein				0,6	2	X		X	
Azinphos-ethyl	2642-71-9	Insektizid	Nein	Nein				0,01			X		X
Azinphos-methyl	86-50-0	Insektizid	Nein	Nein				0,01			X		X
Bentazon	25057-89-0	Herbizid	Ja	Ja			710	0,1			X		X
Bifenox	42576-02-3	Herbizid	Ja	Ja				0,012	0,04	X			
Bromacil	314-40-9	Herbizid	Nein	Nein				0,6			X		X
Bromoxynil	1689-84-5	Herbizid	Ja	Ja			3,3	0,5			X		X
Carbendazim	10605-21-7	Fungizid	Nein	Nein	Ja		0,15	0,2	0,7		X		
Chlordan (cis und trans)	57-74-9	Insektizid	Nein	Nein									X
trans-Chlordan	5103-74-2	Insektizid	Nein	Nein									X
cis-Chlordan	5103-71-9	Insektizid	Nein	Nein									X
Chlorfenvinphos	470-90-6	Insektizid	Nein	Nein				0,1	0,3	X		X	
Chlorpyrifos (C.- Ethyl)	2921-88-2	Insektizid	Nein	Ja			0,00045	0,03	0,1	X		X	
Chlortoluron	15545-48-9	Herbizid	Ja	Ja			2,3	0,4			X		X
Coumaphos	56-72-4	Insektizid	Nein	Nein									X
Cybutryn	28159-98-0	Herbizid	Nein	Nein	Ja			0,0025	0,016	X			

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM		Gen. Subst.	Bio-zid ³	RAK ⁴	JD-UQN	ZHK-UQN	OGewV (2016) ⁵		OGewV (2011) ⁵	
			DE ¹	EU ²						µg/L	µg/L	A8	A6
Cyclodien Pestizide (Summe)		Insektizid	Nein	Nein				0,01		X		X	
Aldrin	309-00-2	Insektizid	Nein	Nein						X		X	
Dieldrin	60-57-1	Insektizid	Nein	Nein						X		X	
Endrin	72-20-8	Insektizid	Nein	Nein						X		X	
Isodrin	465-73-6	Insektizid	Nein	Nein						X		X	
Cypermethrin	52315-07-8	Insektizid	Ja	Ja	Ja	0,001	0,00008	0,0006	X				
2,4-D	94-75-7	Herbizid	Ja	Ja		1,1	0,2*	1		X			X
DDT (gesamt)		Insektizid	Nein	Nein				0,025		X		X	
p,p'-DDT	50-29-3	Insektizid	Nein	Nein				0,01		X		X	
o,p-DDT	789-02-6	Insektizid	Nein	Nein						X		X	
p,p-DDD (p,p TDE)	72-54-8	Insektizid	Nein	Nein						X		X	
p,p-DDE	72-55-9	Metabolit	Nein	Nein						X		X	
Demeton (Summe -o und -s)	8065-48-3	Insektizid	Nein	Nein									X
Demeton-o	298-03-3	Insektizid	Nein	Nein									X
Demeton-s	126-75-0	Insektizid	Nein	Nein									X
Demeton-s-methyl	919-86-8	Insektizid	Nein	Nein									X
Demeton-s-methyl-sulphon	17040-19-6	Insektizid	Nein	Nein									X
Diazinon	333-41-5	Insektizid	Nein	Nein				0,01			X		X
Dichlorprop	120-36-5	Herbizid	Nein	Nein				0,1			X		X
Dichlorvos	62-73-7	Insektizid	Nein	Nein				0,0006	0,0007	X			X
Dicofol	115-32-2	Insektizid	Nein	Nein				0,0013		X			
Diflufenican	83164-33-4	Herbizid	Ja	Ja			0,025	0,009			X		X

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Bio-zid ³	RAK ⁴	JD-UQN	ZHK-UQN	OGewV (2016) ⁵		OGewV (2011) ⁵	
			DE ¹	EU ²		µg/L	µg/L	µg/L	A8	A6	A7	A5
Dimethoat	60-51-5	Insektizid	Ja	Ja		4	0,07*	1		X		X
Dimoxystrobin	149961-52-4	Fungizid	Ja	Ja		0,0316	0,03	2		X		
Disulfoton	298-04-4	Insektizid	Nein	Nein								X
Diuron	330-54-1	Herbizid	Nein	Ja	Ja	0,79	0,2	1,8	X		X	
Endosulfan (alpha+beta)	115-29-7	Insektizid	Nein	Nein			0,005	0,01	X		X	
Endosulfan, alpha	959-98-8	Insektizid	Nein	Nein					X		X	
Endosulfan, beta	33213-65-9	Insektizid	Nein	Nein					X		X	
Epoxiconazol	133855-98-8	Fungizid	Ja	Ja		0,5375	0,2			X		X
Etrimphos (Etrimfos)	38260-54-7	Insektizid	Nein	Nein			0,004			X		X
Fenitrothion	122-14-5	Insektizid	Nein	Nein			0,009			X		X
Fenpropimorph	67564-91-4	Fungizid	Ja	Ja	Ja	0,195	0,02	20		X		
Fenthion	55-38-9	Insektizid	Nein	Nein			0,004			X		X
Flufenacet	142459-58-3	Herbizid	Ja	Ja		2,4	0,04	0,2		X		
Flurtamone	96525-23-4	Herbizid	Ja	Ja		0,99	0,2	1		X		
Heptachlor	76-44-8	Insektizid	Nein	Nein			0,0000002*	0,0003	X			X
Heptachlorepoxid	1024-57-3	TP Heptachlor	Nein	Nein			0,0000002*	0,0003	X			X
Hexachlorbenzol	118-74-1	Fungizid	Nein	Nein			.*	0,05	X		X	
Hexachlorcyclohexan (α-δ)	608-73-1	Insektizid	Nein	Nein			0,02	0,04	X		X	
HCH, alpha	319-84-6	Insektizid	Nein	Nein					X		X	
HCH, beta	319-85-7	Insektizid	Nein	Nein					X		X	
HCH, gamma (Lindan)	58-89-9	Insektizid	Nein	Nein					X		X	
HCH, delta	319-86-8	Insektizid	Nein	Nein					X		X	

