

## Kapitel 6

### Inhalt

<b>6</b>	<b>Verbesserter Schutz der Biodiversität vor Pestiziden .....</b>	<b>359</b>
<b>6.1</b>	<b>Einleitung .....</b>	<b>359</b>
<b>6.2</b>	<b>Einsatzbereiche von Pestiziden .....</b>	<b>359</b>
6.2.1	Pflanzenschutz .....	361
6.2.2	Gesundheits- und Materialschutz .....	365
<b>6.3</b>	<b>Genehmigung von Pestizidwirkstoffen.....</b>	<b>368</b>
<b>6.4</b>	<b>Zulassung von Pestizidprodukten .....</b>	<b>371</b>
6.4.1	Zulassungsverfahren und Umweltrisikobewertung .....	371
6.4.2	Überprüfung der Anwendungsaufgaben durch die Behörden .....	374
<b>6.5</b>	<b>Umweltrisiken und -wirkungen von Pflanzenschutzmitteln.....</b>	<b>376</b>
6.5.1	Monitoringprogramme.....	377
6.5.2	Gewässerbelastungen sowie deren Folgen und Risiken .....	380
6.5.3	Risiken und Wirkungen in terrestrischen Lebensräumen.....	384
6.5.4	Belastungs- und Risikoindikatoren und deren Anwendung.....	387
6.5.5	Defizite bei der Umweltrisikobewertung.....	389
<b>6.6</b>	<b>Maßnahmen für einen integrierten Schutz der Umwelt vor Pestiziden .....</b>	<b>391</b>
6.6.1	Der Nationale Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln.....	392
6.6.2	Daten zur Umweltbelastung durch Pflanzenschutzmittel .....	395
6.6.3	Gewässer- und Naturschutz .....	398
6.6.4	Abgabe auf Pflanzenschutzmittel.....	404
6.6.5	Verbesserung der Datenlage bei Bioziden .....	408
<b>6.7</b>	<b>Fazit .....</b>	<b>409</b>
<b>6.8</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>411</b>

## Abbildungen

Abbildung 6-1	Entwicklung des Inlandsabsatzes von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen im Zeitraum von 2005 bis 2014 .....	363
Abbildung 6-2	Die Umweltrisikobewertung im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel und Biozide.....	371
Abbildung 6-3	Wirkungen von Pestizidanwendungen auf die Biodiversität.....	386

## Tabellen

Tabelle 6-1	Einteilung der Pestizide und Definition des Anwendungszwecks.....	360
Tabelle 6-2	Berechnete Behandlungsindizes für die PAPA-Erhebungen im Jahr 2014 .....	361
Tabelle 6-3	Wesentliche Einflussfaktoren für die Entwicklung des Pflanzenschutzmittelabsatzes .....	364
Tabelle 6-4	Geschätzte Verbrauchsmengen von Bioziden für Deutschland und potenzielle Umwelteinträge .....	367
Tabelle 6-5	Umweltrisikopotenzial (in %) der in Deutschland abgesetzten Pflanzenschutzmittel 2006 bis 2013 .....	389
Tabelle 6-6	Maßnahmen zum Schutz der Gewässer und der Biodiversität im NAP ...	393

## **6 Verbesserter Schutz der Biodiversität vor Pestiziden**

### **6.1 Einleitung**

**391.** Pestizide, also Pflanzenschutzmittel und Biozide, werden eingesetzt, um bestimmte Organismen – von Mikroben über Pflanzen bis hin zu Nagetieren – zu schädigen, zu töten oder in ihrer Ausbreitung zurückzudrängen. In der Landwirtschaft dienen Pflanzenschutzmittel dem Schutz der Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse und der Verbesserung der landwirtschaftlichen Produktion. Biozide kommen in privaten Haushalten und in beruflichen Anwendungen vor allem als Desinfektionsmittel, im Produktschutz und in der Schädlingsbekämpfung zum Einsatz.

**392.** Die Verwendung von Pflanzenschutzmitteln wie Insektiziden, Herbiziden und Fungiziden in der Landwirtschaft ist eine wichtige Ursache für den weiterhin anhaltenden Rückgang der Biodiversität in der Agrarlandschaft. Besonders betroffen sind unter anderem Feldvögel, Wildbienen und Hummeln, Amphibien und Wildkräuter. Es ist nicht zu erwarten, dass das Ziel der nationalen Biodiversitätsstrategie („Nationale Strategie zum Erhalt der biologischen Vielfalt“), den Verlust von Biodiversität und die Verschlechterung der Ökosystemleistungen aufzuhalten, unter Beibehaltung der bisherigen Anwendungspraxis für Pflanzenschutzmittel erreicht werden kann. Es wurden in den vergangenen Jahrzehnten erhebliche Fortschritte gemacht, die Pflanzenschutzmittelwirkstoffe zielgenauer zu entwickeln und anzuwenden. So sollen trotz intendierter toxischer Wirkung auf Zielorganismen die nicht gewollten Begleitwirkungen auf Mensch und Umwelt reduziert werden. Jedoch hat dies weder dazu geführt, dass die Gesamtanwendungsmengen im Pflanzenschutz zurückgingen, noch dazu, dass die negativen Auswirkungen auf Ökosysteme gemindert wurden. Biozide können, wenn sie in die Umwelt gelangen, ebenfalls zur Gefährdung der Ökosysteme beitragen. Es fehlen aber grundlegende Daten, um die Auswirkung der Biozidverwendung einschätzen zu können.

**393.** Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) analysiert im Folgenden die Auswirkungen des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft auf die Biodiversität. Ziel ist es, Vorschläge für ein verbessertes Risikomanagement zu machen. Gleichzeitig möchte der SRU aber auch auf den bislang weniger beachteten Einsatz von Bioziden hinweisen. Insgesamt plädiert der SRU für einen integrierenden Blick auf die Pestizidproblematik.

### **6.2 Einsatzbereiche von Pestiziden**

**394.** Pestizide sind mineralische, chemisch-synthetische oder biologische Stoffe, die Schadorganismen abschrecken, unschädlich machen oder abtöten. Ihr Einsatz strebt also bewusst eine schädigende Wirkung an, weil dadurch eine Kontrolle über eine ansonsten

ungewollte Entwicklung zum Beispiel für Gesundheit, Gebäudesicherheit oder Nutzpflanzen möglich wird.

Pflanzenschutzmittel werden vorrangig in der Landwirtschaft, in der Pflanzenproduktion, aber auch auf Nichtkulturland wie Gärten und Parks oder zur Pflege von Verkehrswegen und Gleisanlagen eingesetzt (Abschn. 6.2.1). Der Anwendungszweck ist hauptsächlich ungewünschten Pflanzenwuchs zu regulieren bzw. zu unterbinden, Pflanzenkrankheiten zum Beispiel durch Pilze oder Viren zu unterdrücken und Insektenfraß zu vermeiden sowie die Erzeugnisse nach der Ernte zu schützen.

Außerhalb der Pflanzenproduktion werden Pestizide zur Bekämpfung von Algen, Bakterien, Viren, Pilzen, Insekten und Nagern genutzt. Pestizidprodukte in diesem Bereich werden als Biozide bezeichnet und dienen dem Schutz der menschlichen Gesundheit sowie dem Material- und dem Gebäudeschutz (zum Beispiel Erhalt der Deckenbalken und des Dachstuhls oder Schutz vor Verkeimung bei Belüftungsanlagen und technischen Kreisläufen) (Abschn. 6.2.2).

**395.** Obwohl es Überschneidungen in den Wirkstoffen und den Schadorganismen gibt, werden die beiden Bereiche unterschiedlich reguliert und von der Administration getrennt geführt. Dies dient dazu, eine stringenteren Steuerungsmöglichkeit für die Anwendungssicherheit zu erreichen. Pflanzenschutzmittel werden durch die Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung) und Biozide in der Verordnung (EU) Nr. 528/2012 über die Bereitstellung auf dem Markt und die Verwendung von Biozidprodukten (EU-Biozidprodukte-Verordnung) geregelt (s. Tab. 6-1).

Tabelle 6-1

### Einteilung der Pestizide und Definition des Anwendungszwecks

Pestizide	
Pflanzenschutzmittel	Biozide
„[...] zum Schutz der Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse vor Schadorganismen einschließlich Unkräuter und zur Verbesserung der landwirtschaftlichen Produktion [...]“ Verordnung (EG) Nr. 1107/2009	„[...] zur Bekämpfung von für die Gesundheit von Mensch und Tier schädlichen Organismen sowie zur Bekämpfung von Organismen, die natürliche oder gefertigte Materialien schädigen [...]“ Verordnung (EG) Nr. 528/2012
Einsatz überwiegend in beruflichen Anwendungen in der Landwirtschaft als: - Herbizide gegen Unkräuter - Fungizide gegen Pilze - Insektizide gegen Insekten - Rodentizide gegen Nagetiere u.v.m.	Einsatz in privaten Haushalten und beruflichen Anwendungen unter anderen als: - Desinfektionsmittel gegen Bakterien, Algen, Viren - Schutzmittel gegen Insekten, Pilze - Schädlingsbekämpfungsmittel gegen Nagetiere, Insekten - Sonstige Biozide gegen Pilze, Algen
SRU/UG 2016/Tab. 6-1	

## 6.2.1 Pflanzenschutz

### Einsatzbereiche von Pflanzenschutzmitteln

**396.** Insektizide, Fungizide, Rodentizide, Herbizide und andere Pflanzenschutzmittel haben zahlreiche Einsatzbereiche in der landwirtschaftlichen Erzeugung. Ihre Anwendung hängt vornehmlich von der angebauten Kultur, den Standortbedingungen und der Witterung ab.

Tabelle 6-2 gibt eine Übersicht über die im Rahmen der PAPA-Erhebungen (PAPA – Panel Pflanzenschutzmittel-Anwendungen) berechneten jährlichen Behandlungsindizes relevanter Kulturpflanzen in Deutschland. Als Behandlungsindex (BI) wird die Anzahl der angewandten Pflanzenschutzmittel bezogen auf die zugelassene Aufwandmenge und die Anbaufläche bezeichnet. Der Behandlungsindex stellt die Anzahl von Pflanzenschutzmittel-Anwendungen auf einer betrieblichen Fläche, in einer Kultur oder in einem Betrieb unter Berücksichtigung von reduzierten Aufwandmengen und Teilflächenbehandlungen dar (BMEL 2016). Bezogen auf die Gesamtbehandlung mit Pflanzenschutzmitteln im Jahr 2014 weisen im Ackerbau Kartoffeln (12,60), Winterraps (6,72) und Winterweizen (5,70) den höchsten BI auf. Die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel in Sonderkulturen übersteigt die der Mehrzahl der Ackerbaukulturen deutlich: Hopfen (11,11), Tafelapfel (33,72), Wein (19,78) (JKI 2015b). Diese Sonderkulturen haben an der landwirtschaftlich genutzten Gesamtfläche mit jeweils unter 1 % nur einen geringen Anteil. Der Anbau ist außerdem in der Regel auf spezifische Regionen konzentriert.

Tabelle 6-2

### Berechnete Behandlungsindizes für die PAPA-Erhebungen im Jahr 2014

Kultur	Insgesamt	Fungizide	Herbizide	Insektizide	Wachstumsregler
<b>Ackerbau</b>					
Kartoffeln	12,60	9,49	2,30	0,81	–
Mais	1,99	–	1,96	0,03	–
Wintergerste	3,88	1,40	1,46	0,25	0,77
Winterraps	6,72	1,98	2,03	2,71	–
Winterweizen	5,70	2,40	1,67	0,66	0,97
Zuckerrüben (2013)	3,82	0,99	2,64	0,17	0,02
<b>Sonderkulturen</b>					
Hopfen	11,11	8,51	0,21	2,39	–
Tafelapfel	33,72	27,30	0,95	4,67	0,81
Wein	19,78	18,29	0,42	1,06	–
SRU/UG 2016/Tab. 6-2; Datenquelle: JKI 2015b					

Meist gibt es Möglichkeiten, den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zu reduzieren oder ganz auf ihn zu verzichten. Er unterliegt einer betriebswirtschaftlichen Abwägung zwischen den Kosten des Pflanzenschutzmitteleinsatzes und den Kosten von alternativen Maßnahmen oder

möglichen Ertragseinbußen bei der Reduktion bzw. dem Verzicht auf Pflanzenschutzmittel (BÜRGER et al. 2008). Um den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft zu verringern, stehen viele Maßnahmen, wie sie zum Beispiel das Konzept des integrierten Pflanzenschutzes beinhaltet, zur Verfügung (s. Kasten).

#### Exkurs: Integrierter Pflanzenschutz

**397.** Nach dem Konzept des integrierten Pflanzenschutzes werden vorbeugende und nicht-chemische Maßnahmen genutzt, um den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zu verringern. Auch die Vorgaben zum ökologischen Landbau folgen diesem Ansatz, jedoch wird dabei komplett auf chemisch-synthetischen Pflanzenschutz verzichtet. Es gibt zahlreiche Maßnahmen zur Reduktion der Pflanzenschutzmittel-Anwendung, wie den Einsatz von mechanischen Verfahren zur Unkrautregulierung, die Umgestaltung der Fruchtfolge, die Wahl resistenter Sorten oder die Anpassung der Saatzeit. Eine Zusammenstellung verschiedener Studien deutet darauf hin, dass durch integrierten Pflanzenschutz die Anwendung und Kosten für Pflanzenschutzmittel deutlich reduziert werden können. Dies geht meist mit einer leichten Reduktion des Betriebsergebnisses durch geringere Erträge und höhere Kosten für alternative Maßnahmen einher (BÜRGER et al. 2008, S. 349). Zur Umsetzung der Pflanzenschutz-Rahmenrichtlinie 2009/128/EG müssen die Mitgliedsländer ab 2014 sicherstellen, dass die Anwender von Pflanzenschutzmitteln dem Prinzip des integrierten Pflanzenschutzes folgen, was in Deutschland durch das Pflanzenschutzgesetz (PflSchG) umgesetzt wird. In Anhang 3 der Richtlinie sind allgemeine Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes gelistet. Sie umfassen vorbeugende Maßnahme wie Fruchtfolgegestaltung oder geeignete Kultivierungsverfahren und legen fest, dass „nachhaltigen biologischen, physikalischen und anderen nichtchemischen Methoden [...] der Vorzug vor chemischen Methoden zu geben [...]“ ist (Anh. 3 Nr. 4).

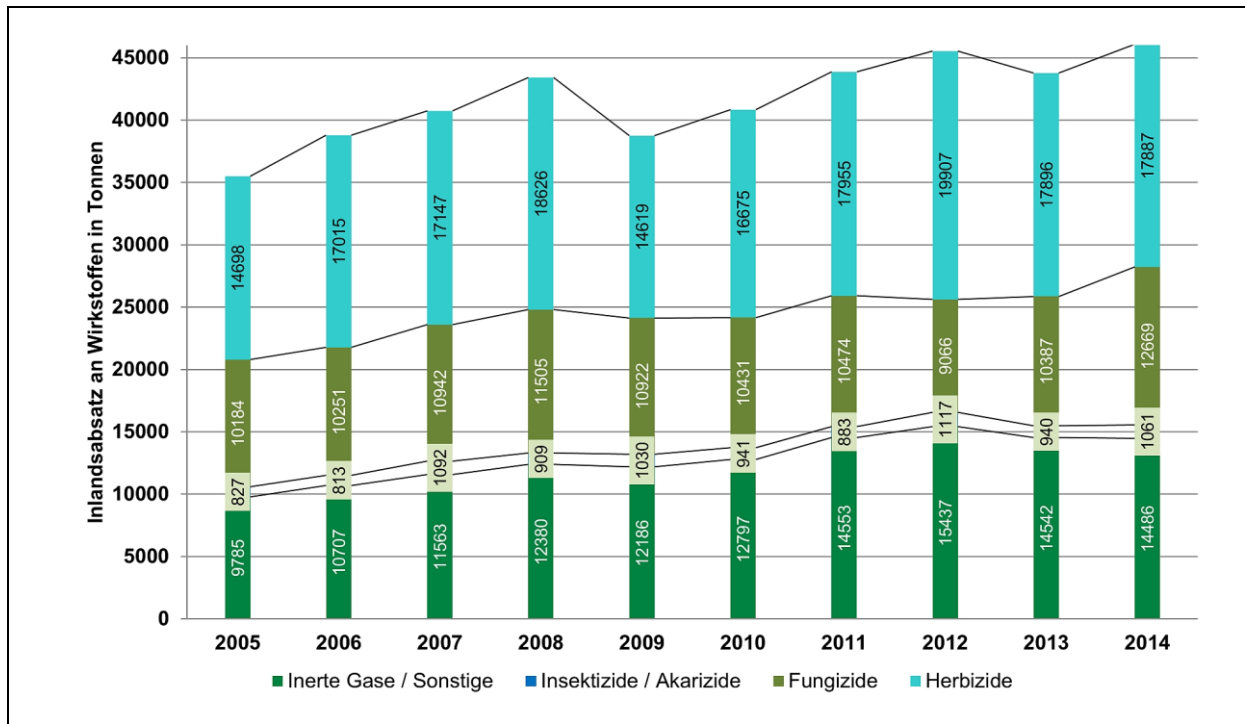
#### Verbrauchsmengen von Pflanzenschutzmitteln

**398.** Der Inlandsabsatz von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in Deutschland befindet sich insgesamt auf einem hohen Niveau und zeigt einen weiterhin leicht ansteigenden Trend. Die abgesetzten Wirkstoffmengen sind im Zeitraum 2005 bis 2014 von etwa 35.500 t auf 46.100 t gestiegen, unterliegen jedoch jährlichen Schwankungen (BVL 2015a; Abb. 6-1). Die Zunahme der Wirkstoffmengen ist dabei im Wesentlichen auf den vermehrten Einsatz von Herbiziden (Gesamtanteil von 39 % im Jahr 2014) und Fungiziden (27 %) im Ackerbau sowie insbesondere auf die deutlich gestiegene Anwendung inerter Gase im Vorratsschutz und in Räumen (25 %) zurückzuführen (SCHWARZ 2014). Demgegenüber ist der Anteil von Wachstumsreglern und Keimhemmungsmitteln (5 %), Insektiziden und Akariziden (2 %) sowie sonstigen Pflanzenschutzmitteln (2 %) an der Gesamtmenge geringer. Das weiterhin hohe Niveau bei den Wirkstoffabsatzzahlen ist auch aufgrund der Tatsache, dass viele der modernen Pflanzenschutzmittelwirkstoffe hochwirksam sind und daher zur Erzielung der

gewünschten Wirkung in wesentlich geringeren Aufwandsmengen als bei früheren Pflanzenschutzmitteln eingesetzt werden können, kritisch zu bewerten (MÖCKEL et al. 2015).

Abbildung 6-1

### Entwicklung des Inlandsabsatzes von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen im Zeitraum von 2005 bis 2014



SRU/UG 2016/Abb. 6-1; Datenquelle: BVL 2015a

**399.** Die Schwankungen der jährlichen Absatzzahlen sind unter anderem auf den Einfluss der Witterung, unterschiedliches saisonales Schaderregerauftreten, Überwindung von Sortenresistenzen, Wirkstoffverfügbarkeit und Einführung neuer Wirkstoffe durch die Hersteller zurückzuführen (BVL 2014a). Weitere Gründe für Schwankungen könnten stärkere Bevorratung bzw. Auffüllen der Lagerbestände durch die Landwirte sowie Rabattaktionen und Bonusprogramme im Handel sein (SCHWARZ 2014). Eine Übersicht über wesentliche Einflussfaktoren für die Absatzmengen bei Herbiziden, Fungiziden und Insektiziden geben GUTSCHE (2012) für den Zeitraum 2000 bis 2010 und SCHWARZ (2014) für den Zeitraum bis 2012 (Tab. 6-3).

Tabelle 6-3

**Wesentliche Einflussfaktoren für die Entwicklung  
des Pflanzenschutzmittelabsatzes**

Herbizide	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Starke Zunahme der pfluglosen Bodenbearbeitung (Beseitigung des Unkrautwuchses) im Ackerbau (von rund 23 % der Ackerfläche in 2003/2004 auf rund 39 % in 2009/2010). Zunehmender Einsatz von Herbiziden zur Ernteerleichterung (Sikkation, Austrocknung zur Abreifebeschleunigung). Dadurch steigt Bedarf für Totalherbizide wie Glyphosat.</li> <li>– Seit 2000 Wiederinbetriebnahme von Brachflächen (teilweise für Anbau nachwachsender Rohstoffe) und Umbruch von Dauergrünland zu Ackerland. Dies erhöht insgesamt den Pflanzenschutzmittelbedarf und führt insbesondere in den ersten Jahren zu einem über dem Durchschnitt liegenden Mehrbedarf an Herbiziden.</li> <li>– Veränderungen in der Gestaltung der Fruchtfolge und des Anbauumfangs von Kulturarten (Zunahme Winterweizen, Mais und Raps dagegen Abnahme von Winterroggen, Sommergetreide, Zuckerrüben und Kartoffeln). Dadurch Erhöhung des durchschnittlichen BI bei Herbiziden von 1,82 auf 1,85 (entspricht einer Zunahme der Behandlungsfläche um circa 300.000 ha) im Zeitraum 2000 bis 2010.</li> </ul>
Fungizide	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Die Entwicklung pilzlicher Schadorganismen ist sehr stark von Wetterfaktoren abhängig. Dementsprechend schwankt das Maß der Anwendung zwischen unterschiedlichen Anwendungsjahren.</li> <li>– Verstärkte Anwendung von Stoffen aus der Wirkgruppe Triazole in Raps zur Erhöhung der Stand- und Winterfestigkeit und allgemein Ausweitung der Anbaufläche für Raps.</li> <li>– Herausbildung von Resistenzen gegenüber der Wirkstoffgruppe Strobilurinen. Empfehlung zur Gabe anderer Fungizide mit im Vergleich zu den Strobilurinen höheren Aufwandmengen bei gleicher Fläche.</li> </ul>
Insektizide (einschließlich Akarizide)	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Die Entwicklung von Insektenpopulationen ist von Wetterschwankungen abhängig und wird von warmen und trockenen Perioden gefördert.</li> <li>– Erhöhung des durchschnittlichen BI für Insektizide (von 0,87 auf 0,92) durch Zunahme der Winterweizen- und Rapsflächen (s. o.). Ebenso wurden Insektizide (z. B. Neonikotinoide) als Saatgutbeizmittel eingesetzt. Diese Anwendungen sind seit 2013 eingeschränkt worden (s. Tz. 418).</li> </ul>
SRU/UG 2016/Tab. 6-3; Datenquelle: GUTSCHE 2012; SCHWARZ 2014	

### Eintragungspfade von Pflanzenschutzmitteln in die Umwelt

**400.** Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln wird durch das Pflanzenschutzgesetz geregelt und darf gemäß § 3 nur nach den Regeln der guten fachlichen Praxis erfolgen. Dabei sind die in der Zulassung festgesetzten Anwendungsgebiete und Anwendungsbestimmungen (z. B. Anzahl und maximale Menge der Behandlung pro Jahr und Hektar) verbindlich einzuhalten (§ 12 PflSchG) sowie die sonstigen Verbote und Beschränkungen nach §§ 13 ff. PflSchG zu beachten. Durch das Ausbringen der Pflanzenschutzmittel (u. a. durch Feldspritzen) gelangen diese auf die Pflanzen bzw. die zu behandelnde Bodenfläche. Die Behandlung der Agrarfläche führt darüber hinaus zu Einträgen in Nichtzielorte, wie Oberflächengewässer und Grundwasserkörper sowie angrenzende nicht landwirtschaftlich genutzte Böden. Wichtige Eintragungspfade in die Umweltmedien sind dabei Abdrift,



Abschwemmung nach Starkregenereignissen, Versickerung und Verflüchtigung. Neben der offenen Anwendung im Feld können Pflanzenschutzwirkstoffe auch bei der Aussaat von vorbehandelten Kulturpflanzen durch kontaminierte Beizstäube freigesetzt werden (BVL und IfA 2012b; vgl. Tz. 442).

## 6.2.2 Gesundheits- und Materialschutz

### Einsatzbereiche von Biozidprodukten

**401.** Biozide werden vor allem als Desinfektionsmittel, Schutzmittel für unterschiedliche Produkte und als Schädlingsbekämpfungsmittel im nicht landwirtschaftlichen Bereich eingesetzt. Zunehmend erfolgt eine versteckte Verwendung auch bei Gegenständen des täglichen Bedarfs, wie zum Beispiel in Heimtextilien (Matratzen, Bettwäsche, Funktionswäsche). Ebenso werden beispielsweise Türklinken, Kühlschränke und andere Küchenutensilien vorbeugend mit Bioziden behandelt (JAHN et al. 2015).

Die Notwendigkeit ihrer Verwendung variiert dabei stark. So ist der Einsatz von Desinfektionsmitteln im Gesundheitswesen, einer der häufigsten Anwendungen von Bioziden, unumgänglich, um das heutige hohe Schutzniveau zu erhalten (UBA 2000). Im Gegensatz dazu ist ihre steigende Verwendung in privaten Haushalten im Normalfall überflüssig und daher kritisch zu bewerten. Der unnötige Einsatz kann zur Bildung von Resistenzen gegen Keime führen und damit die Wirkung von Desinfektionsmitteln in Krankenhäusern und Arztpraxen mindern (PIEPER et al. 2014). Die Behandlung von Gebrauchsgegenständen wie Möbeln und Teppichen mit Insektiziden (gegen Motten- und Käferbefall) ist auch aufgrund der Tatsache, dass diese über einen langen Zeitraum ausgasen und sich damit in der Innenraumluft anreichern können, zu hinterfragen (JAHN et al. 2015).

Die Verwendung von Bioziden als Schutzmittel in technischen Prozessen zum Beispiel zur Verhinderung von Verkeimungen von Flüssigkeiten und Materialoberflächen dient der Haltbarkeit und Sicherheit von Produkten. Ein Verzicht ist in diesen Bereichen unter Umständen nicht ohne Einschränkungen der Produkteigenschaften durchzuführen. In anderen Bereichen ist jedoch der Verzicht deutlich einfacher. Durch entsprechende vorbeugende Maßnahmen kann zum Beispiel ein Befall mit Schaderregern wie Holzpilzen, Insekten und Vorratsschädlingen wirkungsvoll verhindert und der Einsatz von Bioziden vorab ausgeschlossen werden. Über das im Internet frei zugängige „Biozid-Portal“ informiert das Umweltbundesamt (UBA) über solche vorbeugenden Maßnahmen und biozidfreie Alternativen, mit denen der Einsatz von Biozid-Produkten minimiert oder ganz vermieden werden kann. Als Zielgruppen werden Verbraucher und Privathaushalte sowie der Handel und Verbraucherberatungsstellen angesprochen. Eine Erweiterung des Informationsangebots auch für berufliche Anwender ist geplant (JAHN et al. 2015).

## Verbrauchsmengen von Biozidprodukten

**402.** In Deutschland sind derzeit 40.251 Biozidprodukte als verkehrsfähig nach der Biozid-Meldeverordnung (ChemBiozidMeldeV) gemeldet (schriftliche Mitteilung der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA), Bundesstelle für Chemikalien, vom 3. März 2016). Europaweit sind es sogar mehr als 50.000 mit steigender Tendenz (Deutscher Bundestag 2011). Absatzmengen bzw. Verbrauchsmengen für Deutschland liegen aber nicht vor, da es sowohl nach europäischem als auch nationalem Recht nicht vorgesehen ist, diese zu erfassen. Orientierungspunkte über die tatsächlichen Mengen können daher nur aus wenigen konkreten Angaben zu einzelnen Produktarten sowie anhand von Schätzungen aus Verbrauchsmeldungen anderer Staaten abgeleitet werden. In Deutschland werden demnach pro Jahr etwa 55.000 t Biozidwirkstoffe verwendet (vgl. Tab. 6-4).