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Biozid ³	RAK ⁴	JD-UQN	ZHK-UQN	OGewV (2016) ⁵		OGewV (2011) ⁵	
			DE ¹	EU ²		µg/L	µg/L	µg/L	A8	A6	A7	A5
Hexazinon	51235-04-2	Herbizid	Nein	Nein			0,07			X		X
Imidacloprid	138261-41-3	Insektizid	Ja	Ja	Ja	0,009	0,002	0,1		X		
Isoproturon	34123-59-6	Herbizid	Ja	Ja	Ja	1,3	0,3	1	X		X	
Linuron	330-55-2	Herbizid	Nein	Ja			0,1			X		X
Malathion	121-75-5	Insektizid	Nein	Ja			0,02			X		X
MCPA	94-74-6	Herbizid	Ja	Ja		9	2*			X		X
Mecoprop	93-65-2	Herbizid	Nein	Ja		160	0,1			X		X
Methamidophos	10265-92-6	Insektizid	Nein	Nein		2,6						X
Metazachlor	67129-08-2	Herbizid	Ja	Ja		0,88	0,4			X		X
Methabenzthiazuron	18691-97-9	Herbizid	Nein	Nein			2			X		X
Metolachlor	51218-45-2	Herbizid	Nein	Nein			0,2			X		X
Metribuzin	21087-64-9	Herbizid	Ja	Ja		0,584	0,2			X		X
Mevinphos	7786-34-7	Insektizid	Nein	Nein								X
Monolinuron	1746-81-2	Herbizid	Nein	Nein	Ja		0,2*	20		X		X
Nicosulfuron	111991-09-4	Herbizid	Ja	Ja		0,085	0,009	0,09		X		
Omethoat	1113-02-6	Insektizid	Nein	Nein			0,004*	2		X		X
Oxydemeton-methyl	301-12-2	Insektizid	Nein	Nein		1,1						X
Parathion-ethyl	56-38-2	Insektizid	Nein	Nein			0,005			X		X
Parathion-methyl	298-00-0	Insektizid	Nein	Nein			0,02			X		X
Phoxim	14816-18-3	Insektizid	Nein	Nein		0,007	0,008			X		X
Picolinafen	137641-05-5	Herbizid	Ja	Ja		0,036	0,007			X		X
Pirimicarb	23103-98-2	Insektizid	Ja	Ja		0,09	0,09			X		X

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Biozid ³	RAK ⁴	JD-UQN	ZHK-UQN	OGewV (2016) ⁵		OGewV (2011) ⁵	
			DE ¹	EU ²		µg/L	µg/L	µg/L	A8	A6	A7	A5
Prometryn	7287-19-6	Herbizid	Nein	Nein			0,5			X		X
Propanil	709-98-8	Herbizid	Nein	Nein								X
Propiconazol	60207-90-1	Fungizid	Ja	Ja	Ja	2	1			X		X
Pyrazon (Chloridazon)	1698-60-8	Herbizid	Ja	Ja		56	0,1			X		X
Quinoxifen	124495-18-7	Fungizid	Ja	Ja			0,15	2,7	X			
Simazin	122-34-9	Herbizid	Nein	Nein			1	4	X		X	
Sulcotrion	99105-77-8	Herbizid	Ja	Ja			0,1	5		X		
2,4,5-T	93-76-5	Herbizid	Nein	Nein								X
Terbutylazin	5915-41-3	Herbizid	Ja	Ja		1,2	0,5			X		X
Terbutryn	886-50-0	Herbizid	Nein	Nein	Ja		0,065	0,34	X			
Triazophos	24017-47-8	Insektizid	Nein	Nein		0,03						X
Trichlorfon	52-68-6	Insektizid	Nein	Nein								X
Trifluralin	1582-09-8	Herbizid	Nein	Nein			0,03		X		X	

1 = Vorkommen in einem in DE zugelassenen PSM (Quelle: BVL; Stand: 1. Quartal 2015); 2 = Genehmigung auf EU-Ebene (Quelle: EU; Stand: März 2015); 3 = Anwendung auch als Biozid (Quelle: UBA); 4 = Regulatorisch Akzeptable Konzentration (Quelle: UBA; Stand: November 2015); 5 = A5 bis A8 bezeichnen die jeweilige Anlagen-Nr. der jeweiligen OGewV, die den Stoff aufführt; * = Geänderter UQN-Wert gg. OGewV (2011)

Tabelle 16: PSM-Stoffe, die im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 von den Ländern untersucht worden sind, die aber nicht in der OGeV (2016) bzw. der OGeV (2011) geregelt sind bzw. waren

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Biozid	RAK ⁴
			DE ¹	EU ²	³	µg/L
(E)7-(Z)9-Dodecadienylacetat	55774-32-8	Pheromon	Ja	Ja		
(E,E)-8,10-Dodecadien-1ol	33956-49-9	Pheromon	Ja	Ja		
(Z)-9-Dodecenylacetat	16974-11-1	Pheromon	Ja	Ja		
1,3-cis-Dichlorpropen	10061-01-5	Nematizid	Nein	Nein		
1,3-Dichlorpropen	542-75-6	Nematizid	Nein	Nein		
1,3-trans-Dichlorpropen	10061-02-6		Nein	Nein		
1-Decanol	112-30-1	Wachstumsregler	Ja	Ja		
1-Methylcyclopropen	3100-04-7	Wachstumsregler	Ja	Ja		
2,4-DB	94-82-6	Herbizid	Nein	Ja		
4,4-Methoxychlor	2132-70-9	Insektizid	Nein	Nein		
4,6-Dinitro-o-Cresol	534-52-1	Insektizid	Nein	Nein		
Abamectin	71751-41-2	Insektizid	Ja	Ja	Ja	
Acequinocyl	57960-19-7	Insektizid	Ja	Ja		9
Acetamiprid	135410-20-7	Insektizid	Ja	Ja		0,24
Acetochlor	34256-82-1	Herbizid	Nein	Nein		
Acibenzolar-S-methyl	135158-54-2	Wachstumsregler	Nein	Ja		
Acifluorfen	50594-66-6	Herbizid	Nein	Nein		
Acrinathrin	101007-06-1	Akarizid	Nein	Ja		
Aldicarb	116-06-3	Nematizid	Nein	Nein		
alpha-Cypermethrin	67375-30-8	Insektizid	Ja	Ja	Ja	
Ametoctradin	865318-97-4	Fungizid	Ja	Ja		
Amidosulfuron	120923-37-7	Herbizid	Ja	Ja		
Aminopyralid	150114-71-9	Herbizid	Ja	Ja		
Amisulbrom	348635-87-0	Fungizid	Ja	Ja		
Azadirachtin (Neem)	11141-17-6	Insektizid	Ja	Ja		
Aziprotryn	4658-28-0	Herbizid	Nein	Nein		
Azoxystrobin	131860-33-8	Fungizid	Ja	Ja	Ja	0,55
Beflubutamid	113614-08-7	Herbizid	Ja	Ja		
Benalaxyl-M	71626-11-4	Fungizid	Ja	Ja		20
Bensulfuron-methyl	83055-99-6	Herbizid	Nein	Ja		
Benthiavalicarb	413615-35-7	Fungizid	Ja	Ja		
Benzoessäure	65-85-0	Fungizid	Ja	Ja		