**403.** Biozide kommen in sehr unterschiedlichen Anwendungen zum Einsatz, die 4 Hauptgruppen und insgesamt 22 Produktarten (PA) zugeordnet werden (Übersicht in RÜDEL und KNOPF 2012; vgl. Tab. 6-4).

Auf die Hauptgruppe 1 „Desinfektionsmittel“ entfallen in Deutschland nach Schätzungen etwa 74 % des Gesamtverbrauchs. Unter diese Anwendungen fallen unter anderen Produkte für die menschliche Hygiene und Oberflächendesinfektion im Gesundheitswesen, zur Algenbekämpfung sowie Trinkwasserdesinfektionsmittel. Die Hauptgruppe 2 „Schutzmittel“, zu denen zum Beispiel Holzschutzmittel und Schutzmittel für Baumaterialien (z. B. Fassadenanstriche, Außenhölzer) sowie Schutzmittel für Flüssigkeiten und Verfahrenssysteme in der Industrie gehören, hat einen Anteil von etwa 25 %. Die Wirkstoffe haben unter anderem antimikrobielle und fungizide sowie insektizide Eigenschaften. Die Hauptgruppe 3 „Schädlingsbekämpfungsmittel“ (z. B. Rodentizide und Insektizide) sowie die Hauptgruppe 4 „Sonstige Biozidprodukte“ (u. a. Antifouling-Produkte) haben bezogen auf die Gesamtverbrauchsmenge eine geringere Bedeutung. Allerdings besitzen Stoffe aus diesen beiden Hauptgruppen zum Teil eine hohe Wirksamkeit bei bereits sehr geringen Konzentrationen.

Tabelle 6-4

### Geschätzte Verbrauchsmengen von Bioziden für Deutschland und potenzielle Umwelteinträge

PA	Bezeichnung	Deutschland <sup>1</sup>		EU <sup>2</sup>		
		Jährliche Verbrauchsmenge (t/a)	%-Anteil am Gesamtverbrauch	Jährliche Verbrauchsmenge	Direkt	Kläranlage
	<b>Hauptgruppe 1: Desinfektionsmittel</b>	<b>41.308</b>	<b>74</b>			
1	Produkte für die menschliche Hygiene	4.600	8	xxx	–	xx
2	Desinfektionsmittel und Algenbekämpfungsmittel	28.000	50	xxx	x	xxx
3	Produkte für die Hygiene im Veterinärbereich	7.600	14	xxx	x	xx
4	Lebens- und Futtermittelbereich	1.100	2	xxx	–	xxx
5	Trinkwasserdesinfektionsmittel	8	0,0	xxx	x	x
	<b>Hauptgruppe 2: Schutzmittel</b>	<b>13.680</b>	<b>25</b>			
6	Produkte während der Lagerung	170	0,3	xx	x	x
7	Beschichtungsschutzmittel	1.100	2	xx	xx	xx
8	Holzschutzmittel	8.200	15	xxx	xx/xxx	x
9	Für Fasern, Leder, Gummi und polymerisierte Materialien	150	0,3	xx	x	x
10	Für Baumaterialien	140	0,3	xxx	xx	xx
11	Für Flüssigkeiten in Kühl- und Verfahrenssystemen	2.800	5	xxx	xx	xx
12	Schleimbekämpfungsmittel	750	1	xx	xx	xx
13	Für Bearbeitungs- und Schneidflüssigkeiten	370	1	xx	–	x
	<b>Hauptgruppe 3: Schädlingsbekämpfungsmittel</b>	<b>19</b>	<b>&lt; 1</b>			
14	Bekämpfung von Nagetieren (Rodentizide)	0	0	x	xx	x
15	Vogelbekämpfungsmittel (Avizide)	§	§	–	xx	–
16	Bekämpfungsmittel gegen Mollusken und Würmer (Molluskizide) und andere Wirbellose	5	0	–	xxx	–
17	Fischbekämpfungsmittel (Piscizide)	§	§	–	xxx	–
18	Bekämpfung von Gliedertieren (Insekten (Insektizide), Spinnentiere (Akarizide))	2	0	xxx	xxx	xxx
19	Vergrämungsmittel (Repellentien) und Lockmittel	12	0	xx	xx	xx
20	Produkte gegen sonstige Wirbeltiere	§	§	–	xx	–
	<b>Hauptgruppe 4: Sonstige Biozidprodukte</b>	<b>92</b>	<b>&lt; 1</b>			
21	Antifouling-Produkte	90	0,2	x	xxx	–/x
22	Flüssigkeiten für Einbalsamierung und Taxidermie	2	0	x	x	x

xxx hohe Relevanz, xx mittlere Relevanz, x niedrige Relevanz, – vermutlich nicht relevant,  
§ In Deutschland sind die Produktarten 15, 17 und 20 aus Gründen des Tierschutzes nicht zugelassen

SRU/UG 2016/Tab. 6-4;  
Datenquelle: <sup>1</sup>RÜDEL und KNOPF 2012;  
<sup>2</sup>Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2009, verändert nach Rüdel 2015a

## Eintragspfade von Biozidprodukten in die Umwelt

**404.** Bei Biozidwirkstoffen fehlt im Unterschied zu Pflanzenschutzwirkstoffen eine systematische Erfassung der Anwendungsmengen (vgl. Tz. 485). Aussagen zu erwarteten Einträgen in die Umwelt sind daher mit einer großen Unsicherheit belastet. Erschwerend kommt außerdem hinzu, dass für zahlreiche Wirkstoffe (vgl. Kap. 6.3) Einträge sowohl auf Biozid- als auch auf Pflanzenschutzmittelanwendungen zurückgeführt werden können. Des Weiteren können Pestizidwirkstoffe auch in anderen Produkten wie Industriechemikalien und in Human- und Tierarzneimitteln zugelassen sein (RÜDEL und KNOPF 2012; NÖH 2012).

Biozidwirkstoffe werden in einer großen Anzahl von Produkten und Anwendungen eingesetzt, dementsprechend vielfältig sind die Eintragspfade in die Umwelt. Es wird zwischen direkten Einträgen in die Umweltmedien Oberflächengewässer, Böden und Luft (auch durch Auswaschen und Abdrift) sowie indirekten Einträgen in Oberflächengewässer und Böden über Kläranlagen differenziert (UBA 2014b).

In einem Bericht der Europäischen Kommission wurden für fast alle Produktarten Einträge in die Umwelt modelliert (s. Tab. 6-4). Bei der Abschätzung der Relevanz der Umwelteinträge konnten aufgrund der fehlenden Datenlage die tatsächlichen Verbrauchsmengen nicht berücksichtigt werden. Die direkten Einträge haben unter anderen für Holzschutzmittel, Rodentizide, Molluskizide, Insektizide sowie Antifouling-Produkte eine hohe Relevanz. Indirekte Einträge erfolgen insbesondere bei Desinfektionsmitteln bei der Produktart 2 (Desinfektionsmittel und Algenbekämpfungsmittel) und Produktart 4 (Desinfektionsmittel für den Lebens- und Futtermittelbereich) sowie bei Insektiziden (Produktart 18) (Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2009, verändert nach RÜDEL et al. 2015a.)

## 6.3 Genehmigung von Pestizidwirkstoffen

**405.** Die Anwendung von Pestizidwirkstoffen ist aufgrund ihrer toxischen Eigenschaften mit einem Risiko behaftet. Die Erwartung an die Sicherheit ist daher berechtigt hoch und verlangt ähnlich wie für Arzneiwirkstoffe, dass ein Wirksamkeitsnachweis vorliegt, der den beabsichtigten Zweck – hier Hemmung oder Abtöten von Schadorganismen – abdecken soll. Zugleich dürfen die Wirkstoffe bei Einhaltung der Anwendungsaufgaben und der guten fachlichen Praxis keine schädlichen Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch oder Tier und keine unannehmbaren Auswirkungen auf die Umwelt haben (s. Tz. 432 ff.). Mit der Richtlinie 79/117/EWG über das Verbot des Inverkehrbringens und der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, die bestimmte Wirkstoffe enthalten, wurden die Behörden erstmalig ermächtigt, Wirkstoffe aufgrund bestimmter Eigenschaften zu verbieten, zum Beispiel wegen ihrer langen Präsenz und Mobilität in der Umwelt oder kanzerogener Wirkungen. Die Bewertungsverfahren von Pestizidwirkstoffen sind im Laufe der Jahre hinsichtlich der technischen Regeln und der Risikobewertung fortentwickelt und dem Stand der Wissenschaft angepasst worden, mit dem Ziel, die Wirkstoffe und ihre Verwendung sicherer zu machen.

**406.** Die Wirkstoffgruppe der Insektizide ist diesbezüglich richtungsgebend für die Entwicklung eines Konzepts zum Verbot von umweltschädlichen Stoffen (POP-Konzept) gewesen. Persistente organische Schadstoffe (persistent organic pollutants – POP) sind langlebige organische Schadstoffe, die aufgrund ihrer Persistenz über weite Strecken ferntransportiert werden können und bioakkumulierend sind. Zu ihren bekanntesten Vertretern gehören einige Insektizide, die eine hohe Humantoxizität und/oder hohe Ökotoxizität haben (z. B. Chlorkohlenwasserstoffe wie Dichlordiphenyltrichlorethan – DDT) und Hexachlorcyclohexan (Lindan) sowie chlorierte Cyclodiene (Aldrin, Dieldrin und Heptachlor)). Diese Wirkstoffe stehen auf der Liste der mit dem POP-Übereinkommen aus der Produktion gebannten Stoffe und sind in Deutschland nicht mehr in Pflanzenschutzmitteln zugelassen (UNEP 2009). Neuere Insektizide wie die Neonikotinoide (u. a. Imidacloprid, Clothianidin) zeichnen sich durch eine geringere Säugetiertoxizität und ein breites Wirkspektrum gegen eine Vielzahl von saugenden und beißenden Insekten aus (LINDEMANN 2014). Neonikotinoide sind im Gegensatz zu den früheren Wirkstoffen nur mäßig persistent sowie gut wasserlöslich, allerdings werden sie im Zusammenhang mit dem EU-weiten Rückgang der Bestäuber in der Agrarlandschaft diskutiert (Tz. 441 ff.).

Die Problemdimension der Pestizide in der Ernährung haben Berichte über endemische Vergiftungen am Menschen durch organische quecksilberhaltige Fungizide aufgezeigt (SRU 2008, Kap. 8). Die heute verfügbaren Fungizide haben eine niedrigere akute Toxizität (SOLECKI und PFEIL 2013). Ein weiteres Beispiel für einen inzwischen nicht mehr zugelassenen Wirkstoff ist das Herbizid Atrazin, welches in der EU aufgrund seiner hormonellen und kanzerogenen Wirksamkeit seit 2003 verboten ist (Tz. 436).

#### Genehmigungsverfahren von Pestizidwirkstoffen

**407.** Im Folgenden sollen wichtige Anforderungen des aktuell in der EU gültigen Genehmigungsverfahrens für Pflanzenschutz- und Biozidwirkstoffe im Hinblick auf den Gesundheits- und Umweltschutz dargestellt werden. Die Genehmigung der Wirkstoffe ist der erste Schritt vor der Zulassung der Pestizidprodukte (s. Abschn. 6.4.1).

Die Genehmigung der Pestizidwirkstoffe wird in zwei EU-Verordnungen geregelt: für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in der EU-Pflanzenschutzmittelverordnung, für Biozidwirkstoffe in EU-Biozidprodukte-Verordnung (Tz. 395). Beide Verordnungen verlangen, dass die Wirkstoffe keine unannehmbaren Auswirkungen auf die Umwelt haben, insbesondere unter Berücksichtigung von Kontaminationen in der Umwelt, Auswirkungen auf Nicht-Zielarten und Auswirkungen auf die biologische Vielfalt und das Ökosystem (Art. 4 Abs. 3 EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung und Art. 19 Abs. 1 lit. b Ziff. iv EU-Biozidprodukte-Verordnung). Die Bestimmungen der Verordnungen beruhen auf dem Vorsorgeprinzip (Art. 1 Abs. 4 EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung und Art. 1 Abs. 1 EU-Biozidprodukte-Verordnung).

Die Genehmigung der Wirkstoffe ist jeweils zeitlich begrenzt und muss regelmäßig erneuert werden. Sowohl für Pflanzenschutzmittel- als auch für Biozidwirkstoffe erfolgt die Erstgenehmigung für höchstens zehn Jahre, die Erneuerung der Genehmigung gilt für maximal fünfzehn Jahre (Art. 5 und Art. 14 Abs. 2 EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung bzw. Art. 4 Abs. 1 und Art. 10 Abs. 3 EU-Biozidprodukte-Verordnung). Davon abgesehen gilt eine kürzere Genehmigungsdauer von sieben Jahren für Wirkstoffe, die als Substitutionskandidaten (Tz. 408) bzw. als zu ersetzende Wirkstoffe identifiziert worden sind. Wirkstoffe, die, obwohl sie die Zulassungskriterien nicht erfüllen, unter bestimmten Voraussetzungen dennoch genehmigt werden, erhalten eine Genehmigung für höchstens fünf Jahre.

#### Ausschlusskriterien in der Wirkstoffprüfung

**408.** Pflanzenschutzmittelwirkstoffe können nur genehmigt werden, wenn sie die Anforderungen des Art. 4 i. V. m. Anhang II EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung erfüllen. Im Hinblick auf die menschliche Gesundheit sind die Ausschlusskriterien Mutagenität, Karzinogenität, Reproduktionstoxizität oder endokrine Eigenschaften. Zum Schutz der Umwelt werden persistente und bioakkumulierbare Wirkstoffe, die Potenzial zum Ferntransport haben (POP, Tz. 406) ausgeschlossen. Hinzu kommen persistente, bioakkumulierbare und toxische Wirkstoffe (PBT-Stoffe) oder sehr persistente und sehr bioakkumulierbare Wirkstoffe (vPvB-Stoffe). Auch wenn Wirkstoffe die Kriterien nicht erfüllen, können sie unter bestimmten Voraussetzungen doch genehmigt werden. Von diesen Voraussetzungen kann unter bestimmten Bedingungen abgewichen werden (Art. 4 Abs. 7 EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung). Wirkstoffe, die die Kriterien erfüllen, aber im Vergleich zu den anderen bereits genehmigten Wirkstoffen ein größeres Risiko für Mensch und Umwelt darstellen, werden als Substitutionskandidaten bezeichnet (Art. 24 EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung). Diese Substitutionskandidaten dürfen nur dann in Pflanzenschutzmitteln zur Anwendung zugelassen werden, wenn es keine wirtschaftlichen und praktikablen Alternativen gibt, die deutlich sicherer für Mensch und Umwelt sind.

Sollte es im Lichte neuer wissenschaftlicher und technischer Kenntnisse Anzeichen dafür geben, dass die Genehmigungskriterien für einen genehmigten Wirkstoff nicht mehr erfüllt sind, kann ein Mitgliedstaat einen Antrag auf Überprüfung an die Kommission stellen oder die Kommission kann von sich aus die Genehmigung überprüfen. Sind die Kriterien nicht mehr erfüllt, kann eine Verordnung über die Aufhebung oder Änderung der Genehmigung erlassen werden (Art. 21 EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung).

Zum Sticht datum Dezember 2014 waren in Deutschland 276 Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln zugelassen, was in etwa dem Niveau vorheriger Jahre entspricht (Zunahme um ca. 12 % seit 2005 (245)) (BVL 2015a).

**409.** Seit dem 1. September 2013 wird bei der Genehmigung von Biozidwirkstoffen die EU-Biozidprodukte-Verordnung (Tz. 412) angewandt. Mit dieser wurde das Genehmigungsverfahren mit EU-weiter Gültigkeit konkretisiert und die Datenanforderungen spezifiziert, anhand derer die Überprüfung der Auswirkungen des Biozideinsatzes für die Gesundheit des Menschen und für die Umwelt erfolgt. Eine wichtige Neuerung ist die Aufnahme des Schutzgutes Biodiversität in die EU-Biozidprodukte-Verordnung (Art. 19 Abs. 1 lit. b Ziff. iv). Außerdem wurden für die Genehmigung eines Biozidwirkstoffs die gleichen Ausschlusskriterien wie für die Genehmigung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen (Tz. 408) festgelegt (Art. 5 Abs. 1 der EU-Biozidprodukte-Verordnung). Unbeschadet dieser Kriterien kann ein Wirkstoff unter bestimmten Voraussetzungen dennoch genehmigt werden (Art. 5 Abs. 2 EU-Biozidprodukte-Verordnung). Diese und andere Wirkstoffe mit einem Besorgnispotenzial, das in Art. 10 Abs. 1 lit. b bis f der EU-Biozidprodukte-Verordnung näher beschrieben wird, werden als zu ersetzende Wirkstoffe eingestuft.

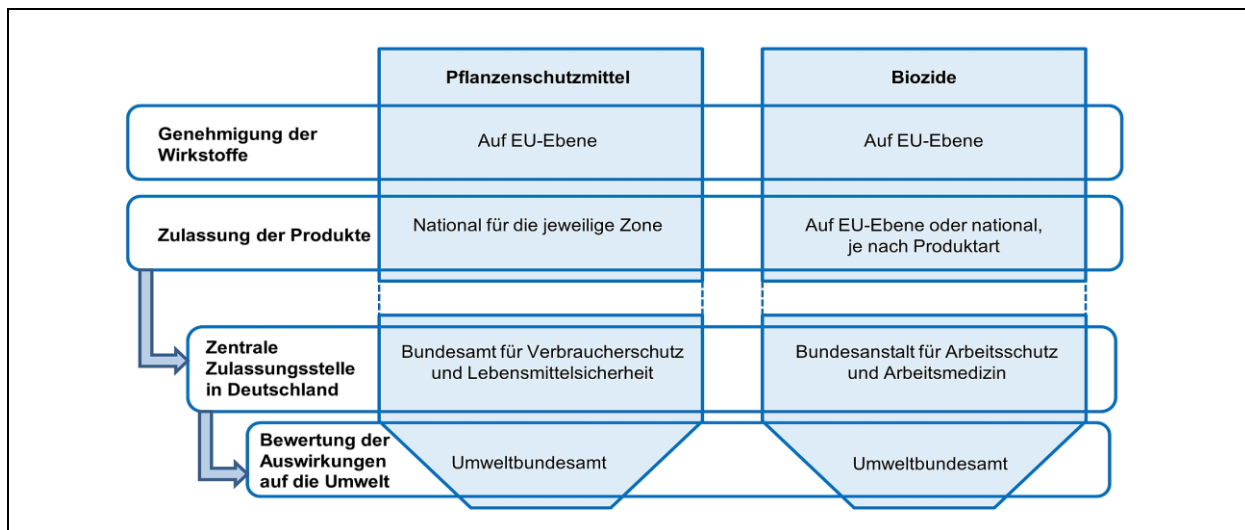
## 6.4 Zulassung von Pestizidprodukten

### 6.4.1 Zulassungsverfahren und Umweltrisikobewertung

**410.** Pestizidprodukte enthalten in der Regel neben dem Wirkstoff weitere sogenannte Formulierungshilfsstoffe, die zum Beispiel dafür sorgen, dass die Pestizidwirkstoffe im Produkt leicht zu handhaben (z. B. mischbar, verdünnbar) oder anwendbar (Einmischen in Materialien, Benetzung von Oberflächen, Benetzen oder Aufnahme durch die Pflanzen) und lagerstabil sind. Pestizidprodukte dürfen in der EU nur in Verkehr gebracht oder angewandt werden, wenn sie zugelassen wurden. Dem Zulassungsverfahren für die Produkte ist die Genehmigung der Wirkstoffe vorgeschaltet (Kap. 6.3 und Abb. 6-2).

Abbildung 6-2

#### Die Umweltrisikobewertung im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel und Biozide



**411.** Die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln wird in der EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung (s. Tz. 395) geregelt. Sie erfolgt im sogenannten zonalen Zulassungsverfahren. Dazu wurden die Mitgliedstaaten der EU drei Zonen zugeordnet (Süd, Zentral, Nord; Anhang I EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung). Deutschland gehört zur zentralen Zone. Das Zulassungsverfahren wird in einem Mitgliedstaat stellvertretend für die ganze Zone durchgeführt. Dennoch bedarf es eines Antrags in jedem Mitgliedstaat, in dem das Pflanzenschutzmittel in Verkehr gebracht wird. Dabei können die einzelnen Mitgliedstaaten nationale Besonderheiten berücksichtigen und über Risikominderungsmaßnahmen entscheiden. Sollten bei einem Mitgliedstaat weiterhin Bedenken bezüglich Gesundheit und Umwelt vorliegen, kann dieser die Zulassung des Pflanzenschutzmittels national verweigern, falls er ein unannehmbares Risiko sieht (Art. 36 Abs. 3 EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung). Die Zulassung eines Pflanzenschutzmittels wird für ein bestimmtes Anwendungsgebiet (Verwendungszweck) beantragt (BVL und IfA 2012a). Für die Zulassung müssen die in Art. 29 der EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung aufgelisteten Anforderungen an das Pflanzenschutzmittel erfüllt sein (s. Tz. 413). Dazu gehört unter anderem, dass die im Mittel enthaltenen Wirkstoffe genehmigt sind (Kap. 6.3). Die Zulassung des Pflanzenschutzmittels gilt maximal ein Jahr länger als die Genehmigungsdauer der enthaltenen Wirkstoffe (s. Tz. 407), dies gilt auch für eine Erneuerung der Zulassung (Art. 32 EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung).

**412.** Die Zulassung von Bioziden erfolgt gemäß der EU-Biozidprodukte-Verordnung (s. Tz. 395) und ist verwendungsbezogen (Art. 19 Abs. 3 EU-Biozidprodukte-Verordnung). Die Zulassung kann in einem Mitgliedstaat oder für bestimmte Produktgruppen auch unionsweit beantragt werden (Art. 29 ff. und Art. 41 ff. EU-Biozidprodukte-Verordnung). Auch für Biozidprodukte gilt, dass für die Zulassung bestimmte Voraussetzungen erfüllt sein müssen (Art. 19 EU-Biozidprodukte-Verordnung; s. a. Tz. 413). Unter anderem müssen alle in einem Biozidprodukt enthaltenen Wirkstoffe für die entsprechende Verwendung genehmigt sein (s. Kap. 6.3). Die Zulassungsdauer beträgt höchstens zehn Jahre (Art. 17 Abs. 4 EU-Biozidprodukte-Verordnung). Die gegenseitige Anerkennung der Zulassung in verschiedenen Mitgliedstaaten kann beantragt werden (Art. 32 ff. EU-Biozidprodukte-Verordnung) und wird zwischen den Mitgliedstaaten abgestimmt. Ein Mitgliedstaat kann nationale Besonderheiten zum Beispiel zum Schutz der Umwelt geltend machen, um von der Zulassung abzuweichen oder diese abzulehnen (Art. 37 EU-Biozidprodukte-Verordnung).

**413.** Analog zu den Anforderungen für die Wirkstoffe gilt auch für Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte, dass sie keine unannehmbaren Auswirkungen auf die Umwelt haben dürfen, insbesondere unter Berücksichtigung von Kontaminationen in der Umwelt, Auswirkungen auf Nicht-Zielarten und auf die biologische Vielfalt und das Ökosystem (Art. 29 Abs. 1 lit. e i. V. m. Art. 4 Abs. 3 EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung und Art. 19 Abs. 1 lit. b Ziff. iv EU-Biozidprodukte-Verordnung). Bei der Bewertung, ob die Umweltaforderungen erfüllt werden, sollen Kumulations- und Synergieeffekte berücksichtigt werden (Art. 4 Abs. 3 lit. b EU-



Pflanzenschutzmittel-Verordnung sowie Art. 19 Abs. 2 lit. c,d EU-Biozidprodukte-Verordnung). Zudem sollen realistische Verwendungsbedingungen zugrunde gelegt werden (Art. 29 Abs. 3 EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung sowie Art. 19 Abs. 2 lit. a EU-Biozidprodukte-Verordnung). Außerdem beruhen die Bestimmungen beider Verordnungen auf dem Vorsorgeprinzip (Tz. 407).

**414.** In Deutschland ist das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) die zentrale Zulassungsstelle für Pflanzenschutzmittel (§ 33 PflSchG). Das BVL entscheidet im Benehmen oder auch Einvernehmen mit anderen Behörden über die Zulassung der Mittel. Hinsichtlich der Bewertung des Umweltrisikos von Pflanzenschutzmitteln ist das UBA Einvernehmensbehörde (§ 34 PflSchG; Abb. 6-2). Die Umweltrisikobewertung erfolgt nach einem EU-weit abgestimmten Verfahren. Dabei wird die Toxizität des Pflanzenschutzmittels gegenüber Nicht-Zielarten anhand von Tests an Stellvertreterorganismen gemessen und mit der voraussichtlichen Exposition verglichen (s. Abschn. 6.5.5). Entspricht das Verhältnis von Toxizität zur Exposition nicht einem bestimmten festgelegten Wert (BVL und IfA 2012c), so werden Maßnahmen des Risikomanagements erwogen, die von zusätzlichen Anwendungsaufgaben bis zu einem Verbot reichen können. Bei der Zulassung des Pflanzenschutzmittels kann das BVL dann entsprechende Anwendungsbestimmungen festlegen (§ 36 PflSchG), zum Beispiel eine bestimmte Abdrift mindernde Technik, einen Mindestabstand zu angrenzenden Gewässern oder eine maximal zulässige Höchstdosis pro Hektar bei jeder Verwendung. Die Bundesländer können das Anwendungsgebiet eines zugelassenen Pflanzenschutzmittels in bestimmten Fällen aber auch erweitern (§ 22 Abs. 2 PflSchG).

**415.** Die zentrale Zulassungsstelle für Biozide ist die Bundesstelle für Chemikalien der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA). An der Entscheidung über die Zulassung, Nichtzulassung oder Zulassung unter Auflagen wirken weitere Bundesoberbehörden mit (§ 12a i. V. m. § 4 Chemikaliengesetz – ChemG). Für die Bewertung der Wirkungen von Bioziden auf die Umwelt ist das UBA Einvernehmensbehörde (Abb. 6-2). Auch die Umweltrisikobewertung von Bioziden erfolgt auf der Grundlage von EU-weit abgestimmten Leitlinien (ECHA 2015). Es werden wie bei den Pflanzenschutzmitteln potenzielle Effekte des Biozidprodukts anhand von Tests an Stellvertreterorganismen ermittelt. Über Expositions-betrachtungen wird abgeschätzt, wie viel Biozid durch die jeweilige Anwendung in die Umwelt eingetragen wird. Wenn der Eintrag des Biozids größer ist als die Konzentration, bei der keine Effekte erwartet werden, besteht ein potenzielles Risiko für die Umwelt. Dann entscheidet die Bundesstelle für Chemikalien im Einvernehmen mit dem UBA über erforderliche Risikominderungsmaßnahmen (z. B. Auflagen für die Verwendung oder Beschränkungen bis hin zu einem Verbot; UBA 2013b; § 12d S. 2 ChemG).

## 6.4.2 Überprüfung der Anwendungsaufgaben durch die Behörden

Unterschiedliche Regelungen für Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte

**416.** Mit der Umweltrisikobewertung des Zulassungsverfahrens und den damit verbundenen Anwendungsaufgaben sollen schädliche Umweltauswirkungen der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und von Bioziden begrenzt werden. Das Zulassungsverfahren kann vorab jedoch nicht alle Umweltauswirkungen erfassen (Abschn. 6.5.5). Zum Beispiel erschwert es die jeweils auf ein Produkt bezogene Zulassung, die Umweltwirkung verschiedener Pestizidprodukte zusammenfassend zu prüfen. Damit werden mögliche Überlagerungs- oder Kumulationseffekte zu wenig berücksichtigt. Eine Überprüfung der Effektivität der Anwendungsaufgaben nach der Zulassung ist daher notwendig. Für Pflanzenschutzmittel gibt es eine Reihe von Regelungen, die dies gewährleisten sollen (Tz. 417 ff.).

Vergleichbare Regelungen gibt es für die Anwendungsphase von Biozidprodukten nicht. Die Zulassungsstelle für Biozidprodukte (Tz. 415) kann zwar eine Zulassung vorläufig untersagen oder von der Einhaltung bestimmter Voraussetzungen abhängig machen, wenn sie feststellt, dass ein Biozidprodukt ein unmittelbares oder langfristig unannehmbares Risiko für die Umwelt darstellt (§ 12g Abs. 1 ChemG). Die Länderbehörden müssen entsprechende Erkenntnisse, die sie im Rahmen von Durchsetzungs- und Überwachungstätigkeiten gewonnen haben, der Zulassungsstelle mitteilen (§ 12f Abs. 3 S. 1 ChemG). Es fehlen aber konkretisierende Vorgaben, um dieses Wissen zu ermitteln. Dementsprechend sind auch die Datenlücken in Bezug auf die Verbrauchs- und Anwendungsmengen bei Bioziden und beim Umweltmonitoring erheblich (UBA 2014a). Der SRU wird sich daher im folgenden Abschnitt auf die Möglichkeiten der Behörden zur Überprüfung und Kontrolle der Anwendungsaufgaben bei Pflanzenschutzmitteln beschränken. Empfehlungen zur Verbesserung dieser Möglichkeiten finden sich in den Abschnitten 6.6.1 und 6.6.2. Die spezielle, mangelhafte Datenlage bei den Bioziden wird in Abschnitt 6.6.5 erneut aufgegriffen.

Überprüfung und Kontrolle der Anwendungsaufgaben bei Pflanzenschutzmitteln

**417.** In Deutschland obliegt der Vollzug – einschließlich der Überwachung – des Pflanzenschutzgesetzes den Ländern und dort den nach Landesrecht zuständigen Behörden (§ 59 S. 1 PflSchG). Das sind in der Regel die Pflanzenschutzdienste der Länder. Die Überwachung erfolgt nach gemeinsamen Standards der Länder auf Grundlage eines abgestimmten Methodenhandbuchs (BVL 2014b). 2013 betrug der Umfang der Kontrollen bei Betrieben der Landwirtschaft, der Forstwirtschaft und des Gartenbaus rund 1,8 %, bei Handelsbetrieben 19,3 %. Die Kontrolle der Anwendung auf Freiflächen, die weder forst- noch landwirtschaftlich noch gärtnerisch genutzt werden (z. B. Straßen, Wegränder, Hof- und Betriebsflächen), erfolgte anlassbezogen (BVL 2015b). Die Kontrollen sind ein wichtiges

Instrument, um die Einhaltung der Auflagen und Anwendungsbestimmungen zu überprüfen (Tz. 459).

Die für den Pflanzenschutz zuständigen Landesbehörden sind außerdem durch verschiedene Befugnisse ermächtigt, Maßnahmen anzuordnen, die zur Verhütung und Beseitigung von Verstößen gegen das Pflanzenschutzgesetz notwendig sind (MÖCKEL et al. 2014, S. 432). Die Behörde kann zum Beispiel die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln untersagen, wenn mit schädlichen Auswirkungen auf das Grundwasser oder auf den Naturhaushalt gerechnet werden muss (§ 60 S. 1 PflSchG), oder Maßnahmen anordnen, die zur Erfüllung der guten fachlichen Praxis erforderlich sind (§ 3 Abs. 1 S. 3 PflSchG). Die oben genannten Länderbehörden sind auch zuständig für die Beratung, Schulung und Aufklärung auf dem Gebiet des Pflanzenschutzes, das heißt unter anderem auch zum integrierten Pflanzenschutz (§ 59 Abs. 2 Ziff. 3 PflSchG; Tz. 397). Die Beratung durch die zuständigen Länderbehörden (die sog. *Offizialberatung*) spielt eine zentrale Rolle bei der Umsetzung des integrierten Pflanzenschutzes (JKI 2015a; MÖCKEL et al. 2014; Tz. 459).

**418.** Das BVL hat nach § 13 Abs. 3 PflSchG die Befugnis zur Anordnung von Maßnahmen zum Schutz vor schädlichen Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Mensch, Tiere, Grundwasser und Naturhaushalt. Wenn dem BVL bekannt wird, dass die Bedingungen, unter denen die Zulassung eines Mittel erteilt wurde, nicht mehr erfüllt sind, muss es die Zulassung in Abstimmung mit den zuständigen Bewertungsbehörden überprüfen und gegebenenfalls widerrufen oder die Anwendungsaufgaben ändern (§ 39 PflSchG; BVL 2015c). Zu diesem Zweck müssen Zulassungsinhaber der Zulassungsbehörde unverzüglich alle Informationen melden, die darauf hindeuten, dass die Zulassungsbedingungen nicht mehr erfüllt sind, insbesondere auch potenziell schädliche oder unannehmbare Auswirkungen (Art. 56 Abs. 1 EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung). Daraufhin können die Mitgliedstaaten sowohl vorläufige Schutzmaßnahmen treffen (Art. 56 Abs. 3 EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung) als auch die Zulassung gemäß Art. 44 aufheben oder abändern (MÖCKEL et al. 2014).

Zudem kann das BVL im Rahmen des sogenannten Nachzulassungs-Monitorings durch Auflagen anordnen, dass während der Dauer der Zulassung bestimmte Kenntnisse gewonnen, gesammelt und ausgewertet werden (§ 36 Abs. 5 PflSchG). Dazu fordert das BVL vom Zulassungsinhaber, dass er während der Anwendung des Pflanzenschutzmittels Daten erhebt. Damit soll die Wirksamkeit der Anwendungsaufgaben, die mit der Zulassung festgelegt wurden, überprüft werden. Beispielsweise kann ein Monitoring von Rückständen in Grund- und Oberflächengewässern oder ein Monitoring von Auswirkungen auf Organismen (Vögel, Säugetiere, Gewässerorganismen etc.) gefordert werden.

Neben dem aktiv vom BVL veranlassten Nachzulassungs-Monitoring gibt es auch Informationen aus den Monitoringprogrammen der Länder oder Rückmeldungen der Wasserversorgungsunternehmen, die zu einer Überprüfung der Anwendungsaufgaben führen können. Bei Kontaminationen des Grundwassers in Konzentrationen  $> 0,1 \mu\text{g/l}$  mit Wirkstoffen,

die in zugelassenen Mitteln enthalten sind, kann das BVL eine Aufklärung der Ursachen für die Funde von den Zulassungsinhabern der betreffenden Pestizidprodukte fordern. Es kann bei Verdacht auf Grundwassergefährdungspotenzial die bestehende Zulassung modifizieren oder bei entsprechender Datenlage widerrufen (BVL und IfA 2012d). Ein Beispiel ist der Wirkstoff Bentazon, der in der Vergangenheit mehrfach in niedersächsischem Grundwasser ermittelt wurde (Tz. 432). Um die Versickerungsneigung zu reduzieren, wurde das Anwendungsverbot auf ein breiteres Spektrum von Bodenarten erweitert (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2015).

Schließlich müssen auch geänderte Durchführungsverordnungen der Europäischen Kommission zu Wirkstoffen – das heißt, wenn die Genehmigung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen verändert oder zurückgezogen wurde – für die Mittelzulassung beachtet und umgesetzt werden. Beispielsweise wurden 2013 mit der Durchführungsverordnung (EU) Nr. 485/2013 die Verwendungszwecke von drei neonikotinoiden Wirkstoffen in Pflanzenschutzmitteln eingeschränkt, nachdem Studien gezeigt hatten, dass aufgrund der Anwendung dieser Insektizide ein hohes akutes Risiko für Bienen besteht (zu Neonikotinoiden Tz. 406, 429, 434, 442 und 450).

## **6.5 Umweltrisiken und -wirkungen von Pflanzenschutzmitteln**

**419.** In der Landwirtschaft werden großflächig Pflanzenschutzmittel – und somit Wirkstoffe, die das Ziel haben bestimmte Organismen zu schädigen – in die Umwelt ausgebracht. Aufgrund der Wirkmechanismen der Pflanzenschutzmittel und wegen ihrer breiten Anwendung stellt ihr Einsatz ein viel diskutiertes Umweltrisiko dar.

**420.** In der Biodiversitätsstrategie der EU ist das Ziel festgelegt, bis zum Jahr 2020 den Verlust an biologischer Vielfalt aufzuhalten und die Verschlechterung der Ökosystemdienstleistungen umzukehren (Europäische Kommission 2011). In der nationalen Biodiversitätsstrategie wird die Umweltbelastung mit Pflanzenschutzmitteln als ein Grund für den Rückgang der Biodiversität genannt und unter anderem eine signifikante Reduktion des Stoffeintrags in Böden und Gewässer bis zum Jahr 2015 gefordert (BMU 2007).

**421.** Im Folgenden wird das Risiko von Pflanzenschutzmitteln in Bezug auf den Biodiversitätsverlust dargestellt. Neben wichtigen Monitoringprogrammen (Abschn. 6.5.1) wird dabei sowohl auf die direkten als auch auf die indirekten Wirkungen eingegangen, und dies im Besonderen am Beispiel der Amphibien sowie der Bestäuber und Vögel der Agrarlandschaft (Abschn. 6.5.2 und 6.5.3). Da es nicht möglich ist, die sehr umfangreiche Literatur zur Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf die Umwelt vollumfänglich zu würdigen, erfolgt dies anhand ausgewählter aktueller Studienergebnisse. Indikatoren (Abschn. 6.5.4) sind wichtig, um Beobachtungen in der Umwelt mit den landwirtschaftlichen Aktivitäten bzw. dem Pflanzenschutzmitteleinsatz in Zusammenhang stellen zu können.

## 6.5.1 Monitoringprogramme

**422.** Die Ergebnisse der Monitoringuntersuchungen dienen insbesondere dazu, Bewertungs- und Zulassungsbehörden Informationen über die Wirkung ihrer Risikomanagementmaßnahmen bzw. zur Einhaltung von festgelegten Umweltzielen zu geben (z. B. RÜDEL et al. 2015a), sodass gegebenenfalls notwendige Minderungsmaßnahmen ergriffen werden können. Beim Monitoring ist zwischen dem stofflichen Nachweis von Pflanzenschutzmitteln in den Umweltmedien und in Biota und dem Wirkungsnachweis bzw. einem ökologischen Monitoring zu unterscheiden. Eine Überwachung von Pflanzenschutzmitteln in der Umwelt ist organisatorisch unter anderem aufgrund der hohen Anzahl von zugelassenen Wirkstoffen und ihren Metaboliten sehr aufwendig. Erschwerend kommt hinzu, dass diese Stoffe meist in sehr niedrigen Konzentrationen vorkommen und Belastungen in der Umwelt sehr unregelmäßig und zum Teil in punktuellen Zeitintervallen auftreten.

Im Folgenden werden im Zusammenhang mit der Umweltbelastung durch Pflanzenschutzmittel wichtige Monitoringprogramme kurz vorgestellt sowie auf wesentliche Lücken hingewiesen.

### Aquatische Lebensräume

**423.** Das Monitoring von Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser und in den Oberflächengewässern liegt insbesondere in der Verantwortung der Bundesländer. Nach Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG bzw. deren Tochtrichtlinie über Umweltqualitätsnormen in der Wasserpolitik 2008/105/EG müssen die gelisteten prioritären Schadstoffe, zu denen auch Pflanzenschutzmittel gehören (RÜDEL und KNOPF 2012), regelmäßig überwacht werden. Hierbei ist problematisch, dass die Liste prioritärer Schadstoffe nur einen Bruchteil der heute zugelassenen Pflanzenschutzmittelwirkstoffe enthält und stattdessen einen hohen Anteil nicht mehr zugelassener Wirkstoffe (SRU 2008, Tz. 572 ff.). Die Bundesländer haben daher Monitoringprogramme erarbeitet, die zum Teil über die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie hinausgehen.

**424.** Die Überwachung der Gewässereigenschaften von Oberflächengewässern wird in der Oberflächengewässerverordnung geregelt. Diese wird derzeit überarbeitet, da mit der Richtlinie 2013/39/EU für zwölf weitere prioritäre Stoffe Umweltqualitätsnormen festgelegt wurden. Von den zwölf neuen Stoffen sind acht Pflanzenschutzmittelwirkstoffe. Vier davon sind in der EU nicht mehr zugelassen (NLWKN 2013).

In Niedersachsen wurde im Jahr 2013 eine Orientierungsuntersuchung durchgeführt, um zu überprüfen, in welchem Maße derzeit zugelassene Pflanzenschutzmittel in den Oberflächengewässern nachweisbar sind (NLWKN 2014b). Dafür wurden an vier Messstellen, die stark durch landwirtschaftliche Aktivitäten geprägt sind, monatlich von Februar bis September Proben genommen und auf 226 in Deutschland zugelassene

Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und 43 Metabolite untersucht. Da nur für 21 der 226 untersuchten Wirkstoffe rechtlich bindende Umweltqualitätsnormen vorlagen, erfolgte eine Qualifizierung der gemessenen Konzentrationen anhand der Werte 1 µg/l (entspricht einem schlechten Gewässerzustand) bzw. 0,1 µg/l (entspricht einem mäßigen Gewässerzustand). Bei 8 bzw. 31 Wirkstoffen und 7 bzw. 20 Wirkstoffmetaboliten traten Maximalkonzentrationen oberhalb von 1 µg/l bzw. 0,1 µg/l auf. Die Ergebnisse werden derzeit genutzt, um das Monitoringprogramm in Niedersachsen zu überarbeiten (NLWKN 2014a).

Es gibt erhebliche Bedenken, ob die Standardmonitoringprogramme geeignet sind, Belastungsspitzen in Oberflächengewässern über kurze Zeiträume, wie sie zum Beispiel nach dem Einsatz von Insektiziden auftreten können, zu erfassen. Da Belastungsspitzen in Oberflächengewässern nur sehr kurz nachweisbar sind, ist es dem Zufall überlassen, ob die Probennahmen, die in langen Abständen stattfinden, diese auch treffen.

Kritisiert wird darüber hinaus, dass die Überwachung der Pflanzenschutzmittelbelastung von sehr kleinen Gewässern defizitär ist, soweit diese überhaupt stattfindet (ULRICH et al. 2015; Tz. 467). Dies unter anderem, weil sehr kleine Gewässer nur unzureichend unter den Anwendungsbereich des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) und unter das Schutzregime der Wasserrahmenrichtlinie fallen (MÖCKEL 2013; SRU 2015, Tz. 365). Dass hier bedenkliche Belastungen auftreten können, zeigte sich in verschiedenen Untersuchungen (BUND Brandenburg o. J.; STEHLE und SCHULZ 2015).

**425.** Generell ist es wichtig, stoffliche Monitoringprogramme an den aktuellen Stand der Wissenschaft anzupassen. Dazu gehört, neue Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und ihre Metabolite in die Programme mit aufzunehmen. Da Monitoring mit erheblichem Ressourcenaufwand verbunden ist, muss allerdings auch sorgfältig ausgewählt werden, welche Stoffe zu überwachen sind. Zu diesem Zweck können Orientierungsuntersuchungen, wie sie vom Land Niedersachsen durchgeführt wurden, sehr hilfreich sein. Ebenfalls ist der Umgang mit nicht mehr zugelassenen Wirkstoffen zu klären (SRU 2008, Tz. 572 ff.). Ein anderer Aspekt ist die Optimierung der Probennahmen, um möglichst auch kurze Belastungsspitzen erfassen zu können. Eine Option ist beispielsweise ein stärker anlassbezogenes Probennahmeprogramm. So sollten Monitoringaktivitäten insbesondere in Zeiträumen stattfinden, in denen mit Pflanzenschutzmitteleinträgen zu rechnen ist (BVL 2013).

**426.** Im Unterschied zur Terrestrik (Tz. 431) ist in der Aquatik bereits ein flächendeckendes ökologisches Monitoring vorgeschrieben. Die Wasserrahmenrichtlinie sieht unter anderem eine ökologische Bewertung der Oberflächengewässer vor. Dies erfolgt insbesondere anhand des Vorhandenseins der naturraumtypischen Lebensgemeinschaften (BMUB und UBA 2013). So werden die Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (wirbellose Kleintiere im Substrat), Makrophyten und Phytobenthos (fest sitzende Pflanzen und Algen), Phytoplankton (frei schwebende Algen) sowie Fische für eine Einstufung des ökologischen Gewässerzustands regelmäßig gemonitort. Auch hier ist es problematisch, dass kleine Gewässer zum Teil aus

den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie herausfallen und deshalb für diese ein ökologisches Monitoring nicht verpflichtend ist.

### Terrestrische Lebensräume

**427.** Um den Eintrag bzw. die Verfrachtung von Pflanzenschutzmitteln in die terrestrischen Ökosysteme zu erfassen, sind Immissionsmessungen hilfreich. Dennoch wurde im Jahr 2003 eine systematische, raumrepräsentative Immissionsmessung für Pflanzenschutzmittel an den Luftmessstationen des Bundes und der Länder aufgegeben. Somit sind fundierte Aussagen über die räumliche Verteilung von Pflanzenschutzmittelimmissionen nicht mehr möglich (HOFMANN und SCHLECHTRIEMEN 2014a). Dabei gibt es bereits deutliche Hinweise, dass die Stoffe auch über weiträumige Verfrachtung in entfernte Ökosysteme eingetragen werden können (SIEBERS et al. 2003).

**428.** Für die Stoffbelastung der Böden fehlt ein flächendeckendes Monitoring. Bisher gibt es ein entsprechendes Monitoring nur in kleinräumlichen Zusammenhängen. So werden im Rahmen der landwirtschaftlichen Dauerfeldversuche (vierzig Dauerfeldversuche mit einer Historie von dreißig Jahren und länger) Pflanzenschutzmittelkonzentrationen erhoben (KAUFMANN-BOLL et al. 2012). Die Pflanzenschutzmittelwirkstoffe sind darüber hinaus fakultative Untersuchungsparameter im Rahmen der Bodendauerbeobachtung, die auf ausgewählten, für die Naturräume und Bodenlandschaften repräsentativen Beobachtungsflächen durchgeführt wird (BARTH et al. 2000; UBA 2013a). Zu den Dauerbeobachtungsflächen gehören sowohl landwirtschaftlich genutzte wie nicht genutzte Flächen. Die Zuständigkeit für die Bodendauerbeobachtung liegt bei den Ländern.

**429.** Ausgelöst durch auffällig hohe Bienenvölkerverluste im Winter 2002/2003 wurde im Jahr 2004 das Deutsche Bienenmonitoring ins Leben gerufen (ROSENKRANZ et al. 2014). In dessen Rahmen werden unter anderem Bienenbrotproben vom Frühjahr und Sommer auf Rückstände von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen und Varroaziden (Wirkstoffe gegen die Varroamilbe) untersucht. Die Ergebnisse aus dem Berichtszeitraum 2011 bis 2013 bestätigen weitgehend die Ergebnisse aus den Vorjahren. Insgesamt wurden 73 Wirkstoffe nachgewiesen, meist im Spurenbereich. Die meisten Proben enthielten mehrere Wirkstoffe. Mit der größten Häufigkeit konnten Fungizide vor allem aus Rapsblütenbehandlungen detektiert werden. Bei den Insektiziden wurde Thiacloprid, dessen Hauptanwendung ebenfalls während der Rapsblüte erfolgt, am häufigsten nachgewiesen. Die bienentoxischen Neonikotinoide Imidacloprid und Clothianidin wurden dagegen nur selten und wenn, dann im Spurenbereich gefunden. Das deutsche Bienenmonitoring wurde von Umweltverbänden zum Teil scharf kritisiert, insbesondere was die Zusammensetzung des Projektrates und die Interpretation der Ergebnisse betrifft (HOPPE und SAFER 2011).

**430.** Neben dem stofflichen Monitoring ist ein Biodiversitätsmonitoring für die Bewertung der Umweltbelastung durch den Pflanzenschutzmitteleinsatz wichtig. Für die Terrestrik sind

insbesondere Programme zur Überwachung typischer Arten der Agrarlandschaft wie Schmetterlinge von Bedeutung. Die Anzahl der Schmetterlinge auf Europas Wiesen ist zwischen 1990 und 2011 zurückgegangen (EEA 2013). Seit dem Jahr 2005 gibt es in Deutschland das Tagfalter-Monitoring (Tagfalter-Monitoring Deutschland 2015). Dieses wird vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) wissenschaftlich betreut und sowohl von professionell ausgebildeten wie auch freiwilligen Beobachtern durchgeführt. Aus den Ergebnissen des Monitorings lässt sich allerdings kein eindeutiger Wirkungszusammenhang zwischen dem Rückgang der Tagfalter und dem Ausbringen von Pflanzenschutzmitteln ableiten, sondern nur ein Zusammenhang zur Intensivierung der Landwirtschaft herstellen (EEA 2013, Kap. 6).

**431.** Im terrestrischen Bereich ist eine Verknüpfung zwischen Daten zum Zustand der Biodiversität und Umweltbelastung bisher kaum möglich (SRU 2012, Kap. 10). Lediglich in Nationalparks und Biosphärenreservaten findet eine integrierte Umweltbeobachtung statt, denn sie dienen gemäß dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) auch der wissenschaftlichen Umweltbeobachtung und der Forschung (§ 24 Abs. 2 und § 25 Abs. 2 BNatSchG). Damit Vergleichbares auch außerhalb von Schutzgebieten möglich wird, ist ein flächendeckendes Biodiversitätsmonitoring beispielsweise in Form der ökologischen Flächenstichprobe erforderlich. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) hat sich erfreulicherweise in seiner Naturschutz-Offensive 2020 vorgenommen, ein umfassendes bundesweites Biodiversitätsmonitoring einzuführen (BMUB 2015b).

## **6.5.2 Gewässerbelastungen sowie deren Folgen und Risiken**

### Gewässerbelastungen mit Pflanzenschutzmitteln

**432.** Bei sachgerechter und bestimmungsgemäßer Anwendung gelangen Pflanzenschutzmittel primär über diffuse Quellen in die Oberflächengewässer und ins Grundwasser. Für Deutschland wird vom UBA jährlich eine Liste mit den am häufigsten im Grundwasser nachgewiesenen Pflanzenschutzmitteln erstellt. Außerdem veröffentlicht die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) regelmäßig zusammen mit dem UBA einen Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit hinsichtlich der Belastung mit Pflanzenschutzmitteln (LAWA 2015). Der aktuelle Bericht zeigt, dass der Qualitätsgrenzwert für einzelne Pflanzenschutzmittel von 0,1 µg/l aus der Grundwasserrichtlinie 2006/118/EG im Berichtszeitraum 2008 bis 2012 an 4,6 % der etwa 13.000 Messstellen überschritten wurde. Im Vergleich zum Berichtszeitraum 2006 bis 2008 und im Unterschied zu den Jahren davor, in denen ein abnehmender Trend zu beobachten war, sind die Überschreitungen konstant geblieben. Allerdings hat die Anzahl der Messstellen, an denen Pflanzenschutzmittel nachweisbar waren, von 17,4 % auf 19,1 % zugenommen. Anzumerken ist außerdem, dass ein hoher Anteil nicht mehr zugelassener Wirkstoffe überwacht wird (Tz. 425). So waren viele



Überschreitungen in der Vergangenheit auf den nicht mehr zugelassenen Wirkstoff Atrazin und dessen Abbauprodukt Desethylatrazin zurückzuführen. Diese beiden Stoffe stehen auch weiterhin ganz vorne auf der Liste der Häufigkeiten der Nachweise. An zweiter Stelle steht Bentazon, ein derzeit zugelassenes Herbizid, bei dem eine steigende Tendenz zu beobachten ist (Tz. 418).

**433.** Auch in Oberflächengewässern wurden auffällige Pflanzenschutzmittelkonzentrationen dokumentiert. So wiesen zum Beispiel STEHLE und SCHULZ (2015) nach, dass fast die Hälfte der gemessenen Insektizidkonzentrationen in europäischen Gewässern die regulatorisch akzeptablen Konzentrationen überschritten. Außerdem werden in Deutschland die in der Oberflächengewässerverordnung im Zusammenhang mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für Pflanzenschutzmittel festgelegten Umweltqualitätsnormen in einigen Fällen nicht eingehalten (BMUB und UBA 2013). Dies betrifft zum Beispiel die zugelassenen Wirkstoffe Bentazon, Isoproturon und Mecoprop. Dabei ist zu berücksichtigen, dass derzeit nur für etwa 10 % der in Deutschland zugelassenen Pflanzenschutzmittelwirkstoffe abgestimmte Umweltqualitätsnormen (UQN) vorliegen (NLWKN 2014b). Eine Bewertung anhand von UQN ist somit nur für diese Stoffe möglich. Der SRU empfiehlt, diese Lücke möglichst bald zu schließen.

#### Negative Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln

**434.** Pflanzenschutzmittel gehören zu den klassischen Umweltschadstoffen, mit denen sich die Ökotoxikologie schon lange beschäftigt. Das gilt insbesondere auch für deren Wirkung auf aquatische Ökosysteme. Bei Insektiziden, Fungiziden und Herbiziden ist ein Risiko für im Wasser lebende Organismen entsprechend ihres Wirkprofils gegeben (Schleswig-Holsteinischer Landtag 2015). Darauf weisen auch Studien hin, die für Deutschland und Europa einen Rückgang von empfindlichen Wirbellosen in Gewässern der Agrarlandschaft nachweisen konnten (BEKETOV und LIESS 2008; LIESS und von der OHE 2005).

Zu den Insektiziden gehören zum Beispiel die Neonikotinoide (Tz. 442). Neonikotinoide sind mäßig persistent sowie gut wasserlöslich und haben ein hohes Potenzial, von Böden in die Gewässer verfrachtet zu werden. Außerdem wirken sie selektiv auf das Nervensystem von Insekten (Tz. 442). Verschiedene Untersuchungen konnten bestätigen, dass Krebstiere (Crustaceen) bzw. der Standardtestorganismus, der Große Wasserfloh (*Daphnia magna*), sehr tolerant auf die Expositionen gegenüber Neonikotinoide reagieren (MORRISSEY et al. 2014; PISA et al. 2015). Andere Wirbellose (Invertebraten), insbesondere Insekten, sind erheblich empfindlicher. So differierte der Unterschied in den Wirkkonzentrationen um zwei bis drei Größenordnungen. Beispielsweise lag der LC<sub>50</sub> (Dosis, die für 50 % der Versuchstiere letal ist) nach einem Tag Exposition von Thiacloprid (Neonikotinoid) für den Großen Wasserfloh bei 7.200 µg/l, bei der Köcherfliegenlarve *Notidobia ciliaris* bei 7,7 µg/l (BEKETOV und LIESS 2008). Die niedrigsten Konzentrationen, bei denen für Neonikotinoide negative Effekte beobachtet werden konnten, lagen im Bereich von 0,1 bis 1 µg/l (MORRISSEY et al. 2014).

Dies entspricht Konzentrationen, die als Maximalbelastung in der Umwelt auftreten können. Das zeigt, dass Neonikotinoide schon in niedrigen Konzentrationen Insekten, die in Fließgewässern vorkommen, schädigen können.