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Bio-zid	RAK ⁴
			DE ¹	EU ²	³	µg/L
beta-Cypermethrin	65731-84-2	Insektizid	Nein	Pending		
Bifenazate	149877-41-8	Insektizid	Ja	Ja		
Bifenthrin	82657-04-3	Insektizid	Nein	Ja	Ja	
Bixafen	581809-46-3	Fungizid	Ja	Ja		0,46
Boscalid	188425-85-6	Fungizid	Ja	Ja		12,5
Bromadiolon	28772-56-7	Rodentizid	Nein	Ja	Ja	
Bromocyclen	1715-40-8	Insektizid	Nein	Nein		
Bromuconazol	116255-48-2	Fungizid	Nein	Ja		
Bupirimat	41483-43-6	Fungizid	Nein	Ja		
Buturon	3766-60-7	na	Nein	Nein		
Captan	133-06-2	Fungizid	Ja	Ja		5
Carbetamid	16118-49-3	Herbizid	Nein	Ja		
Carbofuran	1563-66-2	Insektizid	Nein	Nein		
Carboxin	5234-68-4	Fungizid	Nein	Ja		
Carfentrazone	128621-72-7	Herbizid	Ja	Ja		0,31
Chlorantraniliprole	500008-45-7	Insektizid	Ja	Ja		0,355
Chlorbromuron	13360-45-7	Herbizid	Nein	Nein		
Chlorfluazuron	71422-67-8	Insektizid	Nein	Nein		
Chlormequat	7003-89-6	Wachstumsregler	Ja	Ja		
Chloroxuron	1982-47-4	Herbizid	Nein	Nein		
Chlorpropham	101-21-3	Wachstumsregler	Ja	Ja		
Chlorpyriphos-methyl	5598-13-0	Insektizid	Nein	Ja		
Chlorthalonil	1897-45-6	Fungizid	Ja	Ja		
Cinidon-ethyl	142891-20-1	Herbizid	Nein	Nein		
Clethodim	99129-21-2	Herbizid	Ja	Ja		
Clodinafop	114420-56-3	Herbizid	Ja	Ja		
Clofentezin	74115-24-5	Insektizid	Nein	Ja		
Clomazone	81777-89-1	Herbizid	Ja	Ja		5,7
Clopyralid	1702-17-6	Herbizid	Ja	Ja		1080
Cloquintocet-mexyl	99607-70-2	Safener	Nein	Ja		
Clothianidin	210880-92-5	Insektizid	Ja	Ja	Ja	0,007
Crimidin	535-89-7	Rodentizid	Nein	Nein		
Cyanazin	21725-46-2	Herbizid	Nein	Nein		
Cyazofamid	120116-88-3	Fungizid	Ja	Ja		
Cyclanilide	113136-77-9	Wachstumsregler	Nein	Nein		

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Bio-zid	RAK ⁴
			DE ¹	EU ²	³	µg/L
Cycloat	1134-23-2	Herbizid	Nein	Nein		
Cycloxydim	101205-02-1	Herbizid	Ja	Ja		
Cyflufenamid	180409-60-3	Fungizid	Ja	Ja		
Cyfluthrin	68359-37-5	Insektizid	Nein	Nein	Ja	
Cymoxanil	57966-95-7	Fungizid	Ja	Ja		4,4
Cyproconazol	94361-06-5	Fungizid	Ja	Ja	Ja	
Cyprodinil	121552-61-2	Fungizid	Ja	Ja		0,75
Cyromazin	66215-27-8	Insektizid	Nein	Ja	Ja	
Daminozid	1596-84-5	Wachstumsregler	Ja	Ja		
Deltamethrin	52918-63-5	Insektizid	Ja	Ja	Ja	
Desmedipham	13684-56-5	Herbizid	Ja	Ja		
Desmetryn	1014-69-3	Herbizid	Nein	Nein		
Dicamba	1918-00-9	Herbizid	Ja	Ja		180
Dichlobenil	1194-65-6	Herbizid	Nein	Nein		
Dichlofluanid	1085-98-9	Fungizid	Nein	Nein	Ja	
Dichlorprop-P	15165-67-0	Herbizid	Ja	Ja		
Diclofop	51338-27-3	Herbizid	Nein	Ja		
Difenacoum	56073-07-5	Rodentizid	Nein	Ja	Ja	
Difenoconazol	119446-68-3	Fungizid	Ja	Ja		0,36
Diflubenzuron	35367-38-5	Insektizid	Nein	Ja	Ja	
Dimefuron	34205-21-5	Herbizid	Nein	Nein		0,83
Dimethachlor	50563-36-5	Herbizid	Ja	Ja		3,5
Dimethenamid	87674-68-8	Herbizid	Nein	Nein		1,35
Dimethenamid-P	163515-14-8	Herbizid	Ja	Ja		1,35
Dimethomorph	110488-70-5	Fungizid	Ja	Ja		5,6
Diniconazol	83657-24-3	Fungizid	Nein	Nein		
Dinoseb	88-85-7	na	Nein	Nein		
Dinotefuran	165252-70-0	na	Nein	Nein	Ja	
Dinoterb	1420-07-1	Herbizid	Nein	Nein		
Diquat	2764-72-9	Herbizid	Ja	Ja		
Dithianon	3347-22-6	Fungizid	Ja	Ja		0,78
Dodin	2439-10-3	Fungizid	Ja	Ja		5,33
Esfenvalerat	66230-04-4	Insektizid	Ja	Ja	Ja	
Etaconazol	71245-23-3	Fungizid	Nein	Nein		
Ethephon	16672-87-0	Wachstumsregler	Ja	Ja		
Ethidimuron	30043-49-3	Herbizid	Nein	Nein		

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Bio-zid	RAK ⁴
			DE ¹	EU ²	³	µg/L
Ethirimol	23947-60-6	Fungizid	Nein	Nein		
Ethofumesat	26225-79-6	Herbizid	Ja	Ja		24
Etofenprox	80844-07-1	Insektizid	Ja	Ja	Ja	
Famoxadone	131807-57-3	Fungizid	Ja	Ja		
Fenamidone	161326-34-7	Fungizid	Ja	Ja		
Fenamiphos	22224-92-6	Nematizid	Nein	Ja		
Fenarimol	60168-88-9	Fungizid	Nein	Nein		
Fenazaquin	120928-09-8	Insektizid	Ja	Ja		
Fenbuconazol	114369-43-6	Fungizid	Nein	Ja		
Fenhexamid	126833-17-8	Fungizid	Ja	Ja		10,1
Fenoprop	93-72-1	Wachstumsregler	Nein	Nein		
Fenoxaprop	95617-09-7	Herbizid	Nein	Nein		
Fenoxaprop-P	113158-40-0	Herbizid	Ja	Ja		
Fenoxaprop-P-ethyl	71283-80-2	Herbizid	Ja	Ja		
Fenoxycarb	72490-01-8	Insektizid	Nein	Ja	Ja	
Fenpropidin	67306-00-7	Fungizid	Ja	Ja		
Fenpyroximat	134098-61-6	Insektizid	Ja	Ja		
Fenuron	101-42-8	Herbizid	Nein	Nein		
Fipronil	120068-37-3	Insektizid	Nein	Ja	Ja	0,0007 7
Flamprop	58667-63-3	Herbizid	Nein	Nein		
Flazasulfuron	104040-78-0	Herbizid	Ja	Ja		
Flonicamid	158062-67-0	Insektizid	Ja	Ja		310
Florasulam	145701-23-1	Herbizid	Ja	Ja		
Fluazifop	69335-91-7	Herbizid	Nein	Nein		
Fluazifop-butyl	69806-50-4	Herbizid	Nein	Nein		
Fluazifop-P	83066-88-0	Herbizid	Ja	Ja		146
Fluazifop-P-butyl	79241-46-6	Herbizid	Ja	Ja		7,7
Fluazinam	79622-59-6	Fungizid	Ja	Ja		0,26
Fluchloralin	33245-39-5	na	Nein	Nein		
Fludioxonil	131341-86-1	Insektizid	Ja	Ja	Ja	0,5
Flufenoxuron	101463-69-8	Insektizid	Nein	Nein	Ja	
Flumioxazin	103361-09-7	Herbizid	Ja	Ja		
Fluometuron	2164-17-2	Herbizid	Nein	Ja		
Fluopicolide	239110-15-7	Fungizid	Ja	Ja		
Fluopyram	658066-35-4	Fungizid	Ja	Ja		5,12