**435.** Ein weiteres Beispiel ist der Einsatz von anorganischen und synthetischen Fungiziden in der Landwirtschaft und damit zusammenhängende ökologische Veränderungen in kleinen Fließgewässern. Pilze in den Bächen spielen eine wichtige Rolle bei der Vorverdauung von Pflanzenresten (z. B. Blättern), die in das Gewässer gelangen und Nahrungsgrundlage unter anderem für Insektenlarven und Kleinkrebse (Bachflohkrebse) darstellen. Diese natürlichen Pilze können bereits durch niedrige Fungizidkonzentrationen (ab 6 µg/l) beeinträchtigt werden, was sich negativ auf die gesamte Nahrungskette des Ökosystems auswirken kann (ZUBROD et al. 2015a; 2015b).

**436.** Amphibien weisen einige Besonderheiten auf, weshalb sie besonders empfindlich für die Exposition gegenüber Pflanzenschutzmitteln sind (SCHÜTZ et al. 2011; BRÜHL et al. 2015). In den letzten drei Jahrzehnten ist weltweit ein deutlicher Rückgang bei Amphibienpopulationen – einschließlich Artenverlusten – zu beobachten (WHITTAKER et al. 2013; MENDELSON et al. 2006). Besonders die Geschwindigkeit dieser Entwicklung gibt Anlass zu großer Sorge. Von einer ähnlichen Entwicklung ist auch Deutschland betroffen. Die Hälfte der Frösche, Lurche und Kröten stehen inzwischen auf der roten Liste (BfN 2009; „Pestizide können Amphibien gefährden. Handlungsbedarf bei Pflanzenschutzmitteln“, Pressemitteilung des UBA vom 1. Februar 2013). Verschiedene Gründe, beispielsweise der Verlust oder die Verschlechterung von (Teil-)Lebensräumen wie temporäre Gewässer, Moore und Auen durch menschliche Eingriffe oder Pilzinfektionen, werden hierfür diskutiert (WHITTAKER et al. 2013; MARTEL et al. 2014; PFEFFER et al. 2011). Zu den möglichen Faktoren gehört auch der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in landwirtschaftlichen Räumen (BAKER et al. 2013).

Amphibien können über unterschiedliche Wege Pflanzenschutzmittel aufnehmen. Sie können sowohl an Land durch Übersprühen oder Kontakt mit kontaminierten Böden als auch im Wasser exponiert werden, zudem auf dem Nahrungspfad. Außerdem werden die Embryonen nicht von einer Embryonalhülle geschützt und die Amphibien haben im Unterschied zu allen anderen Vierfüßlern (Tetrapoden) eine Lebensphase im Wasser. Amphibien atmen über gut entwickelte Lungen und ihre Haut ist sehr permeabel, beides ist für die Aufnahme von Schadstoffen von Bedeutung. In der Embryonal- und Larvalentwicklung sind Amphibien besonders empfindlich für externe Einflüsse auf das Hormonsystem (WAGNER et al. 2013; KLOAS und LUTZ 2006). Besonders gut beschrieben ist die hormonelle Wirkung von Atrazin auf die Fortpflanzung und Entwicklung von Amphibien (HAYES 2005). So führten beispielsweise schon geringe Konzentrationen des Wirkstoffs (0,1 ppb) zu einer chemisch induzierten Verweiblichung und Beeinträchtigung der Fruchtbarkeit männlicher Frösche. Ebenso wurden Verzögerungen in der Larvalentwicklung und Störung des Wachstums

beobachtet (CARR et al. 2003). Auch wenn Atrazin in Europa inzwischen verboten ist, wird es aufgrund seiner Persistenz immer noch in relevanten Konzentrationen in der Umwelt nachgewiesen (Tz. 432). Zu neuen Wirkstoffen liegen bisher keine so umfangreichen Untersuchungen vor.

**437.** Zu den Beispielen für Pflanzenschutzmittel, die im Verdacht stehen, sich negativ auf Amphibien auszuwirken, zählen auch glyphosathaltige Herbizide. Glyphosat ist der in den höchsten Mengen in Deutschland eingesetzte Pflanzenschutzmittelwirkstoff (UBA 2014c; Tz. 399). Es liegt bereits eine Vielzahl von Studien zur Wirkung von glyphosathaltigen Pflanzenschutzmitteln auf Amphibien vor (FRYDAY und THOMPSON 2012; GTF 2012). Glyphosat weist in Standardtests eine sehr geringe Ökotoxizität auf (EFSA 2015a). Dies kann aber nicht generell auf glyphosathaltige Herbizide übertragen werden, da Begleitstoffe im Verdacht stehen, eine höhere Toxizität zu besitzen. Dies betrifft im Besonderen Substanzen, die die Oberfläche von Pflanzen permeabel machen sollen, um das Eindringen des eigentlichen Wirkstoffs zu erleichtern. So konnten einige Studien, die glyphosathaltige Herbizide untersuchten, Effekte nachweisen (MANN et al. 2009), bei anderen waren die Ergebnisse nicht eindeutig (SOLOMON und THOMPSON 2003). Besonders auffällig waren die Effekte, wenn die Tiere direkt übersprüht wurden (RELYEA 2005). Gerade Daten über Expositionen beim Aufenthalt an Land bzw. über die Haut und deren Wirkungen auf Individuen und Populationen sind bisher selten (WAGNER et al. 2013; FRYDAY und THOMPSON 2012). Einige Amphibienarten unternehmen insbesondere im Frühjahr und Herbst längere Wanderungen, die mit Zeiten der Herbizidausbringung korrelieren und somit das Expositionsrisiko erhöhen (FRYDAY und THOMPSON 2012; BERGER et al. 2013).

**438.** Inzwischen wurde der Wirkstoff Glyphosat durch die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (European Food Safety Authority – EFSA) und die EU-Mitgliedstaaten neu bewertet (EFSA 2015a). Deutschland hat im Januar 2014 als Berichterstatter den Entwurf eines Bewertungsberichts an die EFSA übersandt. In dem Bericht, an dem das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL), das Julius Kühn-Institut – Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen (JKI) und das Umweltbundesamt (UBA) mitgewirkt haben, wurden Risikomanagementmaßnahmen zum Schutz der Biodiversität empfohlen. Dies geschah aber weniger zum Schutz aquatischer Lebensräume, sondern als Schutz von Bestäubern und Vögeln der Agrarlandschaft, denen aufgrund des Glyphosateinsatzes wegen der Herbizidwirkung auf Futterpflanzen die Nahrungsgrundlage entzogen werden kann (Tz. 441 ff.).

**439.** Ein wichtiger Aspekt für die Bewertung der Wirkung von Pflanzenschutzmitteln ist die Fähigkeit von Populationen, sich nach – meist sehr kurzzeitigen – Expositionseignissen wieder zu erholen. Dies ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Beispielsweise verzögert Konkurrenzdruck zwischen den Arten die Erholung (KATTWINKEL und LIESS 2014; LIESS et al. 2013). So können sich auch Expositionen gegenüber geringen Konzentrationen, die

wiederholt auftreten, negativ auf empfindliche Arten auswirken, wenn ein maßgeblicher Konkurrenzdruck durch eine unempfindlichere Art vorliegt. Das Vorkommen von Refugien, in denen keine Pflanzenschutzmittel eingetragen wurden, wirkt sich dagegen positiv aus bzw. ermöglicht eine deutlich schnellere Erholung von Populationen (BUNZEL et al. 2014). So erholen sich zum Beispiel Populationen großer aquatischer Invertebraten nach Expositionsereignissen deutlich schneller, wenn stromaufwärts bewaldete und somit unbehandelte Flächen an dem Fließgewässer vorkommen (ORLINSKIY et al. 2015). Gewässerrandstreifen tragen insbesondere zur Minderung der Stoffeinträge bei.

### **6.5.3 Risiken und Wirkungen in terrestrischen Lebensräumen**

**440.** In ländlichen Räumen ist ein flächiger und anhaltender Rückgang der biologischen Diversität zu beobachten (HOFFMANN und JAQUIER 2013; SUDFELDT et al. 2013). Dies betrifft im Besonderen die früher häufigen Arten der Feldfluren. Eine Studie aus dem Jahr 2010 weist darauf hin, dass die Ausbringung von Insektiziden und Fungiziden zur Verringerung der Tier- und Pflanzenvielfalt auf landwirtschaftlichen Flächen in Europa beiträgt (GEIGER et al. 2010). Der Einsatz von Insektiziden reduziert zudem direkt und indirekt die Effektivität der natürlichen Schädlingskontrolle, da er Nützlinge wie Marienkäfer und deren Larven und die Nahrungsgrundlage von insektenfressenden Vögeln beeinträchtigt (ebd.). Besonders auffällige Beispiele für Veränderungen der Biodiversität in der Agrarlandschaft sind die negativen Entwicklungen bei den Bestäubern und den Vögeln (HOFFMANN und JAQUIER 2013).

#### **Bestäuber**

**441.** Die Anzahl vieler Bestäuber, insbesondere von Wildbienen und Hummeln, ist in Europa in den letzten Jahren zurückgegangen (BfN 2011b; POTTS et al. 2015). Neben dem Habitatverlust werden der Befall mit Parasiten und Pathogenen, die chronische Exposition gegenüber Agrochemikalien und der Klimawandel als wichtige Ursachen diskutiert (GOULSON et al. 2015; OLLERTON et al. 2014; Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Pflanzenschutz und Biodiversität“ und JKI 2015; LAWRENCE und SHEPPARD 2013). Dabei können diese Faktoren, wie zum Beispiel der Parasitenbefall und die Exposition gegenüber Pflanzenschutzmitteln, auch zusammen wirken (GOULSON et al. 2015).

**442.** Bei den Pflanzenschutzmitteln stehen insbesondere die Neonikotinoide im Fokus, unter anderem aufgrund von Vergiftungsfällen von Honigbienen, die in Deutschland zum Beispiel im Jahr 2008 auftraten (van der GEEST 2012; FORSTER 2009). Die Vergiftungen waren auf die Anwendung dieser Wirkstoffe als Saatbeizmittel zurückzuführen (MAXIM und van der SLUIJS 2013). Neonikotinoide werden insbesondere über kontaminiertes Wasser, Pollen und Nektar oder äußerlichen Kontakt von den Insekten aufgenommen (RUNDLÖF et al. 2015). Ein neu untersuchter Expositionspfad ist die Aufnahme von Flüssigkeitstropfen, die von saatgebeizten Pflanzen abgegeben wurden (JOACHIMSMEIER et al. 2012). Von besonderem Interesse sind

Feldversuche bzw. Studien, in denen Stoffkonzentrationen getestet wurden, die realen Expositionsbedingungen nahe kommen. In solchen Untersuchungen konnten subletale (noch nicht tödliche) Effekte auf Honigbienen und Hummeln beobachtet werden (HENRY et al. 2012; RUNDLÖF et al. 2015; GODFRAY et al. 2014; BLACQUIERE et al. 2012). Allerdings gab es auch Studien, in denen keine negativen Effekte an Bienen oder Bienenvölkern nachweisbar waren (BLACQUIERE et al. 2012; JOACHIMSMEIER et al. 2012; ILLIES et al. 2011). Gerade bei Feldversuchen zeigten sich sehr uneinheitliche Ergebnisse, die unter anderem damit zusammenhängen können, dass sich Honigbienen unter bestimmten Bedingungen und zu einem gewissen Grad an Pflanzenschutzmittelbelastungen und deren Folgen anpassen können (HENRY et al. 2015; RUNDLÖF et al. 2015; SGOLASTRA et al. 2012).

Neonikotinoide sind Nervengifte, die potenziell das Verhalten von Insekten beeinflussen können. Nachgewiesen wurden zum Beispiel Effekte auf die lokomotorische Aktivität, das Gedächtnis und das Lernverhalten sowie die Nahrungssuche von Bienen (FELTHAM et al. 2014; STANLEY et al. 2015; EL HASSANI et al. 2008; DECOURTYE und DEVILLERS 2010). Darüber hinaus wurde auch die Beeinträchtigung der Reproduktion dokumentiert. So beobachteten zum Beispiel WHITEHORN et al. (2012) nach der Exposition von Erdhummelkolonien (*Bombus terrestris*) gegenüber Imidacloprid in Dosen, die in der Umwelt auftreten können, eine deutlich geringere Produktion von Königinnen. Die Königinnen überleben als einzige Tiere den Winter und sind notwendig, um im kommenden Jahr neue Hummelkolonien zu gründen. In einigen Studien wurde die Kombinationswirkung mehrerer Wirkstoffe, auch mit Nicht-Neonikotinoiden getestet (GILL et al. 2012; IWASA et al. 2004). Dabei wurden zum Teil synergistische Effekte beschrieben (IWASA et al. 2004; HENRY et al. 2015).

Die Intensität der Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf das Vorkommen von Wildbienen wird unter anderem durch das Vorhandensein von natürlichen Flächen einschließlich Blühstreifen in unmittelbarer Nähe zu den behandelten Flächen beeinflusst (PARK et al. 2015; SCHMID-EGGER und WITT 2014). Dabei spielt die Größe und Qualität der Flächen – beispielsweise die Vielfalt an Wildkräutern – für deren abpuffernde Wirkung eine wichtige Rolle.

Wie am Beispiel der Neonikotinoiden gezeigt, stellen Pflanzenschutzmittel einen Faktor für den Rückgang der Bestäuber in der Agrarlandschaft dar. Diesen Faktor von anderen Einflüssen abzugrenzen, gestaltet sich jedoch auch aufgrund von bestehenden Wissenslücken als schwierig.

#### Vogelarten der Agrarlandschaft

**443.** Die Bestände der Brutvögel in der Agrarlandschaft haben in den letzten 25 Jahren abgenommen (SUDFELDT et al. 2010; 2013). Dies zeigte sich zum Beispiel an den drei für diese Landschaft typischen europäischen Vogelarten Rebhuhn (*Perdix perdix*), Feldlerche (*Alda arvensis*) und Goldammer (*Emberiza citrinella*). Für diesen Rückgang sind auch

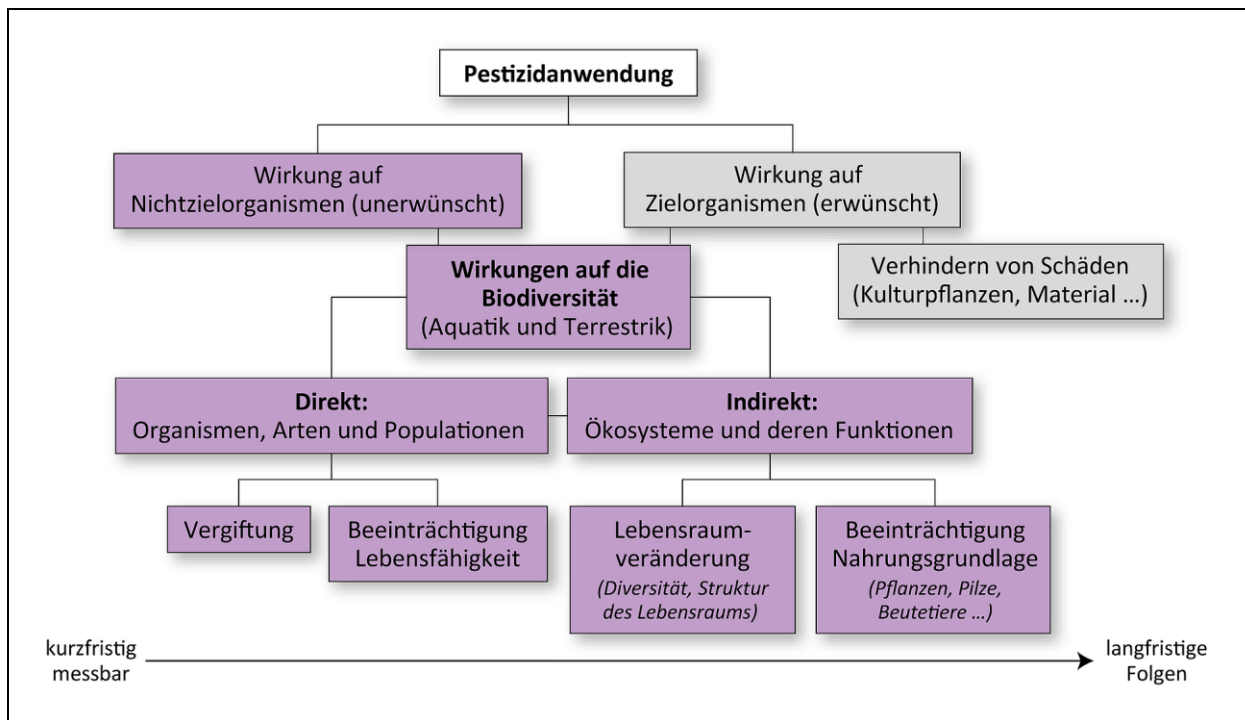
indirekte Effekte durch den Pflanzenschutzmitteleinsatz wie die Beeinträchtigung der Nahrungsketten und die mangelnde Deckung der Tiere durch das Fehlen von Pflanzenbeständen verantwortlich (JAHN et al. 2014; Abb. 6-3).

Bei typischen Vogelarten der Agrarlandschaft, wie zum Beispiel Rebhühnern, ist die Anzahl von Insekten bzw. Gliederfüßlern (Arthropoden) auf Äckern für die Überlebensrate des Nachwuchses ausschlaggebend. Dieses Kükenfutter wird direkt durch den Insektizideinsatz und indirekt durch Herbizide, die die Wirtspflanzen der Gliederfüßler schädigen, beeinträchtigt (BRIGHT et al. 2008; CAMPBELL et al. 1997). Auch für andere Vogelarten, wie Goldammern und Feldlerchen, gibt es Hinweise für einen positiven Zusammenhang zwischen Futtermittelverfügbarkeit (Invertebraten-Vorkommen) und Vitalität der Nachkommen. Unter anderem zeigten sich indirekte negative Effekte von Insektiziden auf die Nahrungsverfügbarkeit bzw. den Bruterfolg (BOATMAN et al. 2004; HALLMANN et al. 2014).

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ermöglicht Landwirten den Anbau von Wintergetreide auf Flächen, auf denen früher futterreiche Brachen oder Grünland die Landschaft prägten. Dieses trägt somit zum Verlust dieser im Vergleich zu Ackerland ökologisch wertvolleren Flächen bei. Ähnliches gilt auch für einen Rückgang der Anzahl von Sorten in der Fruchtfolge und die zunehmende Dichte der Bestände von Kulturpflanzen, die ebenfalls die Nahrungsvielfalt und -quantität für Vögel reduzieren (JAHN et al. 2014, S. 101).

Abbildung 6-3

### Wirkungen von Pestizidanwendungen auf die Biodiversität



## 6.5.4 Belastungs- und Risikoindikatoren und deren Anwendung

**444.** Um negative Veränderungen der Ökosysteme durch Pflanzenschutzmittel oder ein entsprechendes Risiko abbilden zu können, sind Indikatoren bzw. Kenn- oder Messgrößen erforderlich, deren Überwachung entsprechende Bewertungen zulassen. Im Folgenden werden hierfür wichtige Indikatoren vorgestellt. So gibt es einige Indikatoren, mit denen Aussagen zur Landnutzung, Veränderungen der Biodiversität in der Agrarlandschaft und Empfindlichkeit von Arten getroffen werden können.

**445.** Beispielsweise dient der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ (Vogelindikator) dazu, den Zustand von Natur und Landschaft unter dem Einfluss vielfältiger anthropogener Aktivitäten auf der gesamten Fläche Deutschlands abzubilden (BfN 2011a). Der Indikator informiert anhand der Entwicklung der Bestände von 59 ausgewählten Vogelarten, welche für wichtige Landschafts- und Lebensraumtypen in Deutschland repräsentativ sind, über die Artenvielfalt, die Landschaftsqualität und die Nachhaltigkeit der Landnutzung. Zur Anwendung kommt der Indikator in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie und der nationalen Biodiversitätsstrategie. Ein positiver Trend ist bei diesem Indikator in den letzten Jahren nicht erkennbar. So lag der Indikatorwert im Jahr 2011 bei 63 % und wich noch erheblich vom Zielwert (100 %) ab, der im Jahr 2015 erreicht werden sollte (BMUB 2015a). Hierfür ist wesentlich der Teilindikator im Hauptlebensraum- bzw. Landschaftstyp „Agrarland“ verantwortlich, der weiter abgesunken ist und im Jahr 2011 56 % aufwies. Was für die Beurteilung des ökologischen Zustands der Agrarflächen hilfreich wäre, ist neben dem Vogelindikator ein Indikator für Insekten. Über diesen könnte zum Beispiel der Zustand der Nahrungsgrundlage wichtiger Vögel der Agrarlandschaft abgebildet werden.

**446.** Um die Sensitivität von Vögeln der Agrarlandschaft gegenüber Pflanzenschutzmitteln einschätzen zu können, wurde ein Sensitivitätsindex entwickelt. In diesem werden die Exposition der Nahrung sowie der Nester und die Aufenthaltsdauer in behandelten Pflanzenbeständen und deren Auswirkungen auf die drei Lebensphasen Fortpflanzung, Brutzeit und Zeit ohne Brutpflege berechnet (JAHN et al. 2014). Dieser Sensitivitätsindex spiegelt nicht alle möglichen Risiken für die Vogelpopulationen wider. Er gibt jedoch eine Vorstellung davon, welche Arten aus heutiger Sicht durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln künftig gefährdet sein könnten.

Der Indikator „Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert“ (HNV-Flächen) der nationalen Biodiversitätsstrategie stellt ihren Anteil an der gesamten Landwirtschaftsfläche dar. Der Zielwert beträgt 19 % im Jahr 2015. Im Jahr 2013 betrug der Anteil der Landwirtschaftsflächen mit äußerst hohem Naturwert 2,2 %, mit sehr hohem Naturwert 4,3 % und mit mäßig hohem Naturwert 5,3 % (insg. 11,8 % HNV-Flächen) (BMUB 2015a).

**447.** Relevant ist auch der Indikator „Landbewirtschaftung: Ökologischer Landbau“ der nationalen Biodiversitätsstrategie. Dieser weist auf den Anteil der Anbaufläche für

ökologischen Landbau an der Gesamtanbaufläche hin. Im Vergleich zur konventionellen Agrarwirtschaft setzt der ökologische Landbau weniger und eine eng begrenzte Auswahl von Pflanzenschutzmitteln ein (Tz. 475). Das ist ein Grund dafür, dass zum Beispiel auf ökologisch bewirtschafteten Feldern mehr Arten von bestäubenden Insekten und mehr Blattlausfeinde als auf konventionellen Feldern nachgewiesen wurden (KRAUSS et al. 2011). Ziel ist es, den Anteil des ökologischen Landbaus an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche auf 20 % auszudehnen (Bundesregierung 2002). Im Jahr 2014 betrug dieser Anteil nur 6,3 % (BMEL 2015c; Tz. 475). Die genannten Indikatoren sind durchaus wichtig, lassen aber keine direkten Rückschlüsse auf das Risiko der Verwendung von Pflanzenschutzmitteln zu.

**448.** Etwas anderes gilt für das Berechnungsmodell zur synoptischen Bewertung von chemischen Pflanzenschutzmitteln (SYNOPS), mit dem eine Abschätzung des Risikopotenzials von Pflanzenschutzmaßnahmen vorgenommen wird (GUTSCHE und ROßBERG 1997; GUTSCHE und STRASSEMAYER 2007; BMEL 2015b). Dabei wird anhand von Anwendungsabschätzungen (auf Basis jährlicher Absatzzahlen) für die entsprechende Maßnahme eine mögliche Exposition für bestimmte Stellvertreterorganismen berechnet und diese mit Ergebnissen aus Laborstudien zur Toxizität der Wirkstoffe in Relation gestellt. Das Ergebnis dieser Berechnungen ergibt einen Risikoindex, dessen Höhe eine Aussage zum möglichen Risiko zulässt. SYNOPS ist ein wichtiger Index zur Überprüfung des Ziels den Biodiversitätsschutz zu verbessern, welches im Nationalen Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) verankert ist (Tz. 456 ff.). Eine Kritik an diesem Berechnungsmodell ist unter anderem, dass lediglich auf Toxizitätsdaten, die im Rahmen der Zulassung erhoben wurden, zugegriffen wird. Diese Daten bilden die Empfindlichkeit von Wildtierarten nur unzureichend ab (Tz. 449 ff.). Insgesamt zeigt sich trotz leicht ansteigenden Anwendungsmengen (Tz. 398 f.) im Vergleich zum Basiszeitraum 1996 bis 2005 ein Rückgang des Risikos des Pflanzenschutzmitteleinsatzes für die Umwelt. Ausgenommen ist das Risiko des Herbizideinsatzes für Saumbiotop. Außerdem gab es zwischen 2006 und 2013 eine Zunahme des Risikos des Fungizideinsatzes für den Boden und des Insektizideinsatzes für Saumbiotop (Tab. 6-5). In den Datenreihen zeigen sich einzelne Sprünge, die zum Beispiel auftreten, wenn Wirkstoffe mit hohem Risikopotenzial vom Markt genommen werden oder neu zu einer breiten Anwendung kommen.



Tabelle 6-5

**Umweltrisikopotenzial (in %) der in Deutschland abgesetzten  
Pflanzenschutzmittel 2006 bis 2013**

	Insektizide				Fungizide				Herbizide			
	aa	ca	aS	cB	aa	ca	aS	cB	aa	ca	aS	cB
Basis (1996 – 2005)*	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
2006	61	55	37	11	92	72	78	56	86	85	90	91
2007	54	76	33	25	111	75	93	64	82	76	94	87
2008	52	92	28	15	120	78	86	57	86	77	88	76
2009	50	98	33	23	109	78	85	71	84	69	72	74
2010	46	109	49	21	106	68	76	75	84	76	93	76
2011	46	47	56	15	102	59	72	72	84	75	109	82
2012	38	39	65	20	94	47	52	85	87	77	121	75
2013	44	47	55	18	83	41	44	84	87	77	121	75

\*Der Basis-Zeitraum wurde auf 100 % gesetzt.  
aa = akut aquatisch  
ca = chronisch aquatisch  
aS = akut Saum  
cB = chronisch Boden  
Quelle: STRASSEMEYER 2014

Anhand des SPEAR-Indexes (SPECiesAtRisk-Index) können das Risiko bzw. negative Effekte durch Insektizide in Fließgewässern abgebildet werden (LIESS und von der OHE 2005; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ o. J.). Der Index beruht auf dem Prinzip, dass Makroinvertebraten einer Lebensgemeinschaft unterschiedlich empfindlich gegenüber Pflanzenschutzmittelbelastungen sind. Dementsprechend wurden sie für den SPEAR-Index in eine empfindliche und eine unempfindliche Gruppe eingeteilt. Unter Einbeziehung des natürlichen Vorkommens der Arten kann dann ein Wert berechnet werden, der eine Aussage über die Pflanzenschutzmittelbelastung des Gewässers zulässt. Somit ist der SPEAR-Index ein guter Indikator, um anhand von Daten aus dem biologischen Monitoring Erkenntnisse über mögliche negative Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln zu erhalten. Im Vereinigten Königreich und der Schweiz wird der SPEAR-Index bereits als Brücke zwischen ökologischer und ökotoxikologischer Gewässerbewertung eingesetzt, nicht aber in Deutschland.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass es zwar einige Indikatoren gibt, die Aussagen zur Veränderung der Biodiversität in der Agrarlandschaft zulassen, aber sehr wenige Indikatoren existieren, um die Auswirkungen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes direkt abzubilden. Gerade für die Terrestrik fehlt ein solcher Indikator.