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Bio-zid	RAK ⁴
			DE ¹	EU ²	³	µg/L
Fluoxastrobin	361377-29-9	Fungizid	Ja	Ja		
Flupyrsulfuron	150315-10-9	Herbizid	Ja	Ja		
Fluquinconazol	136426-54-5	Fungizid	Ja	Ja		0,8
Flurochloridon	61213-25-0	Herbizid	Nein	Ja		
Fluroxypyr	69377-81-7	Herbizid	Ja	Ja		16
Fluroxypyr-methylheptyl	81406-37-3	Herbizid	Ja	Ja		0,314
Flusilazol	85509-19-9	Fungizid	Nein	Nein		1,1
Flutolanil	66332-96-5	Fungizid	Ja	Ja		
Flutriafol	76674-21-0	Fungizid	Nein	Ja		
Fluxapyroxad	907204-31-3	Fungizid	Ja	Ja		
Folpet	133-07-3	Fungizid	Ja	Ja	Ja	
Foramsulfuron	173159-57-4	Herbizid	Ja	Ja		0,95
Fosetyl	15845-66-6	Fungizid	Ja	Ja		
Fosthiazate	98886-44-3	Nematizid	Ja	Ja		
Fuberidazol	3878-19-1	Fungizid	Ja	Ja		
Furalaxyl	57646-30-7	Fungizid	Nein	Nein		
Furmecyclox	60568-05-0	Fungizid	Nein	Nein		
gamma-Cyhalothrin	76703-62-3	Insektizid	Ja	Ja		
Glufosinat	51276-47-2	Herbizid	Ja	Ja		
Glyphosat	1071-83-6	Herbizid	Ja	Ja		100
Haloxyfop	69806-34-4	Herbizid	Nein	Nein		
Haloxyfop-ethoxyethyl	87237-48-7	Herbizid	Nein	Nein		
Haloxyfop-P (Haloxyfop-R)	95977-29-0	Herbizid	Ja	Ja		
Heptenophos	23560-59-0	Insektizid	Nein	Nein		
Hexachlorophen	70-30-4	Fungizid	Nein	Nein		
Hexaconazol	79983-71-4	Fungizid	Nein	Nein		
Hexaflumuron	86479-06-3	Insektizid	Nein	Nein	Ja	
Hexythiazox	78587-05-0	Insektizid	Ja	Ja		
Hymexazol	10004-44-1	Fungizid	Ja	Ja		
Imazalil	35554-44-0	Fungizid	Ja	Ja	Ja	
Imazamox	114311-32-9	Herbizid	Ja	Ja		
Imazapic	104098-48-8	Herbizid	Nein	Nein		
Imazaquin	81335-37-7	Wachstumsregler	Nein	Ja		
Imazethapyr	81335-77-5	Herbizid	Nein	Nein		
Imazosulfuron	122548-33-8	Herbizid	Ja	Ja		
Indoxacarb	173584-44-6	Insektizid	Ja	Ja		

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Bio-zid	RAK ⁴
			DE ¹	EU ²	³	µg/L
Iodosulfuron	185119-76-0	Herbizid	Ja	Ja		0,079
Iodosulfuron-methyl	144550-06-1	Herbizid	Ja	Ja		
Iodosulfuron-methyl-sodium	144550-36-7	Herbizid	Ja	Ja		
Ioxynil	1689-83-4	Herbizid	Ja	Nein		2,7
Iprodion	36734-19-7	Fungizid	Ja	Ja		
Iprovalicarb	140923-17-7	Fungizid	Ja	Ja		189
Isofenphos	25311-71-1	Insektizid	Nein	Nein		
Isopyrazam	881685-58-1	Fungizid	Ja	Ja		
Isoxaben	82558-50-7	Herbizid	Ja	Ja		
Isoxaflutole	141112-29-0	Herbizid	Ja	Ja		
Karbutilat	4849-32-5	Herbizid	Nein	Nein		
Kresoxim-methyl	143390-89-0	Fungizid	Ja	Ja		1
lambda-Cyhalothrin	91465-08-6	Insektizid	Ja	Ja	Ja	
Lenacil	2164-08-1	Herbizid	Ja	Ja		0,65
Mancozeb	8018-01-7	Fungizid	Ja	Ja		0,219
Mandipropamid	374726-62-2	Fungizid	Ja	Ja		7,6
Maneb	12427-38-2	Fungizid	Ja	Ja		
MCPB	94-81-5	Herbizid	Nein	Ja		
Mefenpyr	135591-00-3	Herbizid	Ja	Nein		
Mepanipyrim	110235-47-7	Fungizid	Ja	Ja		
Mepiquat	15302-91-7	Fungizid	Ja	Ja		
Mepronil	55814-41-0	Fungizid	Nein	Nein		
Meptyldinocap	131-72-6	Fungizid	Nein	Ja		
Mesosulfuron	400852-66-6	Herbizid	Ja	Ja		
Mesotrione	104206-82-8	Herbizid	Ja	Ja		
Metaflumizone	139968-49-3	Insektizid	Ja	Ja		
Metalaxyl	57837-19-1	Fungizid	Nein	Ja		46
Metalaxyl-M	70630-17-0	Insektizid	Ja	Ja		46
Metaldehyd	108-62-3	Molluskizid	Ja	Ja		
Metamitron	41394-05-2	Herbizid	Ja	Ja		38
Metconazol	125116-23-6	Fungizid	Ja	Ja		
Methidathion	950-37-8	Insektizid	Nein	Nein		
Methiocarb	2032-65-7	Insektizid	Ja	Ja		0,01
Methomyl	16752-77-5	Insektizid	Nein	Ja		
Methoprotryn	841-06-5	Herbizid	Nein	Nein		
Methoxychlor	72-43-5	Insektizid	Nein	Nein		

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Bio-zid	RAK ⁴
			DE ¹	EU ²	³	µg/L
Methoxyfenozide	161050-58-4	Insektizid	Ja	Ja		
Metiram	9006-42-2	Fungizid	Ja	Ja		
Metobromuron	3060-89-7	Herbizid	Nein	Ja		2
Metosulam	139528-85-1	Herbizid	Ja	Ja		
Metoxuron	19937-59-8	Herbizid	Nein	Nein		
Metrafenone	220899-03-6	Fungizid	Ja	Ja		
Metsulfuron	79510-48-8	Herbizid	Ja	Ja		
Metsulfuron-methyl	74223-64-6	Herbizid	Ja	Ja		
Milbemectin	51596-11-3	Insektizid	Ja	Ja		
Mirex	2385-85-5	na	Nein	Nein		
Monuron	150-68-5	Herbizid	Nein	Nein		
Myclobutanil	88671-89-0	Fungizid	Ja	Ja		2,4
Napropamid	15299-99-7	Herbizid	Ja	Ja		6,7
Neburon	555-37-3	Herbizid	Nein	Nein		
Nitenpyram	120738-89-8	na	Nein	Nein		
Nitrofen	1836-75-5	na	Nein	Nein		
Norflurazon	27314-13-2	Herbizid	Nein	Nein		
Oryastrobin	248593-16-0	Fungizid	Nein	Nein		
Oxadiazon	19666-30-9	Herbizid	Nein	Ja		
Oxadixyl	77732-09-3	Fungizid	Nein	Nein		
Oxamyl	23135-22-0	Insektizid	Nein	Ja		
Paclobutrazol	76738-62-0	Fungizid	Ja	Ja		
Pelargonsäure	112-05-0	Herbizid	Ja	Ja	Ja	
Penconazol	66246-88-6	Fungizid	Ja	Ja		3,2
Pencycuron	66063-05-6	Insektizid	Ja	Ja		
Pendimethalin	40487-42-1	Herbizid	Ja	Ja		0,63
Penflufen	494793-67-8	Fungizid	Nein	Ja		
Penoxsulam	219714-96-2	Herbizid	Ja	Ja		
Permethrin	52645-53-1	Insektizid	Nein	Nein	Ja	
Pethoxamid	106700-29-2	Herbizid	Ja	Ja		1,772
Phenmedipham	13684-63-4	Herbizid	Ja	Ja		
Picloram	1918-02-1	Herbizid	Ja	Ja		
Picoxystrobin	117428-22-5	Fungizid	Ja	Ja		0,6
Pinoxaden	243973-20-8	Herbizid	Ja	Nein		
Pirimiphos-ethyl	23505-41-1	Insektizid	Nein	Nein		
Pirimiphos-methyl	29232-93-7	Insektizid	Ja	Ja		

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Bio-zid	RAK ⁴
			DE ¹	EU ²	³	µg/L
Prochloraz	67747-09-5	Fungizid	Ja	Ja		5
Procymidon	32809-16-8	Fungizid	Nein	Nein		
Profoxydim	139001-49-3	Herbizid	Nein	Ja		
Prohexadion	88805-35-0	Bakterizid	Ja	Ja		
Propachlor	1918-16-7	Herbizid	Nein	Nein		
Propamocarb	24579-73-5	Fungizid	Ja	Ja		
Propaquizafop	111479-05-1	Herbizid	Ja	Ja		
Propazin	139-40-2	Herbizid	Nein	Nein		
Propetamphos	31218-83-4	Insektizid	Nein	Nein		
Propham	122-42-9	Herbizid	Nein	Nein		
Propoxur	114-26-1	Insektizid	Nein	Nein		
Propoxycarbazone	145026-81-9	Herbizid	Ja	Ja		
Propyzamid	23950-58-5	Herbizid	Ja	Ja		34
Proquinazid	189278-12-4	Fungizid	Ja	Ja		
Prosulfocarb	52888-80-9	Herbizid	Ja	Ja		3,8
Prosulfuron	94125-34-5	Herbizid	Ja	Ja		
Prothioconazol	178928-70-6	Fungizid	Ja	Ja		1,71
Pymetrozin	123312-89-0	Insektizid	Ja	Ja		
Pyraclostrobin	175013-18-0	Fungizid	Ja	Ja		
Pyraflufen	129630-17-7	Herbizid	Ja	Ja		
Pyrazophos	13457-18-6	Fungizid	Nein	Nein		
Pyrethrine	8003-34-7	Insektizid	Ja	Ja	Ja	0,014
Pyridaben	96489-71-3	Akarizid	Nein	Ja		
Pyridat	55512-33-9	Herbizid	Ja	Ja		
Pyrifenox	88283-41-4	Fungizid	Nein	Nein		
Pyrimethanil	53112-28-0	Fungizid	Ja	Ja		8
Pyroxsulam	422556-08-9	Herbizid	Ja	Ja		
Quinalphos	13593-03-8	Insektizid	Nein	Nein		
Quinmerac	90717-03-6	Herbizid	Ja	Ja		316
Quinoclamín	2797-51-5	Herbizid	Ja	Ja		
Quintozen	82-68-8	Fungizid	Nein	Nein		
Quizalofop	76578-12-6	Herbizid	Nein	Nein		
Quizalofop-ethyl	76578-14-8	Herbizid	Nein	Nein		
Rimsulfuron	122931-48-0	Herbizid	Ja	Ja		0,46
Saflufenacil	372137-35-4	Herbizid	Nein	Nein		
Sebuthylazin	7286-69-3	na	Nein	Nein		

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Biozid	RAK ⁴
			DE ¹	EU ²	³	µg/L
Sebumeton	26259-45-0	Herbizid	Nein	Nein		
Silthiofam	175217-20-6	Fungizid	Ja	Ja		
Spinosad	131929-60-7	Insektizid	Ja	Ja		0,062
Spirodiclofen	148477-71-8	Insektizid	Ja	Ja		
Spiromesifen	283594-90-1	Akarizid	Nein	Ja		
Spiroxamine	118134-30-8	Fungizid	Ja	Ja		0,13
Sulfosulfuron	141776-32-1	Herbizid	Nein	Ja		
Sulfurylfluorid	2699-79-8	Insektizid	Ja	Ja	Ja	
tau-Fluvalinat	102851-06-9	Insektizid	Ja	Ja		0,033
Tebuconazol	107534-96-3	Fungizid	Ja	Ja	Ja	0,578
Tebufenozid	112410-23-8	Insektizid	Ja	Ja		
Tebufenpyrad	119168-77-3	Insektizid	Ja	Ja		
Tebutam	35256-85-0	Herbizid	Nein	Nein		
Teflubenzuron	83121-18-0	Insektizid	Nein	Ja		
Tefluthrin	79538-32-2	Insektizid	Ja	Ja		
Telodrin	297-78-9	na	Nein	Nein		
Tembotrione	335104-84-2	Herbizid	Ja	Ja		
Tepraloxymid	149979-41-9	Herbizid	Ja	Ja		
Terbumeton	33693-04-8	Herbizid	Nein	Nein		
Tetraconazole	112281-77-3	Fungizid	Ja	Ja		
Thiabendazol	148-79-8	Fungizid	Ja	Ja	Ja	
Thiacloprid	111988-49-9	Insektizid	Ja	Ja	Ja	0,004
Thiamethoxam	153719-23-4	Insektizid	Ja	Ja	Ja	0,043
Thiencarbazone	936331-72-5	Herbizid	Ja	Ja		
Thifensulfuron	79277-67-1	Herbizid	Ja	Ja		
Thifensulfuron-methyl	79277-27-3	Herbizid	Ja	Ja		
Thiometon	640-15-3	Insektizid	Nein	Nein		
Thiophanat-methyl	23564-05-8	Fungizid	Ja	Ja		
Thiram	137-26-8	Fungizid	Ja	Ja	Ja	0,11
Tolclofos-methyl	57018-04-9	Fungizid	Ja	Ja		
Tolyfluanid	731-27-1	Fungizid	Nein	Nein	Ja	
Topramezone	210631-68-8	Herbizid	Ja	Nein		0,9
Tralkoxydim	87820-88-0	Herbizid	Nein	Ja		
Triadimefon	43121-43-3	Fungizid	Nein	Nein		
Triadimenol	55219-65-3	Fungizid	Ja	Ja		3,4
Triallat	2303-17-5	Herbizid	Nein	Ja		