### 6.5.5 Defizite bei der Umweltrisikobewertung

**449.** Das Ziel der Umweltrisikobewertung ist es, die Belastung vorherzusagen, die keine dauerhaften Schäden in der Umwelt verursacht. Die Datenanforderungen für die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln und -wirkstoffen sind, auch was das Verhalten in der Umwelt und

die ökotoxikologischen Wirkungen betrifft, umfangreich (Verordnung (EU) Nr. 283/2013 und Verordnung (EU) Nr. 284/2013). So wird beispielsweise die Toxizität von Pflanzenschutzmitteln anhand von Tests mit Stellvertreterorganismen ermittelt und der voraussichtlichen Exposition gegenübergestellt. Anhand der niedrigsten Wirkkonzentration wird unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors eine regulatorisch akzeptable Umweltkonzentration (regulatory acceptable concentrations – RACs) ermittelt (EFSA 2013). Überschreiten die über Modelle abgeschätzten Umweltkonzentrationen (predicted environmental concentration – PEC) die RACs, wird, soweit eine Zulassung erfolgt, die Anwendung der Mittel durch Auflagen für die Landwirte eingeschränkt (Abschn. 6.4.2).

Trotz des genannten auf europäischer Ebene abgestimmten Verfahrens gibt es Bedenken, dass die Umweltrisikobewertung von Pflanzenschutzmitteln mögliche negative Effekte nicht ausreichend abbildet (STEHLE und SCHULZ 2015). Wahrscheinlich ist dies in aller Vollständigkeit auch kaum möglich. Nichtsdestotrotz sollten Defizite behoben werden. Dazu gehört zum Beispiel, dass sich Standardtestorganismen gegenüber der Exposition mit Insektiziden als deutlich unempfindlicher als typische Bewohner von Fließgewässern erweisen (Tz. 434).

**450.** Ähnliches zeigt sich auch bei den Wirkungen von Neonikotinoiden auf terrestrische Nicht-Zielarten. Diese werden an Testorganismen wie den Honigbienen geprüft. Generell gilt die Honigbiene als eine extrem sensitive Testart. So lag in einer Metaanalyse mit 19 Bienenarten die Sensitivität der Honigbiene geringfügig höher als die mittlere Sensitivität der anderen Bienenarten (ARENA und SGOLASTRA 2014). Aber 35 % der untersuchten Bienenarten zeigten eine zum Teil deutlich höhere Sensitivität. Für die Wirkstoffgruppe der Neonikotinoide waren es sogar 55,6 %. Neben der untersuchten intrinsischen Sensitivität sind die Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Bienen unter anderem vom jeweiligen Lebenszyklus, der Art des Nestbaus und dem Verhalten bei der Futtersuche abhängig.

Der Einsatz von Neonikotinoiden führt darüber hinaus zu einem Rückgang von Käfern und Spinnen und beeinträchtigt somit auch die natürliche Schädlingskontrolle (EASAC 2015; PISA et al. 2015; KRAUSS et al. 2011). Die Wissenschaftler des European Academies Science Advisory Council (EASAC) fordern daher, dass die EU beim Zulassungsverfahren von Neonikotinoiden deren Auswirkungen umfassender berücksichtigen müsse. So sollten im stärkeren Maße als bisher Nicht-Zielorganismen geschützt werden, insbesondere solche, die Ökosystemdienstleistungen sicherstellen (EASAC 2015).

**451.** Auch die negative Wirkung von Fungiziden auf im Wasser lebende Pilze in kleinen Fließgewässern wird von der Umweltrisikobewertung nicht ausreichend erfasst, obwohl sie für das Nahrungsnetz von Bedeutung sind (Tz. 435). Standardtests für Pilze sind bisher im Rahmen der Pflanzenschutzmittelzulassung nicht vorgesehen (ZUBROD et al. 2015a; 2015b). Ein weiterer Endpunkt, der nicht berücksichtigt wird, ist das Verhalten von aquatischen

Wirbellosen (z. B. SCHÜTZ et al. 2011; BERGHAIN et al. 2012). Ebenfalls wird nach BRÜHL et al. (2015) das Risiko für Amphibien in der Umweltrisikobewertung unzureichend adressiert.

**452.** Außerdem können Pflanzenschutzmittel die Struktur und Funktion von Populationen von Nicht-Zielorganismen auch in niedrigeren Dosen und über längere Zeitspannen stärker beeinflussen, als es im Rahmen der heutigen Umweltrisikobewertung vorhersagbar ist. Dafür verantwortlich ist unter anderem die Konkurrenzsituation mit weniger sensitiven Arten (LIESS et al. 2013; 2008; Tz. 439). Somit kann der Stressor Pflanzenschutzmittelbelastung mit zwischenartlicher Konkurrenz interagieren, was eine Verstärkung der Effekte über mehrere Generationen zur Folge haben kann.

**453.** Die Umweltrisikobewertung von Stoffmischungen steht ebenfalls in der Diskussion (SOLECKI et al. 2014). In der Regel treten in der Umwelt nicht einzelne, sondern eine Reihe von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen und deren Begleitstoffe gleichzeitig auf. So konnte in einigen Studien eine kumulierende Wirkung nach der Exposition gegenüber mehreren Pflanzenschutzmitteln nachgewiesen werden (HAYES et al. 2006; HASENBEIN et al. 2016). Wie Mischtoxizitäten in der Summe zu bewerten sind, ist bis heute nicht abschließend geklärt.

**454.** Die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (European Food Safety Authority – EFSA) arbeitet in Kooperation mit anderen Institutionen, beispielsweise dem UBA, stetig daran, die Umweltrisikobewertung von Pflanzenschutzmitteln weiter zu optimieren (EFSA 2015b; HARDY et al. 2012). Trotzdem bleibt zu prüfen, ob neue wissenschaftliche Erkenntnisse über die Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf die Umwelt schnell genug in die Risikobewertung einfließen. Die genannten Defizite weisen darauf hin, dass dem nicht so ist. So ist es erforderlich, die Umweltrisikobewertung von Pflanzenschutzmitteln – wie bereits dargestellt – im stärkeren Maße als bisher auch auf besonders empfindliche (Wild-)Arten und Endpunkte auszurichten. Zusätzlich müssen indirekte Wirkungen durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, zum Beispiel mögliche Effekte auf die Nahrungsvielfalt für Arten der Agrarlandschaft, stärker berücksichtigt werden.

## **6.6 Maßnahmen für einen integrierten Schutz der Umwelt vor Pestiziden**

**455.** Wie dargestellt, führt die derzeitige Anwendung von Pflanzenschutzmitteln zu schädlichen Auswirkungen auf die Biodiversität. Mit der Genehmigung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen und der Zulassung ihrer Produkte ist bereits eine umfangreiche Umweltrisikobewertung verbunden (Kap. 6.4). Diese Umweltrisikobewertung hat Defizite (Abschn. 6.5.5), stößt aber darüber hinaus auch an ihre Grenzen, insbesondere, weil mit vertretbarem Aufwand nicht alle schädlichen Auswirkungen auf die Biodiversität in einer Umweltrisikobewertung abgebildet werden können. Aus diesen Gründen sind über das Zulassungsverfahren hinaus Maßnahmen notwendig, um einen besseren Schutz der Umwelt

vor Pflanzenschutzmitteln zu erreichen (Abschn. 6.6.1 bis 6.6.4). Bei den Bioziden gibt es insbesondere in Bezug auf die Datenlage Handlungsbedarf (Abschn. 6.6.5).

### **6.6.1 Der Nationale Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln**

**456.** Der Nationale Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) wurde am 10. April 2013 von der Bundesregierung beschlossen und ist Teil der Umsetzung der Pflanzenschutz-Rahmenrichtlinie (BMEL 2013). In Art. 4 dieser Rahmenrichtlinie werden die Mitgliedstaaten verpflichtet, einen entsprechenden Aktionsplan zu erarbeiten und konsequent umzusetzen.

**457.** Mit dem NAP hat sich die Bundesregierung verpflichtet, Maßnahmen zur Minderung der Risiken von Pflanzenschutzmitteln für Mensch, Tier und Naturhaushalt zu ergreifen. Der NAP muss spätestens alle fünf Jahre überprüft werden. Für seine Umsetzung und Weiterentwicklung erarbeitet der „Wissenschaftliche Beirat zum Nationalen Aktionsplan Pflanzenschutz“ des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) Vorschläge. Somit bietet es sich unter anderem an, über die Erfüllung der gesetzlichen Zulassungsanforderungen hinausgehende zusätzliche Maßnahmenvorschläge für einen verbesserten Biodiversitätsschutz über dieses Instrument auf den Weg zu bringen.

Im NAP werden Einzelziele sowie quantitative Vorgaben, Maßnahmen und Zeitpläne zu deren Umsetzung formuliert. Die Ziele betreffen die Anwendung, den Anwenderschutz, den Verbraucherschutz, das Vermeiden des Auftretens von Schadorganismen und die Belastung der Ökosysteme. Bei den Zielen handelt es sich zum Teil um solche, die bereits in rechtlichen Verpflichtungen oder anderen Strategien – beispielsweise der Wasserrahmenrichtlinie oder der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie – festgelegt sind. So soll es ab dem Jahr 2015 keine Überschreitungen des Grenzwertes von 0,1 µg/l für den Einzelwirkstoff und 0,5 µg/l für die Summe der Einzelwirkstoffe im Grundwasser und in Oberflächengewässern, die zur Trinkwassergewinnung dienen, mehr geben. Gleiches betrifft die Umweltqualitätsnormen (Tz. 433) für die prioritären Pflanzenschutzmittel und deren relevante Metabolite in Oberflächengewässern (wie in der Oberflächengewässerverordnung gelistet). Außerdem sollen bewachsene Gewässerrandstreifen von mindestens 5 m Breite an 80 % der Oberflächengewässer in durch Hot-Spot-Analysen identifizierten sensiblen Gebieten bis 2018, an 100 % bis 2023, geschaffen werden.

Das über das SYNOPSIS-Modell (Tz. 448) errechnete Risiko für die Terrestrik, Aquatik und Nicht-Zielorganismen soll bis zum Jahr 2023 um 30 % im Vergleich zum Mittelwert aus den Jahren 1996 bis 2005 gemindert werden. Zu Recht wird bemängelt, dass als Basis für dieses 30 %-Ziel ein schon länger zurückliegender Zeitraum gewählt wird (PAN 2012), was dieses Ziel deutlich abschwächt. Außerdem soll zum Schutz der Biodiversität in den Agrarlandschaften der Anteil von Lebens- und Rückzugsräumen für Nutz- und Nicht-

Zielorganismen erhöht werden. Diese sollen bis 2018 3 bis 7 % der Landschaftsfläche, bis 2023 5 bis 10 % der Landschaftsfläche ausmachen. Der Anteil an landwirtschaftlichen Flächen, auf denen nach den Regeln des ökologischen Landbaus gewirtschaftet wird, soll auf 20 % erhöht werden (Tz. 475).

**458.** Im NAP sind darüber hinaus eine Reihe von Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität vor den Einträgen von Pflanzenschutzmitteln vorgesehen (Tab. 6-6).

Tabelle 6-6

### Maßnahmen zum Schutz der Gewässer und der Biodiversität im NAP

Im Bereich des Gewässerschutzes	Zur Erhaltung der biologischen Vielfalt
Die Bundesregierung und die Länder unterstützen die Erarbeitung und Aktualisierung der Wissensbasis zum Gewässerschutz.	Die Bundesregierung erweitert die Wissensbasis zu Zusammenhängen zwischen dem Pflanzenschutz und der Beeinflussung der Biodiversität.
Das BMEL richtet eine Arbeitsgruppe zum Thema „Pflanzen- und Gewässerschutz“ ein.	Das BMEL richtet eine Arbeitsgruppe „Pflanzenschutz und Biodiversität“ ein, die u. a. Vorschläge zur Verbesserung des Biodiversitätsschutzes erarbeitet.
Das BMEL, das BMUB und die Länder identifizieren Hot-Spots und erarbeiten Maßnahmen zur Verbesserung der Situation.	Das BMEL, das BMUB und die Länder identifizieren Hot-Spots und erarbeiten und erproben Maßnahmen zur Verbesserung des Biodiversitätsschutzes.
Das BMEL und die Länder unterstützen: <ol style="list-style-type: none"> <li>1. die Einführung von betrieblichen Managementsystemen sowie von Informationsangeboten zum Biodiversitäts- und Gewässerschutz und zur Reduzierung der Pflanzenschutzmitteleinträge und</li> <li>2. tragen zur Einführung von Pflanzenschutzgeräten mit Frischwassertanks zur Gerätereinigung und abdriftmindernden Geräten bei.</li> </ol>	Das BMEL gibt eine Studie zum Status der Ackerwildkrautflora in unterschiedlichen Regionen in Deutschland in Auftrag.
Das BMEL, das BMUB und die Länder etablieren ein Monitoring zur Ermittlung der Pflanzenschutzmittelbelastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft.	Das BMEL und die Länder garantieren die Fortführung des Bienenbrotmonitorings auf Pflanzenschutzmittelrückstände und von Maßnahmen zum Schutz der Honigbienen.
Die Länder unterstützen im Rahmen von Agrarumweltprogrammen die Schaffung dauerhaft bewachsener Gewässerrandstreifen von mind. 5 m Breite an allen Oberflächengewässern (insb. in Schutz- und Hot-Spot-Gebieten).	Das BMEL und die Länder berücksichtigen die genannten Maßnahmen bei der Ausgestaltung von Förderprogrammen in der Pflanzenschutzforschung und -beratung.
Die Länder ergreifen eine Initiative zur Harmonisierung der Mindestabstände zu oberirdischen Gewässern.	
Das JKI unterstützt die Länder bei der Auswertung von Flächenstrukturen.	
Betroffene Verbände, Einrichtungen und Organisationen unterstützen Gewässerschutzmaßnahmen durch Vermeidung von Pflanzenschutzmitteleinträgen.	Berufsständische Verbände, Einrichtungen und Organisationen unterstützen die genannten Aktivitäten.
BMEL = Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft BMUB = Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit JKI = Julius Kühn-Institut – Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen SRU/UG 2016/Tab. 6-6; Datenquelle: BMEL 2013	

Der NAP sieht beispielsweise die Erarbeitung eines Konzeptes zur Verbesserung der Überwachung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft vor. Gerade beim Schutz der

Biodiversität in der Agrarlandschaft, wo zweifelsohne hoher Handlungsbedarf besteht, bleiben die Maßnahmenvorschläge allerdings im konzeptionellen Bereich. Es fehlen oft Vorschläge für Umsetzungszeiträume und die Vorgaben sind wenig ambitioniert. Zum Beispiel soll das BMEL mit dem BMUB und den Ländern definierte Aktionsfelder mit erhöhten Risiken identifizieren und daran anknüpfend Maßnahmen entwickeln sowie erproben. Eine Studie zum Status der Wildkräuter in Deutschland soll in Auftrag gegeben werden. Weitere Maßnahmen zielen auf die Einrichtung eines Expertenforums ab oder auf die Erweiterung der Wissensbasis. Konkrete neue Maßnahmen, um den Schutz von Nicht-Zielarten zu erhöhen oder dazu beizutragen, die Ziele im NAP zu erreichen, werden nicht genannt. Dies ist ein Grund, warum der NAP beispielsweise von Umweltverbänden als unzureichend kritisiert wurde („Verabschiedung des Nationalen Pestizid-Aktionsplans: Keine Abkehr von der Pestizid-Abhängigkeit“, Pressemitteilung von PAN Germany vom 10. April 2013; PAN 2012). Inzwischen haben die Umweltschutzverbände und der Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V. (BDEW) das Forum, welches den NAP regelmäßig überprüft und Vorschläge für dessen Weiterentwicklung gibt, verlassen (BMEL 2015e).

**459.** Information und Beratung sind wichtige Elemente eines nachhaltigeren Pflanzenschutzes. Offensichtlich besteht hier Nachbesserungsbedarf, insbesondere was die Beratung zum integrierten Pflanzenschutz betrifft (Tz. 397). Dies bestätigt auch das Forum zum NAP, welches mit Besorgnis feststellt, dass in einigen Bundesländern die Officialberatung zunehmend zugunsten von Kontroll- und Verwaltungsaufgaben abgebaut wird; teilweise bereits so weit, dass eine qualifizierte und umfassende Beratung nicht mehr möglich ist (BMEL 2015e; Forum Nationaler Aktionsplan zur Nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln 2015). Aus diesem Grund sollte aus Sicht des SRU die Verpflichtung im NAP, Maßnahmen zur Stärkung der Officialberatung durchzuführen, dringend ernst genommen werden. Darüber hinaus muss die Einhaltung von Auflagen und Anwendungsbestimmungen bei der Verwendung von Pflanzenschutzmitteln auch ausreichend kontrolliert werden (Tz. 461). Für die Umsetzung des NAP ist vorgesehen, entsprechende Ressourcen bzw. finanzielle Mittel bereitzustellen. Der SRU hat ebenfalls den Eindruck, dass hier dringend Verbesserungen erforderlich sind.

**460.** Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der NAP anknüpfend an die bestehenden rechtlichen Regelungen einige Ziele, Indikatoren und Maßnahmen enthält, um die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln nachhaltiger zu gestalten. Dabei weist er aber gerade bei den Maßnahmen noch Schwächen auf. In den folgenden Abschnitten werden Maßnahmenvorschläge entwickelt, die soweit passend in die Weiterentwicklung des NAP einfließen sollten.

## 6.6.2 Daten zur Umweltbelastung durch Pflanzenschutzmittel

### Erfassung der Pflanzenschutzmittelanwendungen

**461.** Die in den Umweltkompartimenten gefundenen Pflanzenschutzmittel (Kap. 6.5) können bisher nur vereinzelt mit Anwendungsdaten von Pflanzenschutzmitteln verknüpft werden, vor allem, weil eine systematische, räumlich differenzierte und integrierte Erfassung der Anwendungsdaten und die daraus folgende Abschätzung der Einträge fehlt. Dies ist aber notwendig, um effiziente Minderungsmaßnahmen zu ergreifen.

**462.** Wesentliche Voraussetzung für die Modellierung von räumlich differenzierten Pflanzenschutzmitteleinträgen ist die gebietsbezogene Erfassung der Anwendungen von Pflanzenschutzmitteln. Dazu sollte auf die gesetzlich vorgeschriebenen Datenerhebungen zurückgegriffen werden: Zum einen schreibt Art. 67 der EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung (Tz. 395) vor, dass berufliche Verwender über mindestens drei Jahre Aufzeichnungen über die Pflanzenschutzmittel, die sie verwenden, führen müssen (z. B. zum Zeitpunkt der Verwendung, zur verwendeten Menge und zur behandelten Fläche und Kulturpflanze). Die Daten müssen nur auf Anfrage der zuständigen Behörde (Tz. 417) zur Verfügung gestellt werden, sind aber für ein regionales Management der Pflanzenschutzmittelanwendung notwendig. Der SRU empfiehlt daher zu prüfen, in welcher Form diese Daten regelmäßig den zuständigen Landesbehörden für eine Anwendungsdatenbank zur Verfügung gestellt werden können (automatisierte, elektronische Abfrage, ggf. Ausnahmen für kleine Betriebe, Datenschutz etc.). Es könnte zunächst in einer Modellregion ermittelt werden, welche Informationen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln die Behörden für ein integriertes Risikomanagement benötigen und wie diese Daten möglichst effizient erfasst und aufbereitet werden können.

Des Weiteren fordert die Pflanzenschutzmittel-Statistikverordnung (EG) Nr. 1185/2009 die Gewinnung von Daten über die landwirtschaftliche Verwendung von Pflanzenschutzmitteln und ihre Übermittlung an die Kommission (Art. 1 und 3). In Deutschland werden diese Daten über kulturspezifische (d. h. auf eine Anbaukultur bezogene) Netze von Erhebungsbetrieben ermittelt. In diesen werden jährlich die Pflanzenschutzmittelanwendungen detailliert erfasst und in anonymisierter Form an das JKI weitergeleitet (Panel Pflanzenschutzmittel-Anwendung – PAPA) (ROßBERG 2013; Tz. 396). Das JKI veröffentlicht aber nur aggregierte Daten über die Pflanzenschutzmittelanwendungen in Deutschland, weil auch die Pflanzenschutzmittel-Statistikverordnung nur nationale Aussagen verlangt (ebd.). Dabei wären die detaillierten Informationen aus den Erhebungsbetrieben, also zum Beispiel welche Pflanzenschutzmittel bei welchen Anbaukulturen in welchen Spritzabfolgen oder Mittelkombinationen verwendet werden, für eine bessere Abschätzung des Risikos der Pflanzenschutzmittelanwendung wichtig. Dies ist bisher nicht ohne Weiteres möglich, da die Daten Eigentum der Erhebungsbetriebe sind. Der SRU empfiehlt, die Datenerhebung im Rahmen des PAPA-

Projektes zukünftig so zu gestalten, dass die Weitergabe detaillierterer Anwendungsdaten an die Zulassungs- und Bewertungsbehörden ermöglicht wird.

#### Modellierung der Einträge in die Umwelt

**463.** Um die Pflanzenschutzmitteleinträge in die Umwelt zu modellieren, müssen die Anwendungsdaten mit räumlichen Strukturdaten (z. B. Bodentypen, Gewässer, Landschaftselementen) verknüpft werden. Hierzu können unter anderem die Daten aus dem Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem (ATKIS) und weitere flächenbezogene Fachinformationen (z. B. Bodenübersichtskarten) herangezogen werden (OSTERBURG et al. 2009). Da die Anwendungsdaten nach Art. 67 EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung (Tz. 462) schlagbezogen ermittelt werden, könnten die Daten zudem mit den Informationen aus InVeKos (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem, Identifizierungssystem zur Erfassung aller landwirtschaftlich genutzten Parzellen) (Europäische Kommission – Generaldirektion Landwirtschaft und Ländliche Entwicklung 2015) verknüpft werden. Sinnvoll wäre es, mit kleineren Projekten zu beginnen (z. B. in besonders belasteten Regionen) oder dort, wo bereits ein Umweltmonitoring durchgeführt wird (z. B. auf den HNV-Flächen, Tz. 446). Wichtige Grundlagen hierzu werden am JKI untersucht. So wurde ein Modell entwickelt, mit dem Anwendungsdaten – z. B. aus den PAPA-Erhebungen oder aus dem Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz (FREIER et al. 2015) – mit GIS-basierten Daten zu Landnutzung, Bodentypen, Hangneigungen und Klima verknüpft werden und so eine differenzierte regionale Risikoanalyse erstellt werden kann (STRASSEMAYER und GUTSCHE 2010). Das Modell war Grundlage für ein computergestütztes Analyse- und Beratungswerkzeug, das in Nordrhein-Westfalen zur zielgerichteten und risikomindernden Pflanzenschutzberatung in einer Region eingesetzt wird (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen – Pflanzenschutzdienst 2015). Mit den modellierten Eintragsdaten können Hotspots der Belastung oder sensible Gebiete, die einem zu hohen Eintrag ausgesetzt sind, erkannt werden. Außerdem könnten Prognosen für eine schleichende Kontamination von Böden oder Grundwasserkörpern abgeleitet werden.

#### Informationsgrundlage für die Behörden

**464.** Die Informationen zur Anwendung und zu den Einträgen von Pflanzenschutzmitteln sind für das BVL und die Bewertungsbehörden eine wichtige Grundlage, um die Vorgaben der EU-Pflanzenschutzmittel-Verordnung umzusetzen, die Umweltauswirkung eines Pflanzenschutzmittels unter realistischen Verwendungsbedingungen zu überprüfen (Tz. 413). Zurzeit werden zum Beispiel additive und kumulative Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln nicht gesondert bei der Zulassung berücksichtigt, obwohl die gleichzeitige oder kurz hintereinander erfolgende Ausbringung unterschiedlicher Pflanzenschutzmittel gängige Praxis ist. Den Behörden fehlt die Rechtsgrundlage, um belegbare Informationen zu den tatsächlichen Anwendungsbedingungen, wie zum Beispiel saisonalen Spritzserien, einzufordern. Regelmäßige Informationen hierzu sind auch deshalb wichtig, weil sich die



Kombination von Pflanzenschutzmitteln in der Praxis unter anderem aufgrund der Schädlingssituation und dem Resistenzmanagement von Jahr zu Jahr ändern kann. Wenn mithilfe dieser Informationen bei der Umweltprüfung auch additive und kumulative Wirkungen berücksichtigt werden können, könnten auch die Anwendungsbedingungen so formuliert werden, dass ein besserer Schutz der Umwelt durch eine Einschränkung der Anwendungsbreite gewährleistet ist.

**465.** Auf regionaler Ebene könnten die zuständigen Behörden der Länder eine stärkere Rolle für den Umweltschutz spielen. Für Pflanzenschutzmittel gilt, dass die zuständigen Länderbehörden nach dem Pflanzenschutzgesetz die Anwendung von Mitteln untersagen können, wenn mit schädlichen Auswirkungen auf das Grundwasser oder auf den Naturhaushalt gerechnet werden muss (Tz. 413). Wenn die Behörde über eine Datenbank die tatsächlichen Anwendungsmengen und die Einträge der Pflanzenschutzmittel in der belasteten Region kennt, könnte sie mithilfe dieser Informationen prüfen, ob die Verwendung eines Mittels versagt werden muss (entweder auf Bundesebene durch das BVL oder regional). Gegebenenfalls könnten regionale Minderungsmaßnahmen, die über die bei der Zulassung erteilten Anwendungsbestimmungen hinausgehen, zur Umweltentlastung beitragen. Die Informationen sind auch wichtig für eine zielgerichtete, risikomindernde Pflanzenschutzmittelberatung (Tz. 417 und 459).

**466.** Die Anwendungs- und Eintragsdaten können auch eine gute Grundlage für die Kommunikation mit den betroffenen Akteuren sein. Die Analyse der Belastungssituation und die möglichen Maßnahmen müssen mit allen Beteiligten diskutiert werden, dazu gehören sowohl die zuständigen Behörden und Anwender als auch die Naturschutzverbände. Die Erfahrungen aus den Trinkwasserkooperationen sollten hier genutzt werden (SRU 2015, Tz. 381 ff).

#### Monitoring und Indikatoren

**467.** Eine weitere wichtige Information für das Risikomanagement von Pflanzenschutzmitteln sind die Daten aus dem Monitoring. Sie liefern den Zulassungs- und Aufsichtsbehörden Gründe für Minderungsmaßnahmen und sollten mit den oben genannten Anwendungs- und Eintragsdaten verknüpft werden. Im Bereich des Monitorings von Pflanzenschutzmitteln bestehen allerdings derzeit noch deutliche Lücken, sodass Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge, soweit überhaupt möglich, kaum darstellbar sind (Abschn. 6.5.1). Hierfür sind außerdem aussagekräftige Indikatoren erforderlich. Folgende Vorschläge können die Umweltüberwachung und die Bewertung des Zustandes der Biodiversität in Bezug auf die Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln verbessern:

- Die Überwachung der Pflanzenschutzmittelbelastung von Kleingewässern sollte, wie bereits in der Planung, verbessert werden. Generell empfiehlt es sich, das stoffliche

Monitoring der Oberflächengewässer stärker anlassbezogen auszurichten und noch mehr zugelassene Pflanzenschutzmittel und wichtige Metabolite einzubeziehen.

- Eine deutschlandweite Einführung der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS) wäre sinnvoll, um den Zustand der Biodiversität flächendeckend und statistisch relevant auch in der Normallandschaft darstellen und Ursachen von Veränderungen abbilden zu können (DRÖSCHMEISTER 2001; KÖNIG 2003; SRU 2012). In dem Zusammenhang begrüßt der SRU die Initiative des BMUB, ein umfassendes deutschlandweites Biodiversitätsmonitoring einzuführen.
- Darüber hinaus sollte eine Erfassung der Verfrachtung von Pflanzenschutzmitteln über die Luft ermöglicht und die Einträge von Pflanzenschutzmitteln in Böden nicht landwirtschaftlich genutzter Flächen adäquat überwacht werden.
- Erforderlich ist es außerdem, das bestehende Indikatorensystem zu verbessern und auszubauen.