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Biozid	RAK ⁴
			DE ¹	EU ²	³	µg/L
Triasulfuron	82097-50-5	Herbizid	Ja	Ja		
Triazoxid	72459-58-6	Fungizid	Ja	Ja		
Tribenuron	106040-48-6	Herbizid	Ja	Ja		
Tribenuron-methyl	101200-48-0	Herbizid	Ja	Ja		
Triclopyr	55335-06-3	Herbizid	Ja	Ja		
Trifloxystrobin	141517-21-7	Fungizid	Ja	Ja		0,0862
Triflumizol	99387-89-0	Fungizid	Nein	Ja		
Triflumuron	64628-44-0	Insektizid	Nein	Ja	Ja	
Triflursulfuron	135990-29-3	Herbizid	Ja	Ja		
Triforin	26644-46-2	Fungizid	Nein	Nein		
Trinexapac	104273-73-6	Wachstumsregler	Ja	Ja		
Triticonazol	131983-72-7	Fungizid	Ja	Ja		
Tritosulfuron	142469-14-5	Herbizid	Ja	Ja		
Valifenalate	283159-90-0	Fungizid	Ja	Ja		
Vinclozolin	50471-44-8	Fungizid	Nein	Nein		
Warfarin	81-81-2	Rodentizid	Nein	Nein	Ja	
Zoxamide	156052-68-5	Fungizid	Ja	Ja		

¹ = Vorkommen in einem in DE zugelassenen PSM (Quelle: BVL; Stand: 1. Quartal 2015); ² = Genehmigung auf EU-Ebene (Quelle: EU; Stand: März 2015); ³ = Anwendung auch als Biozid (Quelle: UBA); ⁴ = Regulatorisch Akzeptable Konzentration (Quelle: UBA; Stand: November 2015)

Tabelle 17: Metaboliten von PSM-Stoffen, die im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 von den Ländern untersucht worden sind. Falls relevant für Summenparameter mit UQN, sind diese in Tabelle 15 enthalten (z.B. p,p-DDE)

PSM-Stoff	CAS-Nr.
2,4,6-Trichlorphenol	88-06-2
2,4-Dichlorphenol	120-83-2
2,6-Dichlorobenzamid	2008-58-4
3-Hydroxy Carbofuran	16655-82-6
3-Trifluormethylanilin	98-16-8
4-tert. Cyclobutylhexanon	98-53-3
Acetochlorsäure	194992-44-4
Acetochlorsulfonsäure	187022-11-3
AMPA	1066-51-9
Anthranilsäureisopropylamid	30391-89-0
Atrazin-2-hydroxy	2163-68-0
Azoxystrobin-CA	
Chlorthalonil-SA	
Desaminotribuzin	35045-02-4
Desethyl-2-hydroxyterbuthylazin	66753-06-8
Desethylatrazin	6190-65-4
Desethylsimazin	
Desethylterbuthylazin	30125-63-4
Desisopropylatrazin	1007-28-9
Desmethyldiuron	3567-62-2
Desmethyloproturon	34123-57-4
Desphenyl-Chloridazon	6339-19-1
Dimethachlor-CA	
Dimethachlorsäure	
Dimethachlor-Sulfonsäure	
Dimethenamid-CA	
Dimethenamid-SA	
Endosulfansulfat	1031-07-8
Flufenacet-SA	
Icaridinsäure	
Kresoximsäure	
Metalaxyl-CA	75596-99-5
Metalaxyl-CA2	104390-56-9
Metamitron-Desamino	36993-94-9
Metazachlordicarbonsäure	

PSM-Stoff	CAS-Nr.
Metazachlorsäure	1231244-60-2
Metazachlorsulfonsäure	172960-62-2
Methyl-desphenyl-Chloridazon	17254-80-7
Metolachlorsäure	152019-73-3
Metolachlor-Sulfonsäure	171118-09-5
o,p-DDE	3424-82-6
oxi-Chlordan	27304-13-8
Pirimicarb-desmethyl	30614-22-3
Prothioconazol-desthio	120983-64-4
Simazin, 2-Hydroxy	2599-11-3
Thiaclopid-SA	
Trifloxystrobin-CA2	

Tabelle 18: PSM-Stoffe, die im Betrachtungszeitraum 2005 bis 2015 von den Ländern nicht untersucht bzw. nicht als PSM-Messwert an das Projekt übermittelt worden sind. Jedoch sind hier nur Stoffe aufgeführt, die im 1. Quartal 2015 noch in Deutschland in einem PSM zugelassen waren oder deren Zulassung erst zwischen 2004 und 2014 abgelaufen ist.

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Biozid ³
			DE ¹	EU ²	
(E)-8-Dodecenylnacetat	38363-29-0	Pheromon	Ja	Ja	
(E,E/Z)-7,9-Dodecadienylacetat	1011528-52-1	Pheromon	Ja	Ja	
(E/Z)-9-Dodecenylnacetat		Pheromon	Ja	Ja	
(Z)-11-Tetradecen-1-yl-acetat		Pheromon	Nein	Ja	
(Z)-8-Dodecenol	40642-40-8	Pheromon	Ja	Ja	
(Z)-8-Dodecenylnacetat	28079-04-1	Pheromon	Ja	Ja	
(Z,Z)-3,13-Octadecadien-1-yl-acetat		Pheromon	Nein	Nein	
1-Naphthyllessigsäure	86-87-3	Wachstumsregler	Nein	Ja	
3-Indolyllessigsäure	87-51-4	Wachstumsregler	Nein	Nein	
4-(3-Indolyl)buttersäure	133-32-4	Wachstumsregler	Nein	Ja	
6-Benzyladenin	1214-39-7	Wachstumsregler	Ja	Ja	
8-Hydroxichinolin	148-24-3	Fungizid	Nein	Ja	
Adoxophyes orana Granulovirus Stamm BV-0001		Insektizid	Ja	Ja	
Aluminiumphosphid	20859-73-8	Insektizid	Ja	Ja	Ja
Amitrol	61-82-5	Herbizid	Nein	Ja	
Ampelomyces quisqualis Stamm AQ 10		Fungizid	Ja	Ja	
Azocyclotin	41083-11-8	Insektizid	Nein	Nein	
Bacillus subtilis Stamm QST 713		Fungizid	Ja	Ja	
Bacillus thuringiensis		Insektizid	Nein		
Bacillus thuringiensis subspecies aizawai Stamm ABTS-1857		Insektizid	Ja	Ja	
Bacillus thuringiensis subspecies kurstaki Stamm ABTS-351 (Stamm HD-1)	68038-71-1	Insektizid	Ja	Ja	
Bacillus thuringiensis subspecies tenebrionis Stamm NB 176		Insektizid	Ja	Ja	
Beauveria bassiana Stamm ATCC 74040		Insektizid	Ja	Ja	
Begasungsmittel		Rodentizid	Nein	Nein	
Benfuracarb	82560-54-1	Insektizid	Nein	Nein	
beta-Cyfluthrin	68359-37-5	Insektizid	Ja	Ja	Ja
Bitertanol	55179-31-2	Fungizid	Nein	Nein	
Blutmehl		Repellent	Ja	Ja	
Brodifacoum	56073-10-0	Rodentizid	Nein	Nein	Ja

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel.	Gen.	Bio- zid ³
			in PSM DE ¹	Subst. EU ²	
Buprofezin	953030-84-7	Insektizid	Nein	Ja	
Calciumcarbid	75-20-7	Repellent	Ja	Ja	
Calciumphosphid	1305-99-3	Rodentizid	Ja	Ja	
Carbosulfan	55285-14-8	Insektizid	Nein	Nein	
Carvone	99-49-0	Wachstumsregler	Ja	Ja	
Chinolinderivate		Repellent	Nein		
Chlorphacinon	3691-35-8	Rodentizid	Nein	Nein	Ja
Coniothyrium minitans Stamm CON/M/91-08		Fungizid	Ja	Ja	
Coumatetralyl	5836-29-3	Rodentizid	Nein	Nein	Ja
Cydia pomonella Granulovirus Isolat GV- 0006		Insektizid	Ja	Ja	
Cydia pomonella Granulovirus mexikani- scher Stamm		Insektizid	Ja	Ja	
Dazomet	533-74-4	Fungizid	Nein	Ja	Ja
Dichlorbenzoesäuremethylester	2905-69-3	Leime, Wachse, Baumharze	Nein	Ja	
Diethofencarb	87130-20-9	Fungizid	Nein	Ja	
Difethialon	104653-34-1	Rodentizid	Nein	Nein	Ja
Dikegulac	18467-77-1	Wachstumsregler	Nein	Nein	
Eisen-III-phosphat	10045-86-0	Molluskizid	Ja	Ja	
Eisen-III-sulfat		Herbizid	Nein		
Eisen-II-sulfat	7720-78-7	Herbizid	Ja	Ja	
Essigsäure	64-19-7	Herbizid	Ja	Ja	
Ethylen	74-85-1	Wachstumsregler	Ja	Ja	
Fenpyrazamine	473798-59-3	Fungizid	Ja	Ja	
Fettsäuren (C7 - C20)		Herbizid	Ja	Ja	
Fettsäuren, Kaliumsalze (Kali-Seife)	67701-09-1	Insektizid	Ja	Ja	
Flurprimidol	56425-91-3	Wachstumsregler	Nein	Nein	
Gibberelline (GA4/GA7)	8030-53-3	Wachstumsregler	Ja	Ja	
Gibberellinsäure	77-06-5	Wachstumsregler	Ja	Ja	
Gliocladium catenulatum Stamm J1446		Fungizid	Ja	Ja	
Glyphosat-trimesium	81591-81-3	Herbizid	Nein	Ja	
Guazatin	13516-27-3	Fungizid	Nein	Nein	
Isoxadifen	209866-92-2	Herbizid	Ja	Nein	
Kaliumhydrogencarbonat	298-14-6	Fungizid	Ja	Ja	
Kaliumphosphonat (Kaliumphosphit)		Fungizid	Ja	Ja	
Kieselgur		Insektizid	Ja	Ja	

PSM-Stoff	CAS-Nr.	Primärer Wirkungsbereich	Zugel. in PSM	Gen. Subst.	Biozid ³
			DE ¹	EU ²	
Kohlendioxid	124-38-9	Insektizid	Ja	Ja	Ja
Kupferhydroxid	20427-59-2	Fungizid	Ja	Ja	Ja
Kupferoktanoat	20543-04-8	Fungizid	Ja	Nein	
Kupferoxychlorid	1332-40-7	Fungizid	Ja	Ja	
Kupfersulfat, basisch	1332-14-5	Fungizid	Ja	Ja	
Lecithin		Fungizid	Nein	Nein	
Magnesiumphosphid	12057-74-8	Insektizid	Ja	Ja	Ja
Maleinsäurehydrazid	123-33-1	Herbizid	Ja	Ja	
Metam	137-42-8	Nematizid	Nein	Ja	
Metarhizium anisopliae var. anisopliae Stamm F52		Insektizid	Ja	Ja	
Mineralöle		Insektizid	Nein	Nein	
Paraffinöle (CAS 8042-47-5)	8042-47-5	Insektizid	Ja	Ja	
Paraquat	4685-14-7	Herbizid	Nein	Nein	
Parfümöl Daphne		Repellent	Nein	Nein	
Phosphan (Phosphorwasserstoff)	7803-51-2	Insektizid	Ja	Ja	
Propineb	12071-83-9	Fungizid	Nein	Ja	
Pseudomonas chlororaphis Stamm MA 342		Fungizid	Ja	Ja	
Quarzsand	14808-60-7	Repellent	Ja	Ja	
Rapsöl	8002-13-9	Insektizid	Ja	Ja	
Schaffett		Repellent	Ja	Ja	
Schwefel	7704-34-9	Insektizid	Ja	Ja	
Spirotetramat	203313-25-1	Insektizid	Ja	Ja	
Stickstoff		Insektizid	Nein	Nein	
Sulfachinoxalin	59-40-5	Rodentizid	Nein		
Sulfotep	3689-24-5	Insektizid	Nein	Nein	
Thiodicarb	59669-26-0	Molluskizid	Nein	Nein	
Trichoderma asperellum Stamm ICC 012 (vormals T. harzianum)		Fungizid	Ja	Ja	
Trichoderma gamsii Stamm ICC 080 (vormals T. viride)		Fungizid	Ja	Ja	
zeta-Cypermethrin	97955-44-7	Insektizid	Ja	Ja	
Zinkphosphid	1314-84-7	Rodentizid	Ja	Ja	

¹ = Vorkommen in einem in DE zugelassenen PSM (Quelle: BVL; Stand: 1. Quartal 2015); ² = Genehmigung auf EU-Ebene (Quelle: EU; Stand: März 2015); ³ = Anwendung auch als Biozid (Quelle: UBA)

Tabelle 19: Teilnehmerliste des Workshops zum Ergebnis der Bestandsaufnahme von Daten zur Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaft am 6./7. Oktober 2015 in Koblenz

Name, Vorname	Einrichtung / Firma	Anschrift	Tel.-Nr.	E-Mail
Bach Dr., Martin	Justus-Liebig-Universität Gießen Research Centre for BioSystems, Land Use and Nutrition (IFZ)	Heinrich-Buff-Ring 26-32 35392 Gießen	Tel. 0641/ 99 37375	martin.bach@umwelt.uni-giessen.de
Bänsch-Baltruschat Dr., Beate	Bundesanstalt für Gewässerkunde	Am Mainzer Tor 1 56068 Koblenz	Tel. 0261/ 1306 5297	baensch-baltruschat@bafg.de
Brinke Dr., Marvin	Bundesanstalt für Gewässerkunde	Am Mainzer Tor 1 56068 Koblenz	Tel. 0261/ 1306 5966	brinke@bafg.de
Brückmann, Tomas	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. Pestizide und Biodiversität	Am Köllnschen Park 1 10179 Berlin	Tel. 030/ 275 86 420	tomas.brueckmann@bund.net
Brumhard Dr., Björn	Industrieverband Agrar e.V. Pflanzenschutz - Technik	Mainzer Landstraße 55 60329 Frankfurt	Tel. 069/ 2556 1284	bjoern.brumhard@syngenta.com
Dechet Dr., Friedrich	Industrieverband Agrar e.V. Pflanzenschutz - Technik	Mainzer Landstraße 55 60329 Frankfurt	Tel. 069/ 2556 1284	Dechet.IVA@vci.de
Ehlscheid Dr., Thomas	Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz Gewässerschutz	Kaiser-Friedrich-Straße 7 55116 Mainz		thomas.ehlscheid@luwg.rlp.de
Feld Dr., Christian	Universität Duisburg-Essen Fakultät für Biologie, Aquatische Ökologie	Universitätsstraße 5 45141 Essen	Tel. 0201/ 183 4390	christian.feld@uni-due.de
Fieseler, Dorothee	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) Referat 314 - Agrarforschung	Deichmanns Aue 29 53179 Bonn	Tel. 0228/ 99 6845 3247	dorothee.fieseler@ble.de
Fischer, Ralf	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL)	Messeweg 11/12	Tel. 0531/ 2993 514	ralf.fischer@bvl.bund.de