### **6.6.3 Gewässer- und Naturschutz**

**468.** Für den Erhalt der Biodiversität sind sogenannte Pufferzonen und Ausgleichsflächen in der Agrarlandschaft erforderlich. In beiden dürfen keine Pestizide eingesetzt, in letzteren auch keine eingetragen werden. Ausgleichsflächen haben wichtige Funktionen als Refugien für sensitive Arten. Pufferzonen sollen den Stoffeintrag in diese sowie in schützenswerte Ökosysteme oder in die Gewässer verhindern.

#### Spezielle Maßnahmen zum Schutz von Oberflächengewässern

**469.** Eine Reihe von Maßnahmen kann dazu beitragen, den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Oberflächengewässer zu verhindern bzw. deutlich zu mindern. Beispielsweise sollten in der Nähe von Gewässern ausschließlich Ausbringungsgeräte mit abdriftarmen Düsen zur Anwendung kommen. Aber auch die Verfrachtung von Pflanzenschutzmitteln über größere Entfernungen ist zu beachten, da sie unter anderem für Betriebe der ökologischen Landwirtschaft ein Problem darstellen kann (HOFMANN und SCHLECHTRIEMEN 2014b). Zudem ist eine wirkungsvollere Kontrolle von Auflagen notwendig, wie zum Beispiel zur Lagerung und Entsorgung wassergefährdender Stoffe. Dies betrifft auch die Reinigung der Ausbringungsgeräte, die nur auf dem Feld erfolgen darf, um punktuelle Gewässerbelastungen durch Einträge in die Kanalisation zu vermeiden. Darauf, dass dies immer noch nicht durchgehend praktiziert wird, deuten Untersuchungen an ländlichen Kläranlagen in Sachsen hin (MÜNZE et al. 2016). Allerdings ist eine adäquate Kontrolle dieser Vorgabe nicht einfach. Auch deshalb muss zusätzlich ein gutes Angebot an landwirtschaftlicher Beratung zu Aspekten des Gewässerschutzes gewährleistet sein (Tz. 459).

Gewässerrandstreifen sind sehr wichtig, um Stoffeinträge in die Oberflächengewässer zu verhindern. Ein bestimmter Bewuchs kann deren Beitrag zum Biodiversitätsschutz noch erhöhen. Diesbezüglich sind die Vorgaben im Wasserhaushaltsgesetz zu Gewässerrandstreifen unzureichend (SRU 2015, Tz. 395). Das betrifft insbesondere die Zulässigkeit der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Gewässerrandstreifen und die Tatsache, dass kleine Gewässer von den Bestimmungen im Wasserhaushaltsgesetz ausgenommen werden können.

Von verschiedenen Seiten wird ein durchgehender Gewässerrandstreifen von mindestens 5 m Breite an allen Oberflächengewässern als sinnvoll erachtet (BALZER und SCHULZ 2015; BUNZEL et al. 2014). So wird als eine Maßnahme zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 2008/56/EG die Ausweisung von entsprechenden Gewässerrandstreifen an allen inländischen Oberflächengewässern geprüft (Bundesregierung et al. 2015). Der SRU empfiehlt in Anlehnung an die Empfehlung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaften Wasser und Boden (LAWA und LABO 2002) für Gewässerrandstreifen an Oberflächengewässern eine Breite von 10 m im Außenbereich. In Gebieten mit sehr kleinräumigen Strukturen kann unter der Bedingung, dass andere Maßnahmen zur Verhinderung des Stoffeintrags in die Gewässer ergriffen werden, dieser auch auf 5 m Breite festgelegt werden. Selbst bei einem Gewässerrandstreifen von 10 m können in den Gewässern noch Insektizidkonzentrationen auftreten, die möglicherweise negative Effekte verursachen (WAGNER und HENDLER 2015).

**470.** Wie bereits erwähnt, sind Refugien in Form von unbehandelten Flächen oberhalb der Fließgewässerabschnitte, die durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln betroffen sind, wichtig für die Erholung der Lebensgemeinschaften (Tz. 442). Fehlen entsprechende Abschnitte, sollten diese entweder geschaffen werden, beispielsweise im Rahmen von Maßnahmen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie oder zum Hochwasserschutz, oder aber die Auflagen beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln restriktiver gefasst werden.

#### Naturschutzfachliche Maßnahmen

**471.** Auch in der Agrarlandschaft sind Refugien für den Schutz der Biodiversität vor dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln wichtig. Eine besondere Bedeutung haben dabei Blühstreifen und Brachflächen (OPPERMANN 2015). Darüber hinaus fördert eine Landschaftsstruktur mit Habitat- und Arealgrößendiversität im Grünland die Artenvielfalt, zum Beispiel von Schmetterlingen, und kann generell negative Auswirkungen einer intensiven Landnutzung ausgleichen (PEROVIĆ et al. 2015).

Die Einrichtung von Blühstreifen und Blühflächen gehört nach JAHN et al. (2014, S. 174, Tab. 5.1.13) zu den Maßnahmen, die sowohl eine hohe Treffsicherheit für den Schutz von Vögeln und Säugetieren der Agrarlandschaft vor dem Pflanzenschutzmitteleinsatz als auch eine gute Kontrollierbarkeit aufweisen. Weitere Beispiele sind die Selbstbegrünung von Stoppelfeldern bis zur folgenden Einsaat und extensiver Feldfruchtanbau ohne Anwendung

von Pflanzenschutzmitteln mit reduzierter Saatkichte und Düngung. Diesen Maßnahmen wird außerdem – soweit sie finanziell gefördert werden – eine hohe Akzeptanz durch die Landwirte zugewiesen. Daneben trägt jegliche Reduzierung des Mitteleinsatzes dazu bei, die Exposition unter anderem von Bestäubern zu mindern (GOULSON et al. 2015).

Für den adäquaten Schutz der Biodiversität in der Agrarlandschaft wird von verschiedener Seite ein Anteil an naturnahen Flächen (Ausgleichsflächen), das heißt Flächen, in denen unter anderem keine Pflanzenschutzmittel zum Einsatz kommen, von 10 bis 20 % in der Kulturlandschaft als erforderlich erachtet (HOLZSCHUH et al. 2011; HOFFMANN et al. 2012; UBA 2010; HOTES und EBERMANN 2010; SRU 1985). Solche HN-Flächen wurden im Rahmen der ELER-Verordnung als ein Basisindikator festgelegt (s. Anhang VIII ELER-Durchführungsverordnung (EG) Nr. 1974/2006). Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) hat Kriterien für die Einstufung und das Monitoring von entsprechenden Flächen erarbeitet (BfN 2016).

**472.** Schon heute werden solche Flächen, wenn auch nicht in ausreichendem Umfang und häufig nicht in der notwendigen Qualität, über freiwillige beziehungsweise durch die Agrarförderung angereizte Maßnahmen bereitgestellt (in Tz. 474 weiter ausgeführt). In einem Gesamtkonzept zur Minderung der Umweltbelastungen durch Pflanzenschutzmitteleinträge sollte aber vergleichbar der Stickstoffproblematik (diskutiert in SRU 2015) auch hier das Verursacherprinzip stärker zum Tragen kommen. Das lässt sich auch aus dem 8. Erwägungsgrund der EU-Pflanzenschutzmittelverordnung ableiten, der folgendermaßen lautet: „Das Vorsorgeprinzip sollte angewandt und mit dieser Verordnung sollte sichergestellt werden, dass die Industrie den Nachweis erbringt, dass Stoffe oder Produkte, die erzeugt oder in Verkehr gebracht werden, keine schädlichen Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch oder Tier oder keine unannehmbaren Auswirkungen auf die Umwelt haben.“ Schäden an der Biodiversität sind aber bereits nachweisbar (Abschn. 6.5.2 und 6.5.3). Folglich sollte stärker über ordnungsrechtliche Verpflichtungen, beispielsweise im Rahmen der Zulassung als Teil eines Gesamtkonzepts, nachgedacht werden. Neben dem Argument des Verursacherprinzips spricht hierfür auch, dass die im Folgenden beschriebenen Instrumente wie freiwillige Agrarumweltmaßnahmen und die ökologische Vorrangfläche im Rahmen des Greenings hohe Freiheitsgrade hinsichtlich der konkreten Maßnahmen und Flächenauswahl und damit der Habitatqualitäten aufweisen (SRU 2015, Tz. 374, 449 und 451).

**473.** Das UBA schlägt zur Förderung der Schaffung von Refugien vor, diese in den Anwendungsaufgaben im Rahmen der Zulassung von Pflanzenschutzmittelprodukten zu verankern (UBA 2010). Das würde bedeuten, dass Produkte, die ein relevantes Risiko für die Biodiversität darstellen, wie zum Beispiel Breitbandherbizide und Insektizide, nur dann angewandt werden dürfen, wenn ein bestimmter Anteil der Fläche des Betriebes bzw. des Schrages als anerkennungspflichtige Ausgleichsfläche besteht. Dies lässt sich auch sehr gut damit begründen, dass die bisherige Zulassung den gesetzlich festgelegten Schutz der

Biodiversität nicht ausreichend gewährleisten konnte. Der SRU begrüßt diesen Vorschlag ausdrücklich und spricht sich für eine ernsthafte Prüfung aus.

Zwar gibt es bereits die Möglichkeit von der Zulassungsstelle (BVL), das Vorhandensein von Ausgleichsflächen bei Anwendungsaufgaben zu berücksichtigen; nicht aber in dem vom UBA vorgeschlagenen Sinn. Dabei werden über das sogenannte Verzeichnis regionalisierter Kleinstrukturen die Gemeinden ermittelt, in denen eine bestimmte Mindestausstattung an naturnahen Biotopen vorhanden ist (JKI o. J.). Den Landwirten in diesen Gemeinden werden vom BVL (Tz. 465) Ausnahmeregelungen zu den Auflagen und Anwendungsbestimmungen (z. B. zu den Mindestabständen) gewährt, weil die Behörde davon ausgeht, dass die vorhandenen Naturräume ein Erholungspotenzial für terrestrische Biozönosen beinhalten (ENZIAN und GUTSCHE 2004). Diese Regelung soll auch die Neuanlage bestimmter Biotope und ökologischer Ausgleichsflächen durch den Landwirt fördern. Der SRU hält diesen Ansatz aber für nicht zielführend, da bei diesem Verfahren die Auflagen und Anwendungsbestimmungen insgesamt gelockert werden.

**474.** Anreize für das Anlegen von Ausgleichsflächen wie auch zur Minderung der Gesamteinträge von Pflanzenschutzmitteln in die Umwelt können auch durch die Verkopplung der Agrarförderung an Bewirtschaftungsauflagen erfolgen. Nach diesem Prinzip funktionieren die freiwilligen Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen zum Beispiel im Rahmen der Förderprogramme zur Ländlichen Entwicklung (zweite Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik – GAP), aber auch Maßnahmen, die die Bundesländer steuer- oder abgabenfinanziert in Eigenregie anbieten (GRAJEWSKI und SCHMIDT 2015). Auch die Verknüpfung der Direktzahlungen aus der ersten Säule der GAP an die Vorgabe, 5 % der Ackerfläche als im Umweltinteresse genutzte Fläche (auch ökologische Vorrangfläche als Teil des Greenings; Art. 46 ELER-Verordnung (EU) Nr. 1307/2013) auszuweisen, zielt in diese Richtung (WAGNER und HENDLER 2015).

In der Praxis weisen beide Instrumente allerdings Schwächen auf. Die Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen im Rahmen der EU-Förderung wurde in der vergangenen Förderperiode der GAP (2007 – 2013) vielfach kritisiert. Ein grundsätzliches Problem waren die zum Teil sehr kurzen Vertragslaufzeiten in den Länderprogrammen. Außerdem ist das Instrument aufgrund seiner Freiwilligkeit auf die Attraktivität für die Landwirte angewiesen. Die Fördersätze wurden vor dem Hintergrund gestiegener Opportunitätskosten durch die Förderung der Bioenergie und phasenweise hoher Preise für Agrarrohstoffe (Tz. 64) teilweise als deutlich zu niedrig kritisiert. Der administrative Aufwand für die Teilnahme sei zu hoch und die Kontrollintensität abschreckend (OPPERMANN et al. 2013). NIENS und MARGGRAF (2010) beschreiben, dass aus diesen Gründen das verfügbare Budget für Agrarumweltmaßnahmen in Niedersachsen in der vergangenen Förderperiode nicht ausgeschöpft wurde. GEISBAUER und HAMPICKE (2012, S. 35 f.) diskutieren die Problematik der Wettbewerbsfähigkeit von Agrarumweltmaßnahmen am Beispiel des

Ackerwildkräuterschutzes und kommen teilweise zu ähnlichen Aussagen. Kritisiert wird außerdem von vielen, dass in der vergangenen Förderperiode zu viele sogenannte hellgrüne, das heißt ökologisch nur wenig wirksame Maßnahmen, gefördert wurden. Die ohnehin begrenzten öffentlichen Gelder würden so aus Gemeinwohlsicht ineffizient eingesetzt (OPPERMANN et al. 2013; SANDER, 2012). Für die neue Förderperiode 2014 bis 2020 gibt es noch keine umfassende Auswertung der Programme der Bundesländer zur ländlichen Entwicklung. In der nationalen Rahmenregelung zur Umsetzung der Gemeinschaftsaufgabe Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes (GAK) für 2015 bis 2018, welche den Förderrahmen für die Länderprogramme definiert, wurden die Fördersätze für einige Agrarumweltmaßnahmen mit Auflagen zum Einsatz von Pflanzenschutzmitteln angehoben. Teilweise sind die Änderungen allerdings nur marginal (BMEL 2015d, S. 57–65; BLE und DVS 2015; 2010, S. 24–37). Erste Evaluierungen der Länderprogramme im Rahmen von Forschungsprojekten werden für Ende 2016 erwartet (IFLS 2016; Johann Heinrich von Thünen-Institut 2016b). Für Baden-Württemberg hat BAUMANN (2015) bereits eine Auswertung im Hinblick auf dunkelgrüne Agrarumweltmaßnahmen erstellt und sieht hier positive Entwicklungen. Für verschiedene Maßnahmen im Bereich extensives Grünland wurden die Fördersätze angehoben, wodurch zukünftig möglicherweise die Teilnahmebereitschaft gestärkt wird. Der Biodiversitätsschutz auf dem Acker wird hingegen nur durch eine dunkelgrüne Maßnahme, die „Brachebegrünung mit Blümmischungen“, gezielt gefördert. Für diese wurde der Fördersatz um 42 % angehoben. Laut BAUMANN (ebd.) sei aber für diese Maßnahme bereits in der vergangenen Förderperiode in Baden-Württemberg die Akzeptanz hoch gewesen. Dass der Flächenumfang „zu niedrig“ war, lag daran, dass im Entwicklungsplan insgesamt nicht genügend Gelder für diese Maßnahme vorgesehen waren und somit nicht alle Anträge genehmigt wurden. Dies zeigt einmal mehr, wie wichtig die Fokussierung des Mitteleinsatzes ist und wie problematisch die Kürzung der Gelder für die ländliche Entwicklung im Rahmen der aktuellen GAP ist (SRU 2015, Tz. 451). Hier sollten zum einen die Länder und zum anderen die Bundesregierung nachsteuern und den vorhandenen Spielraum besser ausnutzen (Tz. 68 bis 73).

Hinsichtlich der Greening-Vorgabe, „im Umweltinteresse genutzte Flächen“ (sogenannte ökologische Vorrangflächen) auszuweisen, ist anzumerken, dass die wissenschaftlichen Empfehlungen an die ökologische Qualität der Ausgleichsflächen und die tatsächlich anrechenbaren Flächentypen beziehungsweise Maßnahmen weit auseinander klaffen. SCHMIDT et al. (2014) kritisieren zum Beispiel, dass Zwischenfruchtanbau und Untersaat sowie der Leguminosenanbau vergleichsweise wenig wirksam für den Biodiversitätsschutz seien. Genau diese Maßnahmen machten aber im ersten Jahr der Umsetzung des Greenings zusammen 80 % der angemeldeten Flächen aus („Bauern erbringen zusätzliche Umweltleistungen“, Pressemitteilung des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft vom 8. Oktober 2015). Auch wenn die Pflanzenschutzmitteleinträge genauer in den Blick genommen werden, sind diese beiden oder eigentlich drei Typen ökologischer

Vorrangflächen kritisch zu bewerten. Die Greening-Auflagen bei der Maßnahme Leguminosenanbau (12 % der angemeldeten ökologischen Vorrangfläche, s. ebd.) beinhalten kein Verbot des Pflanzenschutzmitteleinsatzes. Die Maßnahmen Zwischenfruchtanbau und Untersaaten (zusammen 68 % der angemeldeten Flächen im Jahr 2015, s. ebd.) sind differenziert zu betrachten. Auf Flächen mit Zwischenfruchtanbau, die als ökologische Vorrangflächen angemeldet werden, ist ab Ernte der Hauptkultur der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln gemäß § 18 Abs. 3 Direktzahlungen-Durchführungsgesetz untersagt. Der nach guter fachlicher Praxis sonst erlaubte und nicht unübliche Einsatz von glyphosathaltigen Herbiziden zur Nacherntebehandlung der Hauptfrucht ist hier also unzulässig. So würde die Maßnahme den integrierten gegenüber dem chemischen Pflanzenschutz stärken (Tz. 397). Allerdings ist der Einsatz nicht ganzjährig untersagt, sondern während der Hauptfrucht weiterhin zulässig. Die Wirksamkeit für den Biodiversitätsschutz dürfte deshalb deutlich eingeschränkt sein. Der agrarökologischen Bewertung von SCHMIDT et al. (2014) zufolge kann die Maßnahme Untersaaten durch die Unkrautunterdrückung die Pflanzenschutzmittelaufwendungen reduzieren. Allerdings ist auch auf diesen Flächen der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln nicht umfassend untersagt. Gemäß § 5 Abs. 1 und 2 AgrarZahlVerpfIV i. V. m. Art. 46 der ELER-Verordnung (EU) Nr. 1307/2013 i. V. m. § 18 Abs. 3 DirektZahlDurchfG i. V. m. § 30 Abs. 2 DirektZahlDurchfV ist der Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel auf allen weiteren Typen ökologischer Vorrangflächen nicht zulässig.

Eine abschließende Beantwortung der Frage, inwieweit das Greening in seiner jetzigen Ausgestaltung zu einer Entlastung der Agrarlandschaften durch Pflanzenschutzmitteleinträge beiträgt, ist noch nicht möglich. Erste Ergebnisse aus Forschungsprojekten sind im Laufe des Jahres 2016 zu erwarten (Johann Heinrich von Thünen-Institut 2016a). Es ist aber davon auszugehen, dass der Effekt schon allein aufgrund des geringen Flächenanteils an der gesamten Agrarfläche eher schwach ist. Hinzu kommt, dass wie beschrieben der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln nicht auf allen Greening-Flächen ganzjährig untersagt ist. LAKNER und HOLST (2015) stellen auf der Basis von Beispielrechnungen für die betriebliche Umsetzung außerdem die Vermutung an, dass viele Betriebe vor allem günstige und wenig wirksame Maßnahmen wählen werden, deren Auflagen sie größtenteils bereits vorher schon erfüllt haben. So bestehen Zweifel daran, dass das Greening in seiner jetzigen Ausgestaltung zu einer substantiellen ökologischen Aufwertung der landwirtschaftlichen Flächen auch im Hinblick auf die Pflanzenschutzmitteleinträge beitragen wird (OPPERMANN 2015; LAKNER und HOLST 2015).

Aus den genannten Gründen ist eine Weiterentwicklung der bestehenden Förderprogramme für Agrarumweltmaßnahmen, insbesondere hinsichtlich der Teilnahmeattraktivität, der Höhe der dafür bereitgestellten Mittel und der ökologischen Qualität der Maßnahmen, notwendig. Im Rahmen des Midterm-Review für das Greening 2017 sollten die natur- und

gewässerschutzfachlichen Anforderungen an die Ökologische Vorrangfläche nachgeschärft und der Flächenumfang ausgeweitet werden.

**475.** Im ökologischen Landbau kommen keine synthetischen Pflanzenschutzmittel zum Einsatz, was vorteilhaft für den Biodiversitätsschutz ist. Somit ist das Ziel aus der Nachhaltigkeitsstrategie, den Flächenanteil der ökologischen Landwirtschaft an der landwirtschaftlichen Gesamtfläche auf 20 % anzuheben, auch für den Schutz der Biodiversität in der Agrarlandschaft vor dem Pflanzenschutzmitteleinsatz wichtig (UBA 2010). Das BMEL (2015f) hat sich vorgenommen, zusammen mit Vertretern der ökologischen Lebensmittelwirtschaft, der Wissenschaft und der Verbände sowie unter Einbeziehung der Länder, bis Ende 2016 eine Zukunftsstrategie für die Entwicklung der ökologischen Landwirtschaft in Deutschland zu erarbeiten. Im neuen Nationalen Rahmenplan (Tz. 474) hat der Bund auch die für die Bundesländer zulässigen Fördersätze für den Ökolandbau deutlich erhöht (BMEL 2015a), woraufhin fast alle Bundesländer auch die Prämien deutlich angehoben haben (BLE und DVS 2015; 2010). Nach Aussage einiger Ökolandbauverbände habe dies 2015 bereits zu einer Steigerung sowohl bei der Anzahl der Mitgliedsbetriebe als auch beim Flächenumfang geführt (Agra-Europe vom 11.02.2016, S. 26 (Länderberichte); „Immer mehr Bauern begreifen Bio als Chance“, Pressemitteilung von Bioland vom 13. Januar 2016). Der SRU begrüßt diese Entwicklung. Eine stärkere Unterstützung des Ökolandbaus steht seit längerem aus. Ob die neuesten Bemühungen ausreichen, um die gesetzten Ziele zur Ausweitung der ökologischen Produktion in Deutschland zu erreichen, ist abzuwarten (Tz. 70).

**476.** In Schutzgebieten sollte der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln nicht zulässig sein. Um auch sensible Ökosysteme und solche, die besonders sensible Arten enthalten, aber keinem besonderen Schutzniveau unterliegen, zu schützen, sollte in diesen entweder ebenfalls auf den Einsatz von Pestiziden verzichtet werden oder dieser mit strengen Auflagen zum Biodiversitätsschutz verbunden werden.

#### **6.6.4 Abgabe auf Pflanzenschutzmittel**

**477.** Eine Abgabe auf Pflanzenschutzmittel kann eine wichtige Funktion im Instrumentenmix zur Reduktion der Umwelt- und Gesundheitsbelastung durch Pflanzenschutzmittelanwendungen einnehmen. Der SRU sieht eine deutliche Verbesserung der Datenlage zur Umweltbelastung durch Pflanzenschutzmittel (Abschn. 6.6.2) sowie den Ausbau der Officialberatung (Tz. 459) als notwendig an. Eine Abgabe kann dafür im Sinne des Verursacherprinzips die Finanzierung sicherstellen. Darüber hinaus kann sie unter Umständen eine flächendeckende Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln anreizen und eine Lenkungswirkung hinsichtlich der Substitution von schädlichen durch weniger schädliche Mittel entfalten. Sie ergänzt somit die notwendigen, räumlich differenzierten Schutzmaßnahmen (Abschn. 6.6.3) und das Zulassungsverfahren (Kap. 6.4). In einigen europäischen Ländern werden Pflanzenschutzmittel schon seit längerem besteuert oder mit einer Abgabe belastet. Die Ausgestaltung ist dabei sehr unterschiedlich. Der SRU (2008, S. 473 ff.) hat sich bereits



in der Vergangenheit für die Einführung einer Abgabe auf Pflanzenschutzmittel ausgesprochen.

### Finanzierungsfunktion und Lenkungswirkung

**478.** Die zielgerichtete Verwendung der finanziellen Mittel, die durch eine Abgabe auf Pflanzenschutzmittel generiert werden, ist von großer Bedeutung für die Belastungsminderung durch die Pflanzenschutzmittelanwendung. Die Mittel können für Monitoring, Beratung und Schutzmaßnahmen sowie für Kompensationsmaßnahmen verwendet werden. In den europäischen Ländern, die bereits Pflanzenschutzmittel besteuern oder mit einer Abgabe versehen, werden Einnahmen in relevanter Höhe generiert. In Dänemark werden beispielsweise aktuell circa 80 Mio. Euro jährlich eingenommen (Skatteministeriet 2015). MÖCKEL et al. (2015) haben ein Abgabenmodell für Deutschland entwickelt. Die Autoren schätzen, dass durch ihren Vorschlag Einnahmen in Höhe von rund 1 Mrd. Euro pro Jahr erzielt werden (ebd., S. 194). In Schweden und Dänemark wurden durch die erzielten Einnahmen unter anderem Angebote für Beratung und Weiterbildung ausgebaut (HOEVENAGEL et al. 1999, S. 28 ff.). Derzeit werden in Dänemark die Einnahmen unter anderem dazu verwendet, Maßnahmen des dänischen Aktionsplans zu finanzieren (The Danish Government 2013).

**479.** Für die Lenkungswirkung einer Abgabe ist die Wahl der Bemessungsgrundlage entscheidend. Sie stellt die Größe dar, auf welche die Abgabe erhoben wird. Diese sollte so stark wie möglich mit dem Schaden durch den Pflanzenschutzmitteleinsatz verbunden sein. Dabei muss berücksichtigt werden, dass Pflanzenschutzmittel heterogen bezüglich Umweltverhalten sowie Human- und Umwelttoxizität sind. Eine Abgabe, die sich ausschließlich am Volumen oder monetären Wert ausrichtet, erfasst dies nicht und weist daher eine geringe ökologische Treffsicherheit auf. Bei einer nach Risiko differenzierten Abgabe kann es sowohl zu einer Reduktion des gesamten Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln als auch zur Substitution von schädlichen durch weniger schädliche Mittel kommen. Darüber hinaus werden bei einem Anstieg der Preise von Pflanzenschutzmitteln Maßnahmen des integrierten Pflanzenschutzes attraktiver. So kann die Abgabe einen Beitrag zur Umsetzung der Vorgaben der Pflanzenschutz-Rahmenrichtlinie leisten (Tz. 397). Darüber hinaus ist zu erwarten, dass die Vermarktung von sogenannten Pflanzenschutzmittel-Packs durch eine Abgabe unattraktiver wird. Hierbei handelt es sich um den gemeinsamen Verkauf mehrerer Mittel. Dadurch erwirbt der Anwender unter Umständen Produkte, für welche er keinen Bedarf hat. Er wird so angereizt, Pflanzenschutzmittel ohne gebotene Indikation und Notwendigkeit auszubringen. Eine Abgabe vergrößert außerdem das Bewusstsein für die Umweltwirkungen von Pflanzenschutzmitteln, insbesondere wenn die Abgabenhöhe für den Anwender deutlich beim Kauf ersichtlich ist.

## Ausgestaltung der Bemessungsgrundlage

**480.** In Schweden wird eine einfach ausgestaltete Steuer auf Pflanzenschutzmittel erhoben, wobei die Menge an Wirkstoff als Bemessungsgrundlage dient (HOGG et al. 2015, S. 61). In Frankreich wird ebenfalls eine Abgabe auf Pflanzenschutzmittel erhoben, die Ausgestaltung ähnelt dabei dem schwedischen Modell. Die Abgabenhöhe pro Menge an Wirkstoff ist jedoch zusätzlich nach Risiko für Mensch und Umwelt in drei Kategorien unterteilt (MÖCKEL et al. 2015, S. 89 ff.). Norwegen führte 1988 eine Steuer auf Pflanzenschutzmittel ein. Seit 1999 werden Pflanzenschutzmittel in Abhängigkeit vom Risiko für Mensch und Umwelt in Kategorien eingeteilt und unterschiedlich besteuert (SPIKKERUD 2006, S. 281 f.). Dänemark führte ebenfalls in den 1990er-Jahren eine Abgabe auf Pflanzenschutzmittel ein, die seit 2013 nach Risiko differenziert wird. Das dänische Modell ist deutlich detaillierter und komplexer als die Ausgestaltung in anderen Ländern. Für jedes Pflanzenschutzmittel wird ein Belastungsindex berechnet. Dieser setzt sich aus Indikatoren für die Wirkung auf die menschliche Gesundheit, Umwelteffekte sowie Verhalten in der Umwelt zusammen. Die Einstufung basiert auf bestehenden Daten und Bewertungssystemen und knüpft an das europäische Zulassungsverfahren an. Der daraus resultierende, risikobezogene Betrag wird zu einem von der Standarddosis abhängigen Grundbetrag addiert (Danish Environmental Protection Agency 2013, S. 2 ff.). Dies hatte zur Folge, dass sich die Preise der Pflanzenschutzmittel unterschiedlich stark erhöhten. So sind beispielsweise bei Herbiziden Steigerungen bis 120 % im Vergleich zum Preis unter dem vorherigen Steuermodell möglich, aber auch Senkungen um bis zu 20 % (KUDSK und ORUM 2013, S. 4).

**481.** MÖCKEL et al. (2015) haben in Anlehnung an das norwegische und dänische Modell ein risikobezogenes Abgabensystem für Deutschland entwickelt. Die Abgabenhöhe setzt sich aus einem Grundbetrag für die in der Zulassung festgelegte Aufwandmenge und einem variablen Abgabensatz zusammen. Diesen leiten die Autoren aus dem humantoxikologischen Risikopotenzial der Pflanzenschutzmittel ab. Darüber hinaus gibt es für Pflanzenschutzmittel in Haus- und Kleingärten sowie für Substitutionskandidaten (Tz. 408) zusätzliche Faktoren (ebd., S. 100 ff.). Eine risikobezogene Differenzierung kommt nach Darstellung der Autoren dadurch zustande, dass das Abgabenmodell unterschiedliche Aufwandmengen berücksichtigt, humantoxikologisches Risikopotenzial einbezieht und Substitutionskandidaten höher belastet. Im Vergleich zum dänischen Modell ist der Vorschlag von MÖCKEL et al. (ebd.) bezüglich der Umweltwirkung der Pflanzenschutzmittel deutlich weniger ausdifferenziert. Im Hinblick auf die rechtliche Ausgestaltung favorisieren MÖCKEL et al. (ebd., S. 196 ff. und 262 ff.) eine Steuer, sehen aber auch eine nichtsteuerliche Lenkungs- oder Finanzierungssonderabgabe als zulässig an. Im vorliegenden Gutachten werden die genannten Optionen nicht bewertet, es ist jedoch zu betonen, dass für die Vorschläge des SRU eine Zweckbindung der Mittel gewährleistet sein muss.

## Forschungsergebnisse zur Lenkungswirkung

**482.** In Untersuchungen wird versucht, den Einfluss der Abgabe auf die Pflanzenschutzmittelanwendung empirisch zu ermitteln. ANDERSEN et al. (2001, S. 71 ff.) werten ältere Ex-post-Studien zu Abgaben auf Pflanzenschutzmittel in Schweden und Dänemark aus. Sie folgern, dass der Effekt der Abgaben gering war, was sie primär auf die bis dahin meist geringe Abgabenhöhe und den kurzen Untersuchungszeitraum zurückführen (ebd., S. 88 f.). In Dänemark ist der Behandlungsindex unter dem Steuersatz von 1996 nicht zurückgegangen und auch der Steuersatz von 1998, der eine Besteuerung von Pflanzenschutzmitteln von 33 % bis 54 % des Verkaufspreises vorsah, führte nicht zur gewünschten Reduktion (PEDERSEN et al. 2011, S. 9 ff.). Auch aktuelle Untersuchungen lassen keinen eindeutigen Effekt erkennen (PEDERSEN et al. 2015, S. 77 ff.). Darauf wurde mit einer Reform der Besteuerung im Jahr 2013 reagiert (Tz. 480). In Frankreich konnte hingegen beobachtet werden, dass es nach der Einführung der Steuer zu einer Reduktion des Absatzes von Pflanzenschutzmitteln gekommen ist (Eurostat 2015). Für Norwegen gibt es Hinweise, dass die Differenzierung der Steuer nach Risiko zu einer Substitution von Pflanzenschutzmitteln mit hohem Risiko durch Mittel mit niedrigerem Risiko führte (SPIKKERUD 2006, S. 287 f.; STRØM PRESTVIK et al. 2013, S. 39 ff.).

Die Lenkungswirkung einer Abgabe hängt stark von der Preiselastizität der Pflanzenschutzmittelnachfrage und der Höhe des Abgabensatzes ab. SKEVAS et al. (2013, S. 99) haben Ergebnisse aus drei Metaanalysen zur Preiselastizität der Pflanzenschutzmittelnachfrage in Europa und den USA zusammengestellt. Die Autoren fanden Ergebnisse von  $-0,02$  bis  $-1,1$ . Bei einem Preisanstieg von 100 % würde die Nachfrage demnach um 2 % bis 110 % zurückgehen. Eine Abgabe setzt dynamische Anreize für Innovationen und technischen Fortschritt, wodurch die Preiselastizität langfristig steigt. Die Preiselastizität der Pflanzenschutzmittelnachfrage wird jedoch nicht nur durch die Kosten von alternativen Maßnahmen und möglichen Ertragseinbußen determiniert. Die Entscheidung über den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ist von weiteren Faktoren wie der Einstellungen zu Risiko, Zielen neben der Gewinnmaximierung oder den vorhandenen Informationen abhängig (WATERFIELD und ZILBERMAN 2012). Ein Hindernis kann beispielsweise mangelndes Wissen hinsichtlich alternativer Maßnahmen sein (FALCONER und HODGE 2000, S. 180). Darüber hinaus verhalten sich landwirtschaftliche Akteure nicht immer gewinnmaximierend und sprechen so unterschiedlich gut auf ökonomische Instrumente an, wie beispielsweise eine Untersuchung in Dänemark dokumentiert (PEDERSEN et al. 2012).

**483.** Die Ergebnisse der Länderbeispiele und die ermittelten Elastizitäten deuten darauf hin, dass nur eine entsprechend hohe Abgabe eine Lenkungswirkung entfalten kann. Die empirischen Untersuchungen in den skandinavischen Ländern und Frankreich weisen keinen eindeutigen Effekt der Abgabe hinsichtlich der Lenkungswirkung nach. Es ist jedoch grundsätzlich schwierig, die isolierte Wirkung einer Abgabe zu ermitteln, da sie meist

zusammen mit anderen Instrumenten eingesetzt wird. Darüber hinaus wird die Nachfrage nach Pflanzenschutzmitteln von zahlreichen Faktoren, wie zum Beispiel Witterung oder Preisentwicklungen auf dem Agrarrohstoffmarkt, beeinflusst und senkende Effekte einer Abgabe können überkompensiert werden.

### Empfehlungen

**484.** Der SRU empfiehlt die Einführung einer Abgabe auf Pflanzenschutzmittel. Die Abgabe sollte in den NAP eingebunden und dort mit einer klaren Zieldefinition verbunden sein. Eine wichtige Funktion der Abgabe ist die Generierung von finanziellen Mitteln. Die erzielten Einnahmen sollten für Beratung, Monitoring, Forschungsförderung und Ausgleichszahlungen für Härtefälle eingesetzt werden (Empfehlungen des SRU zur Erfassung der Anwendungsdaten und zum Monitoring, Abschn. 6.6.2). Darüber hinaus sollte die Abgabe möglichst eine Lenkungswirkung entfalten. Dafür ist die Wahl der Bemessungsgrundlage von großer Bedeutung. Die Abgabe muss nach dem Risiko der einzelnen Mittel differenziert sein. Interessante Ansätze sind die differenzierte Herleitung der Bemessungsgrundlage in Dänemark und Norwegen sowie der Vorschlag von MÖCKEL et al. (2015). Eine derartige Abgabe kann grundsätzlich zur Substitution von schädlichen durch weniger schädliche Mittel führen, aber auch den gesamten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln reduzieren. Sie kann somit sowohl über die Lenkungswirkung als auch durch die Finanzierung von Beratung und Forschung einen vermehrten integrierten Pflanzenschutz fördern. Erfahrungen aus dem Ausland und Forschungsergebnisse zeigen jedoch, dass die Lenkungswirkung einer Abgabe auf Pflanzenschutzmittel mit Unsicherheiten verbunden ist. Es wäre daher sinnvoll, die Abgabe in Deutschland schrittweise einzuführen, um Erfahrungen über ihre Lenkungswirkung und die notwendige zielführende Ausgestaltung zu sammeln.

### 6.6.5 Verbesserung der Datenlage bei Bioziden

**485.** Belastbare Daten zum Eintrag, zum Verbleib und zur Wirkung in der Umwelt sind notwendig, um den Bewertungs- und Zulassungsbehörden Informationen über die Wirkung ihrer Risikomanagementmaßnahmen zu geben. Die entsprechende Datengrundlage ist aber bei Bioziden im Vergleich zu Pflanzenschutzmitteln erheblich schlechter. Das liegt einerseits daran, dass es schwierig ist, für die sehr heterogene Anwendung von Biozidprodukten (Tz. 401) entsprechende Anwendungsdaten zu erfassen. Es muss daher zuerst ermittelt werden, welche Biozidprodukte prioritär zu einer schädlichen Umweltwirkung beitragen (RÜDEL et al. 2015b). Zum anderen gibt es bei den Bioziden im Unterschied zu den Pflanzenschutzmitteln keine Verpflichtungen zur Erhebung von Verkaufs- oder Anwendungsdaten. Analog zu den Pflanzenschutzmitteln wäre es daher sinnvoll, Biozidprodukte in die Pflanzenschutzmittel-Statistikverordnung aufzunehmen (UBA 2014a). Leider hat die Europäische Kommission (2015) eine solche Erweiterung im Mai 2015 abgelehnt. Angesichts der Anwendungsmengen und der vielfältigen möglichen Eintragspfade

von Biozidprodukten (Tz. 404) sollte die Bundesregierung prüfen, inwieweit national zumindest die Verkaufsdaten für bestimmte prioritäre Biozidprodukte erhoben werden können. Langfristig sollte ähnlich wie für Pflanzenschutzmittel eine Anwendungsdatenbank aufgebaut werden (Abschn. 6.6.2), die sämtliche für die Belastung der Biodiversität relevanten Anwendungen von Biozidprodukten und ihren Wirkstoffen erfasst. In Verbindung mit den Anwendungsdaten zu Pflanzenschutzmitteln wäre dies ein wichtiger Schritt für eine integrierte Betrachtung der Umweltbelastung durch Pestizide.

**486.** Auch bei den Monitoringdaten gibt es erhebliche Lücken. Nach einer Auswertung eines Netzwerks von Referenzlaboratorien und Forschungsinstituten (NORMAN Netzwerk) werden mehr als 60 % der in Europa eingesetzten Biozide nur ungenügend in der Umwelt gemonitort (DULIO 2015). Eine Untersuchung in Deutschland ergab, dass die wenigen bioziden Wirkstoffe, die in Monitoringprogrammen aufgelistet sind, überwiegend auch Pflanzenschutzmittelwirkstoffe sind (RÜDEL und KNOPF 2012). Um Biozide zum Beispiel in die Routinemonitoringprogramme für Oberflächengewässer (Tz. 423 f.) aufzunehmen, benötigen die Länder Hinweise zur Relevanz der bioziden Stoffe. Es wäre daher sinnvoll, anhand von Verwendungsmustern und Eintragspfaden und mithilfe von gezielten Einzelmessungen diejenigen Biozide herauszufiltern, für die aus Umweltsicht ein umfassenderes Monitoring notwendig ist. Das UBA hat hierzu ein Konzept erarbeitet, das auf einer gestuften Herangehensweise beruht und eine Beschränkung auf diejenigen Biozide vorsieht, die aufgrund ihrer Eintragsmengen und -pfade relevant sind (RÜDEL et al. 2015b; UBA 2014a). Der SRU unterstützt dieses Vorgehen, denn es werden dringend bessere Monitoringdaten zu Bioziden benötigt, um die Umweltbelastungen durch Biozide besser einschätzen zu können.

## **6.7            Fazit**

**487.** Der derzeitige Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft ist ein wichtiger Faktor für den weiterhin anhaltenden Rückgang der Biodiversität in der Agrarlandschaft. Außerdem trägt er zur Belastung der Oberflächen- und Grundwasserkörper bei. Aussagen zu Auswirkungen von Biozideinträgen sind aufgrund der schlechten Datenlage bisher kaum möglich.

Zwar werden Pestizide in der Zulassung bereits einer umfangreichen Umweltrisikobewertung unterzogen, diese weist aber Defizite auf und stößt darüber hinaus auch an ihre Grenzen. Somit müssen neben der stetigen Weiterentwicklung des Zulassungsverfahrens auch weitere Maßnahmen ergriffen werden, um den Schutz der Biodiversität zu verbessern. Voraussetzung für ein effizientes Management der mit der Anwendung von Pestiziden verbundenen Risiken ist eine bessere Informationsgrundlage zu den räumlich differenzierten Anwendungsmengen und den daraus modellierten Einträgen in die Umwelt, ein adäquates Umweltmonitoring und das Vorhandensein von Indikatoren, die Aussagen zur Wirkung von Pestiziden in der Umwelt zulassen. Hier besteht aus Sicht des SRU unbedingt Nachbesserungsbedarf. Dabei muss

insbesondere für die Biozide eine bessere Grundlage zur Erfassung der Umweltbelastung geschaffen werden.

Um beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft einen besseren Schutz der Biodiversität zu gewährleisten, müssen Refugien (z. B. Blühstreifen) und Pufferzonen (z. B. Gewässerrandstreifen) geschaffen werden, die frei von jeglichem Pflanzenschutzmitteleinsatz sind. Entsprechende Ausgleichsflächen können über Agrarumweltmaßnahmen und über das Greening geschaffen werden. Dafür ist es aber erforderlich, sowohl die Agrarumweltprogramme als auch das Greening weiter zu entwickeln und mit ausreichend finanziellen Mitteln auszustatten. Es sollte darüber hinaus dringend geprüft werden, ob die Landwirte über Anwendungsaufgaben im Rahmen der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln verpflichtet werden können, solche Flächen bereitzustellen. Weitere wichtige Maßnahmen zur Minderung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in die Ökosysteme sind die Ausweitung des ökologischen Landbaus, ein gutes Beratungsangebot insbesondere zum integrierten Pflanzenschutz und eine adäquate Kontrolle der Pflanzenschutzmittelanwendung. Eine risikodifferenzierte Abgabe auf Pestizide kann dazu beitragen, finanzielle Mittel für Monitoring, Beratung und Maßnahmen zum Biodiversitätsschutz zu generieren. Darüber hinaus hat eine Abgabe das Potenzial, risikoreiche Mittel zurückzudrängen und den Stoffeinsatz insgesamt zu mindern.

## 6.8 Literatur

Agra-Europe (11.02.2016): Naturland meldet 276 neue Betriebe, S. 26 (Länderberichte).

Andersen, M. S., Dengsoe, N., Pedersen, A. B. (2001): An Evaluation of the Impact of Green Taxes in the Nordic Countries. København: Nordic Council of Ministers. TemaNord 2001:566.

Arena, M., Sgolastra, F. (2014): A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. *Ecotoxicology* 23 (3), S. 324–334.

Baker, N. J., Bancroft, B. A., Garcia, T. S. (2013): A meta-analysis of the effects of pesticides and fertilizers on survival and growth of amphibians. *Science of the Total Environment* 449, S. 150–156.

Balzer, F., Schulz, D. (2015): Umweltbelastende Stoffeinträge aus der Landwirtschaft. Möglichkeiten und Maßnahmen zu ihrer Minderung in der konventionellen Landwirtschaft und im ökologischen Landbau. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. [http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/umweltbelastende\\_stoffeintraege\\_aus\\_der\\_landwirtschaft\\_1.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/umweltbelastende_stoffeintraege_aus_der_landwirtschaft_1.pdf) (21.07.2015).

Barth, N., Brandtner, W., Cordsen, E., Dann, T., Emmerich, K.-H., Feldhaus, D., Kleefisch, B., Schilling, B., Utermann, J. (2000): Boden-Dauerbeobachtung. Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. In: Bachmann, G., König, W., Utermann, J. (Hrsg.): Bodenschutz. Bd. 3. Losebl.-Ausg., 32. Erg.-Lfg., XI/00. Berlin: Erich Schmidt, Kap. 9152.

Baumann, A. (2015): Die Agrarumweltprogramme 2015–2020 und ihre absehbare Eignung zum Stopp des Artenschwunds am Beispiel Baden-Württembergs. *Natur und Landschaft* 90 (6), S. 278–282.

Beketov, M., Liess, M. (2008): Acute and delayed effects of the neonicotinoid insecticide thiacloprid on seven freshwater arthropods. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27 (2), S. 461–470.

Berger, G., Graef, F., Pfeffer, H. (2013): Glyphosate applications on arable fields considerably coincide with migrating amphibians. *Scientific Reports* 2013 (3), Art. 2622. <http://www.nature.com/articles/srep02622> (29.10.2015).

Berghahn, R., Mohr, S., Hübner, V., Schmiediche, R., Schmiedling, I., Svetich-Will, E., Schmidt, R. (2012): Effects of repeated insecticide pulses on macroinvertebrate drift in indoor stream mesocosms. *Aquatic Toxicology* 122–123, S. 56–66.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2016): Erfassungsanleitung für den HNV-Farmland-Indikator. Version 7, Stand: 2016. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.

BfN (2011a): Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“. Bonn: BfN. [https://www.bfn.de/0315\\_vogelindikator.html](https://www.bfn.de/0315_vogelindikator.html) (20.01.2016).

BfN (Hrsg.) (2011b): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Bd 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Bonn-Bad Godesberg: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70,3.

BfN (Hrsg.) (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Bd 1: Wirbeltiere. Bonn-Bad Godesberg: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70,1.

Blacquiere, T., Smaghe, G., Gestel, C. A. van, Mommaerts, V. (2012): Neonicotinoids in bees: a review on concentrations, side-effects and risk assessment. *Ecotoxicology* 21 (4), S. 973–92.

BLE (Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung), DVS (Deutsche Vernetzungsstelle Ländliche Räume) (2015): ELER in Deutschland. Übersicht über die in den Programmen der Länder angebotenen Maßnahmen (Stand der Programme: Erstgenehmigungen Dez. 2014 – Mai 2015). Bonn: BLE, DVS.

BLE, DVS (2010): ELER in Deutschland. Übersicht über die in den Programmen der Länder angebotenen Maßnahmen. Bonn: BLE, DVS.

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2016): Indikatoren und Deutscher Pflanzenschutzindex – Behandlungsindex (BI). Berlin: BMEL. <https://www.nap-pflanzenschutz.de/indikatoren-forschung/indikatoren-und-deutscher-pflanzenschutzindex/deutscher-pflanzenschutzindex-2015/behandlungsindex/> (08.01.2016).

BMEL (2015a): Die Förderung des ökologischen Landbaus. Berlin: BMEL. [https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Nachhaltige-Landnutzung/Oekolandbau/\\_Texte/D-Foerderung.html](https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Nachhaltige-Landnutzung/Oekolandbau/_Texte/D-Foerderung.html) (21.01.2016).

BMEL (2015b): Indikatoren und Deutscher Pflanzenschutzindex. Berlin, Bonn: BMEL. <https://www.nap-pflanzenschutz.de/index.php?id=860&L=0> (20.01.2016).

BMEL (2015c): Ökologischer Landbau in Deutschland. Bonn: BMEL.

BMEL (2015d): Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ für den Zeitraum 2015 – 2018. Sonderrahmenplan: Maßnahmen des Küstenschutzes in Folge des Klimawandels (2009 – 2025). Bonn: BMEL.

BMEL (2015e): Sitzung des Forums Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) 3. und 4. Dezember 2014, im Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Bonn. Bonn: BMEL.

BMEL (2015f): Eine Zukunftsstrategie für den ökologischen Landbau. Berlin: BMEL. [https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Nachhaltige-Landnutzung/Oekolandbau/\\_Texte/ZukunftsstrategieOekologischerLandbau.html](https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Nachhaltige-Landnutzung/Oekolandbau/_Texte/ZukunftsstrategieOekologischerLandbau.html) (16.11.2015).

BMEL (2013): Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Berlin: BMEL.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.

BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit) (2015a): Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin: BMUB. [http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Download\\_PDF/Naturschutz/indikatorenbericht\\_2014\\_biolog\\_vielfalt\\_bf.pdf](http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/indikatorenbericht_2014_biolog_vielfalt_bf.pdf) (10.06.2015).

BMUB (2015b): Naturschutz-Offensive 2020. Für biologische Vielfalt! Berlin: BMUB.

BMUB, UBA (Umweltbundesamt) (2013): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2: Gewässergüte. Bonn: BMUB. [http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/wasserwirtschaft\\_in\\_deutschland\\_teil\\_2\\_gewaesserguete.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/wasserwirtschaft_in_deutschland_teil_2_gewaesserguete.pdf) (02.07.2014).



Boatman, N. D., Brickle, N. W., Hart, J. D., Milsom, T. P., Morris, A. J., Murray, A. W. A., Murray, K. A., Robertson, P. A. (2004): Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis* 146 (Suppl. 2), S. 131–143.

Bright, J. A., Morris, A. J., Winspear, R. (2008): A review of Indirect Effects of Pesticides on Birds and mitigating land-management practices. Bedfordshire: Royal Society for the Protection of Birds. RSPB Research Report 28. [http://www.rspb.org.uk/Images/bright\\_morris\\_winspear\\_tcm9-192457.pdf](http://www.rspb.org.uk/Images/bright_morris_winspear_tcm9-192457.pdf) (30.10.2015).

Brühl, C. A., Alscher, A., Hahn, M., Berger, G., Bethwell, C., Graef, F., Schmidt, T., Weber, B. (2015): Protection of Biodiversity in the Risk Assessment and Risk Management of Pesticides (Plant Protection Products & Biocides) with a Focus on Arthropods, Soil Organisms and Amphibians. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 76/2015.

Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Pflanzenschutz und Biodiversität“, JKI (Julius Kühn Institut – Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen) (2015): Bericht über die bereits vorliegenden Erkenntnisse wissenschaftlicher Expertisen über mögliche direkte und indirekte Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Quedlinburg, Braunschweig: Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Pflanzenschutz und Biodiversität“, JKI.

BUND Brandenburg (o. J.): Auswertung der Proben aus Feldsöllen in der Uckermark, Barnim, Landkreis Oderspree 2013 und 2012. Potsdam: BUND Brandenburg.

Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.

Bundesregierung, Freie Hansestadt Bremen, Freie und Hansestadt Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Schleswig-Holstein (2015): Entwurf des MSRL-Maßnahmenprogramms zum Meeresschutz der deutschen Nord- und Ostsee – Bericht gemäß § 45h Absatz 1 des Wasserhaushaltsgesetzes. Stand: 31.03.2015. Berlin: Bundesregierung. [http://www.meeresschutz.info/oeb-anhoerung.html?file=tl\\_files/meeresschutz/beteiligung/art13-massnahmen/ENTWURF\\_Massnahmenprogramm.pdf](http://www.meeresschutz.info/oeb-anhoerung.html?file=tl_files/meeresschutz/beteiligung/art13-massnahmen/ENTWURF_Massnahmenprogramm.pdf) (10.06.2015).

Bunzel, K., Liess, M., Kattwinkel, M. (2014): Landscape parameters driving aquatic pesticide exposure and effects. *Environmental Pollution* 186, S. 90–97.

Bürger, J., Mol, F. de, Gerowitt, B. (2008): The „necessary extent“ of pesticide use – Thoughts about a key term in German pesticide policy. *Crop Protection* 27 (3–5), S. 343–351.

BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) (2015a): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2014. Braunschweig: BVL.

BVL (2015b): Jahresbericht Pflanzenschutz-Kontrollprogramm 2013. Berlin: BVL. BVL-Reporte 9.1.

BVL (2015c): Widerrufene und ruhende Zulassungen (letzte Änderung: 28. September 2015). Braunschweig: BVL. [http://www.bvl.bund.de/DE/04\\_Pflanzenschutzmittel/01\\_Aufgaben/02\\_ZulassungPSM/01\\_ZugelPSM/03\\_Widerrufe/psm\\_ZugelPSM\\_widerrufe\\_node.html#doc1406016bodyText2](http://www.bvl.bund.de/DE/04_Pflanzenschutzmittel/01_Aufgaben/02_ZulassungPSM/01_ZugelPSM/03_Widerrufe/psm_ZugelPSM_widerrufe_node.html#doc1406016bodyText2) (30.10.2015).

BVL (2014a): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2013. Braunschweig: BVL.

BVL (2014b): Handbuch Pflanzenschutz-Kontrollprogramm. Bund-Länder-Programm zur Überwachung des Inverkehrbringens und der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln nach dem Pflanzenschutzgesetz. Stand: April 2014. Braunschweig: BVL, AG PMK. [http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04\\_Pflanzenschutzmittel/08\\_psm\\_kontrollprg/psm\\_KontrolleUeberwachung\\_pskp\\_handbuch.pdf;jsessionid=FFCB68382A9E59D186F624EF6D180643.2\\_cid322?\\_\\_blob=publicationFile&v=5](http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/08_psm_kontrollprg/psm_KontrolleUeberwachung_pskp_handbuch.pdf;jsessionid=FFCB68382A9E59D186F624EF6D180643.2_cid322?__blob=publicationFile&v=5) (30.10.2015).

BVL (2013): Fachbeirat Naturhaushalt. Protokoll der 31. Sitzung am 26. und 27. Februar 2013 im BVL Braunschweig. Braunschweig: BVL.

BVL, IfA (Institut für Agrarökologie) (2012a): Modul 2: Gesetzliche Grundlagen. Ludwigshafen: IfA, BVL. Folienserie Pflanzenschutz und Naturhaushalt. Was man darüber wissen sollte! [http://www.folienserie.agroscience.de/index.php?option=com\\_content&view=category&layout=blog&id=47&Itemid=137&lang=de](http://www.folienserie.agroscience.de/index.php?option=com_content&view=category&layout=blog&id=47&Itemid=137&lang=de) (21.01.2016).

BVL, IfA (2012b): Modul 3: Verbleib von Pflanzenschutzmitteln in der Umwelt. Stand: Mai 2012. Ludwigshafen: BVL, IfA. Folienserie Pflanzenschutz und Naturhaushalt. Was man darüber wissen sollte! <http://www.folienserie.agroscience.de/> (18.11.2015).

BVL, IfA (2012c): Modul 5: Begleittext. Risikobewertung und -management im Naturhaushalt. Ludwigshafen: BVL, IfA. Folienserie Pflanzenschutz und Naturhaushalt. Was man darüber wissen sollte! <http://www.folienserie.agroscience.de/> (30.10.2015).

BVL, IfA (2012d): Modul 9: Nach der Zulassung eines Pflanzenschutzmittels. Ludwigshafen: IfA, BVL. Folienserie Pflanzenschutz und Naturhaushalt. Was man darüber wissen sollte! [http://www.folienserie.agroscience.de/index.php?option=com\\_content&view=article&id=175&catid=47&Itemid=137&limitstart=2&lang=de](http://www.folienserie.agroscience.de/index.php?option=com_content&view=article&id=175&catid=47&Itemid=137&limitstart=2&lang=de) (21.01.2016).