Name, Vorname	Einrichtung / Firma	Anschrift	Tel.-Nr.	E-Mail
	Abteilung Pflanzenschutzmittel	38104 Braunschweig		
Foit Dr., Kaarina	UFZ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH	Permoserstraße 15 04318 Leipzig	Tel. 0341/ 235 1497	kaarina.foit@ufz.de
Fulda, Beate	Eidgenössisches Departement für Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF Agroscope, Institut für Pflanzenbauwissenschaften IPB	Schloss 1 Postfach 8820 Wädenswil	Tel. +41 (0)58 460 62 86	beate.fulda@agroscope.admin.ch
Golla, Burkhard	Julius Kühn-Institut (JKI) Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen Institut für Strategien und Folgenabschätzung	Stahnsdorfer Damm 81 14532 Kleinmachnow	Tel. 03303/ 48 325	burkhard.golla@jki.bund.de
Höfer, Jan	Bundesanstalt für Gewässerkunde	Am Mainzer Tor 1 56068 Koblenz	Tel. 0261/ 1306 5527	hoefer@bafg.de
Hoppe, Anke	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie 73 I Pflanzenschutz	Waldheimer Straße 219 Julius-Kühn-Haus (H3) 01683 Nossen	Tel. 035242/ 631 7320	anke.hoppe@smul.sachsen.de
Jährling, Martina	Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt SB 5.1.2.1.1	Otto-von-Guericke-Str. 5 39104 Magdeburg	Tel. 0391/ 581 1124	martina.jaehrling@lhw.mlu.sachsen-anhalt.de
Karaoglan, Bilgin	Umweltbundesamt FG IV 1.3	Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau	Tel. 0340/ 2103 2952	bilgin.karaoglan@uba.de
Keller Dr., Martin	Bundesanstalt für Gewässerkunde	Am Mainzer Tor 1 56068 Koblenz	Tel. 0261/ 1306 5311	keller@bafg.de
Köhler, Antje	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin Ökologisches Monitoring und Bewertung von Oberflächengewässern (VIII E 24)	Brückenstraße 6 10179 Berlin	Tel. 030/ 9025 2448	Antje.Koehler@SenStadtUm.Berlin.de

Name, Vorname	Einrichtung / Firma	Anschrift	Tel.-Nr.	E-Mail
König Dr., Wolfram	Umweltbundesamt FG IV 1.3	Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau	Tel. 0340/ 2103 2812	wolfram.koenig@uba.de
Liess Prof. Dr., Matthias	UFZ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH	Permoserstraße 15 04318 Leipzig	Tel. 0341/ 235 1578	matthias.liess@ufz.de
Mohaupt Dr., Volker	Umweltbundesamt FG II 2.4	Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau	Tel. 0340/ 2103 2036	volker.mohaupt@uba.de
Morgenstern, Michael	Landesamt für ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung Pflanzenschutzdienst FGL Risiko- und Kontrollmanagement	Müllroser Chaussee 54 15236 Frankfurt (Oder)	Tel. 0335/ 560 2107	michael.morgenstern@lelf.brandenburg.de
Müller, Alexandra	Umweltbundesamt FG IV 1.3	Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau	Tel. 0340/ 2103 3131	alexandra.mueller@uba.de
Neugebauer, Jaqueline	Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt Gewässerkundlicher Landesdienst	Otto-von-Guericke-Str. 5 39104 Magdeburg	Tel. 0391/ 5811 258	Jaqueline.Neugebauer@lhw.mlu.sachsen-anhalt.de
Obernolte, Maren	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein Abteilung Gewässer, Dezernat Fließgewässerökologie	Hamburger Chaussee 25 24220 Flintbek	Tel. 04347/ 704 422	maren.obernolte@lur.landsh.de
Pickl Dr., Christina	Umweltbundesamt FG IV 1.3	Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau	Tel. 0340/ 2103 3128	christina.pickl@uba.de
Rahm Dr., Harald	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen	Auf dem Draap 25 40221 Düsseldorf	Tel. 0211/ 1590 2366	harald.rahm@lanuv.nrw.de
Rohde, Sylvia	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie	Zur Wetterwarte 11 01109 Dresden Klotzsche	Tel. 0351/ 8928 4401	sylvia.rohde@smul.sachsen.de

Name, Vorname	Einrichtung / Firma	Anschrift	Tel.-Nr.	E-Mail
	Referat 44, Oberflächenwasser, WRRL			
Rohweder Dr., Udo	Freie und Hansestadt Hamburg Institut für Hygiene und Umwelt	Marckmannstraße 129b 20539 Hamburg	Tel. 040/ 428 45 3875	udo.rohweder@hu.hamburg.de
Schäfer Prof. Dr., Ralf B.	Universität Koblenz-Landau Institut für Umweltwissenschaften	Fortstraße 7 76829 Landau	Tel. 06341/280 31536	schaefer-ralf@uni-landau.de
Scheithauer Dr., Markus	Bayerisches Landesamt für Umwelt Referat 76 "Stoff- und Chemikalienbewertung"	Bürgermeister-Ulrich-Straße 160 86179 Augsburg	Tel. 0821/ 9071 5497	markus.scheithauer@lfu.bayern.de
Scheithauer, Marius	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen Fachbereich 62: Vollzugskoordination, Betriebsmanagement, Labordatenverwaltung, Alarmbereitschaft	Auf dem Draap 25 40221 Düsseldorf	Tel. 0211/ 1590 2538	marius.scheithauer@lanuv.nrw.de
Schlößer, Ilona	Bayerisches Landesamt für Umwelt Referat 83 - Ökologie der Fließgewässer	Hans-Högn-Straße 12 95030 Hof	Tel. 09281/ 1800 4853	ilona.schloesser@lfu.bayern.de
Seel Dr., Peter	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie Dezernat W2 Gewässergüte	Rheingaustraße 186 65203 Wiesbaden	Tel. 0611/ 6939 798	peter.seel@hlnug.hessen.de
Stähler Dr., Matthias	Julius Kühn-Institut (JKI) Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen Institut für ökologische Chemie, Pflanzenanalytik und Vorratsschutz	Königin-Luise-Str. 19 14195 Berlin	Tel. 030/ 83 04 2370	matthias.staehler@jki.bund.de
Stamm Dr., Christian	EAWAG, Umweltchemie	Dübendorf	Tel. +41 58 765 5565	christian.stamm@eawag.ch
Szöcs, Eduard	Universität Koblenz-Landau Institut für Umweltwissenschaften	Fortstraße 7 76829 Landau	Tel. 06341/280 31552	szoecs@uni-landau.de

Name, Vorname	Einrichtung / Firma	Anschrift	Tel.-Nr.	E-Mail
Ulrich Dr., Uta	Christian-Albrechts-Universität zu Kiel Institut für Natur- und Ressourcenschutz Abteilung Hydrologie u. Wasserwirtschaft	Olshausenstraße 75 24118 Kiel	Tel. 0431/ 880 1268	uulrich@hydrology.uni-kiel.de
von der Ohe Dr., Peter	Umweltbundesamt	Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau	Tel. 0340/ 2103 2186	peter.vonderohe@uba.de
Weyers Dr., Arnd	Industrieverband Agrar e.V. Pflanzenschutz - Technik	Mainzer Landstraße 55 60329 Frankfurt	Tel. 069/ 2556 1284	arnd.weyers@bayer.com