Campbell, L. H., Avery, M. I., Donald, P., Evans, A. D., Green, R. E., Wilson, J. D. (1997): A review of the indirect effects of pesticides on birds. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee. JNCC Report 227.

Carr, J. A., Gentles, A., Smith, E. E., Goleman, W. L., Urquidi, L. J., Thuett, K., Kendall, R. J., Giesy, J. P., Gross, T. S., Solomon, K. R., Kraak, G. van der (2003): Response of larval *Xenopus laevis* to atrazine: Assessment of growth, metamorphosis, and gonadal and laryngeal morphology. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22 (2), S. 396–405.

Danish Environmental Protection Agency (2013): Background and content of the new pesticide tax. Notat. København: The Danish Environmental Protection Agency. [http://eng.mst.dk/media/mst/69753/Background%20doc\\_The%20pesticide%20tax.pdf](http://eng.mst.dk/media/mst/69753/Background%20doc_The%20pesticide%20tax.pdf) (27.10.2015).

The Danish Government (2013): Protect water, nature and human health – Pesticides strategy 2013–2015. Kopenhagen: The Danish Government. [http://c-ipm.org/fileadmin/c-ipm.org/Danish\\_NAP\\_\\_in\\_EN\\_.pdf](http://c-ipm.org/fileadmin/c-ipm.org/Danish_NAP__in_EN_.pdf) (13.01.2016).

Decourtye, A., Devillers, J. (2010): Ecotoxicity of Neonicotinoid Insecticides to Bees. In: Thany, S. H. (Hrsg.): *Insect Nicotinic Acetylcholine Receptors*. New York, NY: Springer. *Advances in Experimental Medicine and Biology* 683, S. 85–95.

Deutscher Bundestag (2011): Unterrichtung durch die Bundesregierung. Vierter Bericht über die Substitution risikoreicher durch risikoärmere Biozid-Wirkstoffe und Biozid-Produkte, über den aktuellen Sachstand zur Umsetzung der Biozid-Richtlinie und des Überprüfungsprogrammes der Altwirkstoffe sowie der aktuellen Entwicklungen auf EU-Ebene. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/6903.

Dröschmeister, R. (2001): Bundesweites Naturschutzmonitoring in der Normallandschaft mit der Ökologischen Flächenstichprobe. *Natur und Landschaft* 76 (2), S. 58–69.

Dulio, V. (2015): The NORMAN network. Special view on biocides as emerging substances. Vortrag, Workshop: Environmental monitoring of biocides in Europe – compartment-specific strategies, 25.–26.06.2015, Dessau-Roßlau.

EASAC (European Academies Science Advisory Council) (2015): Ecosystem services, agriculture and neonicotinoids. Halle, Brussels: EASAC. EASAC policy report 26.

ECHA (European Chemicals Agency) (2015): Guidance on the Biocidal Products Regulation. Volume IV: Environment, Part B: Risk Assessment (active substances). Version 1.0. Helsinki: ECHA.

[http://echa.europa.eu/documents/10162/15623299/bpr\\_guidance\\_ra\\_vol\\_iv\\_part\\_b\\_en.pdf](http://echa.europa.eu/documents/10162/15623299/bpr_guidance_ra_vol_iv_part_b_en.pdf) (12.02.2016).

EEA (European Environment Agency) (2013): The European Grassland Butterfly Indicator: 1990-2011. Luxembourg: Publications Office of the European Union. EEA Technical Report 11/2013.

EFSA (European Food Safety Authority) (2015a): Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance glyphosate *The EFSA Journal* 13 (11), 4302.

EFSA (2015b): Pestizide. Parma: EFSA. <http://www.efsa.europa.eu/de/topics/topic/pesticides> (20.01.2016).

EFSA (2013): Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (PPR). Scientific Opinion. *The EFSA Journal* 11 (7), 3290.

El Hassani, A. K., Dacher, M., Gary, V., Lambin, M., Gauthier, M., Armengaud, C. (2008): Effects of sublethal doses of acetamiprid and thiamethoxam on the behavior of the honeybee (*Apis mellifera*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 54 (4), S. 653–661.

Enzian, S., Gutsche, V. (2004): GIS-gestützte Berechnung der Ausstattung von Agrarräumen mit naturnahen terrestrischen Biotopen auf der Basis der Gemeinden. 2. Ausgabe des Verzeichnisses der regionalisierten Kleinstrukturen. Kleinmachnow: Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz.

[http://www.jki.bund.de/fileadmin/dam\\_uploads/\\_SF/kleinstrukturen/Beschreibung%20der%20Methode%20zur%20Ermittlung%20der%20Kleinstrukturen.pdf](http://www.jki.bund.de/fileadmin/dam_uploads/_SF/kleinstrukturen/Beschreibung%20der%20Methode%20zur%20Ermittlung%20der%20Kleinstrukturen.pdf) (30.10.2015).

Europäische Kommission – Generaldirektion Landwirtschaft und ländliche Entwicklung (2015): Stützungsregelungen. Das Integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS). Brüssel: Europäische Kommission. [http://ec.europa.eu/agriculture/direct-support/iacs/index\\_de.htm](http://ec.europa.eu/agriculture/direct-support/iacs/index_de.htm) (20.01.2016).

Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt (2009): Assessment of different options to address risks from the use phase of biocides. Final report. Brüssel: Europäische Kommission, Generaldirektion Umwelt.

Europäische Kommission (2015): Note for discussion with Competent Authorities for Biocidal Products. Subject: Draft Commission report on the sustainable use of biocides. Brüssel: Europäische Kommission. [http://www.biozid.info/uploads/media/EU-Commission\\_Draft\\_COM\\_report\\_Sustainable\\_use\\_of\\_biocides.pdf](http://www.biozid.info/uploads/media/EU-Commission_Draft_COM_report_Sustainable_use_of_biocides.pdf) (21.01.2016).

Europäische Kommission (2011): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. KOM(2011) 244 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Eurostat (2015): Absatz von Pflanzenschutzmitteln. Luxemburg: Eurostat. [http://ec.europa.eu/eurostat/de/home?p\\_auth=otlO1IZ8&p\\_p\\_id=estatsearchportlet\\_WAR\\_estatsearchportlet&p\\_p\\_lifecycle=1&p\\_p\\_state=maximized&p\\_p\\_mode=view&estatsearchportlet\\_WAR\\_estatsearchportlet\\_action=search&text=aei\\_fm\\_salpest](http://ec.europa.eu/eurostat/de/home?p_auth=otlO1IZ8&p_p_id=estatsearchportlet_WAR_estatsearchportlet&p_p_lifecycle=1&p_p_state=maximized&p_p_mode=view&estatsearchportlet_WAR_estatsearchportlet_action=search&text=aei_fm_salpest) (13.01.2016).

Falconer, K., Hodge, I. (2000): Using economic incentives for pesticide usage reductions: responsiveness to input taxation and agricultural systems. *Agricultural Systems* 63 (3), S. 175–194.

Feltham, H., Park, K., Goulson, D. (2014): Field realistic doses of pesticide imidacloprid reduce bumblebee pollen foraging efficiency. *Ecotoxicology* 23 (3), S. 317–323.

Forster, R. (2009): Bee poisoning caused by insecticidal seed treatment of maize in Germany in 2008. *Julius-Kühn-Archiv* 423, S. 126–131.

Forum Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (2015): Empfehlung des Forums Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP). *Offizialberatung zum integrierten Pflanzenschutz*. Berlin: Forums Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) des BMEL. [https://www.nap-pflanzenschutz.de/fileadmin/user\\_upload/\\_imported/fileadmin/SITE\\_MASTER/content/Dokumente/Grundlagen/Forum/2014/Anlage-04\\_Forum\\_NAP\\_141203\\_-\\_Empfehlung\\_Beratung\\_abgestimmt.pdf](https://www.nap-pflanzenschutz.de/fileadmin/user_upload/_imported/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Grundlagen/Forum/2014/Anlage-04_Forum_NAP_141203_-_Empfehlung_Beratung_abgestimmt.pdf) (21.01.2016).

Freier, B., Sellmann, J., Strassemeyer, J., Schwarz, J., Klocke, B., Kehlenbeck, H., Zornbach, W. (2015): Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz. Jahresbericht 2013. Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2013. Kleinmachnow: Julius Kühn-Institut. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut 178.

Fryday, S., Thompson, H. (2012): Toxicity of pesticides to aquatic and terrestrial life stages of amphibians and occurrence, habitat use and exposure of amphibians species in agricultural environments. Parma: European Food Safety Authority. EFSA-Q-2011-00790.

Geest, B. van der (2012): Bee poisoning incidents in the Pomurje region of Eastern Slovenia in 2011. *Julius-Kühn-Archiv* 437, S. 124.

Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschamtker, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Onate, J. J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P. W., Inchausti, P. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11 (2), S. 97–105.

Geisbauer, C., Hampicke, U. (2012): Ökonomie schutzwürdiger Ackerflächen. Was kostet der Schutz von Ackerwildkräutern? Greifswald: DUENE e.V., Universität Greifswald.

Gill, R. J., Ramos-Rodriguez, O., Raine, N. E. (2012): Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature* 491 (7422), S. 105–108.

Godfray, H. C. J., Blacquière, T., Field, L. M., Hails, R. S., Petrokofsky, G., Potts, S. G., Raine, N. E., Vanbergen, A. J., McLean, A. R. (2014): A restatement of the natural science evidence

base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proceedings of the Royal Society / B* 281 (1786), 20140558.

Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., Rotheray, E. L. (2015): Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347 (6229), 1255957.

Grajewski, R., Schmidt, T. (2015): Agrarumweltmaßnahmen in Deutschland – Förderung in den ländlichen Entwicklungsprogrammen im Jahr 2013. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thünen Working Paper 44.

GTF (Glyphosate Task Force) (2012): Literaturdatenbank: Amphibien. Darmstadt: Genius GmbH. <http://www.glyphosat.de/literaturdatenbank-amphibien> (29.10.2015).

Gutsche, V. (2012): Managementstrategien des Pflanzenschutzes der Zukunft im Focus von Umweltverträglichkeit und Effizienz. *Journal für Kulturpflanzen* 64 (9), S. 325–341.

Gutsche, V., Roßberg, D. (1997): Die Anwendung des Modells SYNOPSIS 1.2 zur synoptischen Bewertung des Risikopotentials von Pflanzenschutzmittelwirkstoffgruppen für den Naturhaushalt. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 49 (11), S. 173–285.

Gutsche, V., Strassemeyer, J. (2007): SYNOPSIS – ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 59 (9), S. 197–210.

Hallmann, C. A., Foppen, R. P. B., Turnhout, C. A. M. van, Kroon, H. de, Jongejans, E. (2014): Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511 (7509), S. 341–343.

Hardy, T., Bopp, S., Egsmose, M., Fontier, H., Mohimont, L., Steinkellner, H., Streissl, F. (2012): Risk assessment of plant protection products. *The EFSA Journal* 10 (10), S. 1–10.

Hasenbein, S., Lawler, S. P., Geist, J., Connon, R. E. (2016): A long-term assessment of pesticide mixture effects on aquatic invertebrate communities. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35 (1), S. 218–232.

Hayes, T. B. (2005): Rachel Carson Memorial Lecture: From silent spring to silent night: endocrine disruption, amphibian declines, and environmental justice. *Pesticides News* 70, S. 12–17.

Hayes, T. B., Case, P., Chui, S., Chung, D., Haeffele, C., Haston, K., Lee, M., Mai, V. P., Marjua, Y., Parker, J., Tsui, M. (2006): Pesticide mixtures, endocrine disruption, and amphibian declines: are we underestimating the impact? *Environmental Health Perspectives* 114 (Suppl. 1), S. 40–50.

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ (o. J.): Spear – Species at risk. Leipzig: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ. <http://www.systemecology.eu/de/spear/spear-system/> (21.07.2015).

Henry, M., Beguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J.-F., Aupinel, P., Aptel, J., Tchamitchian, S., Decourtye, A. (2012): A Common Pesticide Decreases Foraging Success and Survival in Honey Bees. *Science* 336 (6079), S. 348–350.

Henry, M., Cerrutti, N., Aupinel, P., Decourtye, A., Gayrard, M., Odoux, J. F., Pissard, A., Ruger, C., Bretagnolle, V. (2015): Reconciling laboratory and field assessments of neonicotinoid toxicity to honeybees. *Proceedings of the Royal Society / B* 282 (1819), 20152110.

Hoevenagel, R., Noort, E. van, Kok, R. de (1999): Study on a European Union wide regulatory framework for levies on pesticides. Zoetermeer: EIM.

Hoffmann, J., Berger, G., Wiegand, I., Wittchen, U., Pfeffer, H., Kiesel, J., Ehlert, F. (2012): Bewertung und Verbesserung der Biodiversität leistungsfähiger Nutzungssysteme in Ackerbaugebieten unter Nutzung von Indikatorvogelarten. Kleinmachnow: Julius Kühn-Institut. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut 163.

Hoffmann, J., Jaquier, S. (2013): Agrarvögel – ökologische Bewertungsgrundlage für Biodiversitätsziele in Ackerbaugebieten: Schlussfolgerungen für die Politikberatung. In: Hoffmann, J. (Hrsg.): Tagungsband: Fachgespräch „Agrarvögel – ökologische Bewertungsgrundlage für Biodiversitätsziele in Ackerbaugebieten“. Berlin: Julius Kühn-Institut. Julius-Kühn-Archiv 442, S. 151–156.

Hofmann, F., Schlechtriemen, U. (2014a): Durchführung einer Bioindikation auf Pflanzenschutzmittelrückstände mittels Luftgüte-Rindenmonitoring, Passivsammlern und Vegetationsproben. Bremen, Northeim: TIEM Integrierte Umweltüberwachung GbR.

Hofmann, F., Schlechtriemen, U. (2014b): Immissionsmessungen: Durchführung einer Bioindikation auf Pflanzenschutzmittelrückstände mittels Luftgüte-Rindenmonitoring, Passivsammlern und Vegetationsproben. Dortmund: TIEM Integrierte Umweltüberwachung GbR.

Hogg, D., Andersen, M. S., Elliot, T., Sherrington, C., Vergunst, T., Ettinger, S., Elliot, L., Hudson, J., Brink, P. ten, Withana, S., Razzini, P., Hjerp, P., Illes, A., Geeraerts, K., Ghiurca, A. (2015): Study on Environmental Fiscal Reform Potential in 14 EU Member States: Appendices. Final Report to DG Environment of the European Commission. Luxembourg: Publications Office of the European Union. No 07.0201/2014/685390/ENV.D.2.

Holzschuh, A., Dormann, C. F., Tschardt, T., Steffan-Dewenter, I. (2011): Expansion of mass-flowering crops leads to transient pollinator dilution and reduced wild plant pollination. *Proceedings of the Royal Society / B* 282 (1818), S. 3444–3451.

Hoppe, P. P., Safer, A. (2011): Das Deutsche Bienenmonitoring-Projekt: Anspruch und Wirklichkeit. Eine kritische Bewertung. o. O.: Hoppe, Safer. <https://www.nabu.de/insekten/DasDeutscheBienenmonitoring2011.pdf> (22.01.2016).

Hotes, S., Ebermann, V. (2010): BIOLOG. Biodiversität und Globaler Wandel. München: oekom.

IfLS (Institut für Ländliche Strukturforschung) (2016): Biodiversitätsförderung im ELER (ELERBiodiv). Frankfurt am Main: IfLS. <http://www.ifls.de/index.php?id=projekt-144&L=0> (21.01.2016).

Illies, I., Berg, S., Pistorius, J., Bischoff, G. (2011): Effects on honey bee colonies following a granular application of Santana® containing the active ingredient clothianidin in maize in 2010 and 2011. 11th International Symposium of the ICP-BR Bee Protection Group, 02.11.2011, Wageningen.

Iwasa, T., Motoyama, N., Ambrose, J. T., Roe, R. M. (2004): Mechanism for the differential toxicity of neonicotinoid insecticides in the honey bee, *Apis mellifera*. *Crop Protection* 23 (5), S. 371–378.

Jahn, B., Stang, C., Ohe, P. von der, Schuboth, B., Minx, G., Petersen, E. (2015): Alternativen zum Biozid-Einsatz – Das Informationsportal des Umweltbundesamtes zu alternativen Maßnahmen im neuen Gewand. UMID: Umwelt und Mensch – Informationsdienst 2015 (1), S. 50–55.

Jahn, T., Hötker, H., Oppermann, R., Bleil, R., Vele, L. (2014): Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 30/2014.

JKI (Julius Kühn Institut – Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen) (o. J.): Kleinstrukturen in der Agrarlandschaft. Berlin: JKI. <http://www.jki.bund.de/de/startseite/fachinformationen/pflanzenschutz/pflanzenschutzverfahren/kleinstrukturen.html> (30.10.2015).

JKI (2015a): Bundestagsabgeordnete besuchen „Demonstrationsbetrieb integrierter Pflanzenschutz“ in Mecklenburg-Vorpommern. Berlin: JKI. <http://demo-ips.jki.bund.de/index.php?menuid=2&reporeid=237> (14.01.2016).

JKI (2015b): Übersicht zu Behandlungsindizes. Kleinmachnow: JKI. <http://papa.jki.bund.de/index.php?menuid=43> (14.01.2016).

Joachimsmeier, I., Pistorius, J., Schenke, D., Kirchner, W. (2012): Guttation and risk for honey bee colonies (*Apis mellifera* L.): Use of guttation drops by honey bees after migration of colonies – a field study. Julius-Kühn-Archiv 437, S. 76–79.

Johann Heinrich von Thünen-Institut (2016a): Dachprojekt Greening: Ökologische Begleitforschung zum Greening der Gemeinsamen Agrarpolitik. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. <https://www.ti.bund.de/de/lr/projekte/dachprojekt-greening-oekologische-begleitforschung-zum-greening-der-gemeinsamen-agrarpolitik/> (21.01.2016).

Johann Heinrich von Thünen-Institut (2016b): Projekt: Wie Agrarumweltprogramme wirken. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. <https://www.ti.bund.de/de/lr/projekte/wie-agrarumweltprogramme-wirken/> (21.01.2016).

Kattwinkel, M., Liess, M. (2014): Competition matters: species interactions prolong the long-term effects of pulsed toxicant stress on populations. *Environmental Toxicology and Chemistry* 33 (7), S. 1458–65.

Kaufmann-Boll, C., Tischler, B., Siebigs, A. (2012): Bodendaten in Deutschland. Übersicht über die wichtigsten Mess- und Erhebungsaktivitäten für Böden. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Kloas, W., Lutz, I. (2006): Amphibians as model to study endocrine disrupters. *Journal of chromatography / A* 1130 (1), S. 16–27.

König, H. (2003): Naturlandschaft der nordrhein-westfälischen Normallandschaft. Zahlen und Trends zu Biotoptypen, Strukturen, Flora und Avifauna aus der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS) Nordrhein-Westfalen. LÖBF-Mitteilungen 28 (2), S. 15–24.

Krauss, J., Gallenberger, I., Steffan-Dewenter, I. (2011): Decreased Functional Diversity and Biological Pest Control in Conventional Compared to Organic Crop Fields. *PLoS ONE* 6 (5), e19502.

Kudsk, P., Orum, J. E. (2013): Farmers possibility for shifting to pesticides with lower load and manage resistance – Herbicides. Vortrag, International seminar on a new Danish pesticide tax, 30.05.2013, København.

Lakner, S., Holst, C. (2015): Betriebliche Umsetzung der Greening-Auflagen: die ökonomischen Bestimmungsgründe. *Natur und Landschaft* 90 (6), S. 271–277.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2015): Neues verschärftes Anwendungsverbot für Pflanzenschutzmittel mit dem Wirkstoff Chloridazon/Anwendungsverbot für Bentazon auf

leichten Böden. Stand: 16.07.2015. Oldenburg: Landwirtschaftskammer Niedersachsen. <https://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/2/nav/187/article/16302.html> (30.10.2015).

Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen – Pflanzenschutzdienst (2015): Jahresbericht 2014. Münster: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Pflanzenschutzdienst. <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/pflanzenschutz/pdf/jahresbericht-2014.pdf> (21.01.2016).

LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) (2015): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit. Pflanzenschutzmittel. Berichtszeitraum 2009 bis 2012. Berlin: Kulturbuch-Verlag.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), LABO (Länderarbeitsgemeinschaft Boden) (2002): Gemeinsamer Bericht von LAWA und LABO zu Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft aus Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. Hannover: LAWA.

Lawrence, T., Sheppard, W. S. (2013): Neonicotinoid Pesticides and Honey Bees. Pullmann: Washington State University. Washington State University Extension Fact Sheet FS122E. <http://cru.cahe.wsu.edu/CEPublications/FS122E/FS122E.pdf> (22.01.2016).

Liess, M., Foit, K., Becker, A., Hassold, E., Dolciotti, I., Kattwinkel, M., Duquesne, S. (2013): Culmination of Low-Dose Pesticide Effects. *Environmental Science & Technology* 47 (15), S. 8862–8868.

Liess, M., Ohe, P. C. von der (2005): Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24 (4), S. 954–965.

Liess, M., Schäfer, R. B., Schriever, C. A. (2008): The footprint of pesticide stress in communities – Species traits reveal community effects of toxicants. *Science of the Total Environment* 406 (3), S. 484–490.

Lindemann, M. (2014): Neonicotinoide. Stuttgart: Thieme. Römpf Online. <https://roempp.thieme.de/roempp4.0/do/data/RD-14-02425> (18.11.2015).

Mann, R. M., Hyne, R. V., Choung, C. B., Wilson, S. P. (2009): Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. *Environmental Pollution* 157 (11), S. 2903–2927.

Martel, A., Blooi, M., Adriaensen, C., Van Rooij, P., Beukema, W., Fisher, M. C., Farrer, R. A., Schmidt, B. R., Tobler, U., Goka, K., Lips, K. R., Muletz, C., Zamudio, K. R., Bosch, J., Lötters, S., Wombwell, E., Garner, T. W. J., Cunningham, A. A., Spitzen-van der Sluijs, A., Salvidio, S., Ducatelle, R., Nishikawa, K., Nguyen, T. T., Kolby, J. E., Van Bocxlaer, I., Bossuyt, F., Pasmans, F. (2014): Recent introduction of a chytrid fungus endangers Western Palearctic salamanders. *Science* 346 (6209), S. 630–631.

Maxim, L., Sluijs, J. van der (2013): Seed-dressing systemic insecticides and honeybees. In: EEA (European Environment Agency) (Hrsg.): Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation. Copenhagen: EEA. EEA Report 1/2013, S. 369–406.

Mendelson, J. R., Lips, K. R., Gagliardo, R. W., Rabb, G. B., Collins, J. P., Diffendorfer, J. E., Daszak, P., Ibáñez D., R., Zippel, K. C., Lawson, D. P., Wright, K. M., Stuart, S. N., Gascon, C., Silva, H. R. da, Burrowes, P. A., Joglar, R. L., La Marca, E., Lötters, S., Preez, L. H. du, Weldon, C., Hyatt, A., Rodriguez-Mahecha, J. V., Hunt, S., Robertson, H., Lock, B., Raxworthy, C. J., Frost, D. R., Lacy, R. C., Alford, R. A., Campbell, J. A., Parra-Olea, G., Bolaños, F., Domingo, J. J. C., Halliday, T., Murphy, J. B., Wake, M. H., Coloma, L. A., Kuzmin, S. L., Price,



M. S., Howell, K. M., Lau, M., Pethiyagoda, R., Boone, M., Lannoo, M. J., Blaustein, A. R., Dobson, A., Griffiths, R. A., Crump, M. L., Wake, D. B., Brodie, E. D. (2006): Confronting Amphibian Declines and Extinctions. *Science* 313 (5783), S. 48.

Möckel, S. (2013): Small Water Bodies and the Incomplete Implementation of the Water Framework Directive in Germany. *Journal for European Environmental and Planning Law* 10 (3), S. 262–275.

Möckel, S., Gawel, E., Kästner, M., Knillmann, S., Liess, M., Bretschneider, P. (2015): Einführung einer Abgabe auf Pflanzenschutzmittel in Deutschland. Berlin: Duncker & Humblot. *Studien zu Umweltökonomie und Umweltpolitik* 10.

Möckel, S., Köck, W., Rutz, C., Schramek, J. (2014): Rechtliche und andere Instrumente für vermehrten Umweltschutz in der Landwirtschaft. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 42/2014.

Morrissey, C. A., Mineau, P., Devries, J. H., Sanchez-Bayo, F., Liess, M., Cavallaro, M. C., Liber, K. (2014): Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. *Environment International* 74, S. 291–303.

Münze, R., Hannemann, C., Orlinskiy, P., Gunold, R., Paschke, A., Foit, K., Becker, J., Kaske, O., Paulsson, E., Peterson, M., Jernstedt, H., Kreuger, J., Schürmann, G., Liess, M. (2016): Insecticide loads in Wastewater Treatment Plant effluents severely impact the receiving waters: The ecological implications for macroinvertebrate communities and leaf litter breakdown. *Water Research*. Im Erscheinen.

Niens, C., Marggraf, R. (2010): Handlungsempfehlungen zur Steigerung der Akzeptanz von Agrarumweltmaßnahmen – Ergebnisse einer Befragung von Landwirten und Landwirtinnen in Niedersachsen. *Berichte über Landwirtschaft* 88 (1), S. 5–36.

NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2014a): Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN). Güte- und Standsmessnetz Grundwasser. Norden: NLWKN. Grundwasser 18.

NLWKN ((2014b): Orientierende Untersuchungen niedersächsischer Oberflächengewässer auf aktuell in Deutschland zugelassener Pflanzenschutzmittel und auf Stoffe der sog. Metaboliten-Liste. Norden: NLWKN.

NLWKN (2013): Pflanzenschutzmittelmonitoring in Oberflächengewässern innerhalb der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Hildesheim: NLWKN. [www.nlwkn.niedersachsen.de/download/83299](http://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/83299) (29.10.2015).

Nöh, I. (2012): Why is a Biocide Monitoring necessary? Introduction of the Regulatory Background. Vortrag, Workshop „Environmental Monitoring of Biocides in Europe“, 5.–6.11.2012, Berlin.

Ollerton, J., Erenler, H., Edwards, M., Crockett, R. (2014): Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science* 346 (6215), S. 1360–1362.

Oppermann, R. (2015): Ökologische Vorrangflächen: Optionen der praktischen Umsetzung aus Sicht von Biodiversität und Landwirtschaft. *Natur und Landschaft* 90 (6), S. 263–270.

Oppermann, R., Kasperczyk, N., Matzdorf, B., Reutter, M., Meyer, C., Luick, R., Stein, S., Ameskamp, K., Gelhausen, J., Bleil, R. (2013): Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) 2013 und Erreichung der Biodiversitäts- und Umweltziele. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 135.

Orlinskiy, P., Münze, R., Beketov, M., Gunold, R., Paschke, A., Knillmann, S., Liess, M. (2015): Forested headwaters mitigate pesticide effects on macroinvertebrate communities in streams: Mechanisms and quantification. *Science of the Total Environment* 524–525, S. 115–123.

Osterburg, B., Nitsch, H., Laggner, B., Roggendorf, W. (2009): Auswertung von Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems zur Abschätzung von Wirkungen der EU-Agrarreform auf Umwelt und Landschaft. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 07/2009.

PAN (Pesticide Action Network), BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz), NABU (Naturschutzbund Deutschland), Greenpeace (2012): Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden (Entwurf vom 27.09.2012). Stellungnahmen. Hamburg/Berlin: PAN Germany, BUND, NABU, Greenpeace e.V.

Park, M. G., Blitzer, E. J., Gibbs, J., Losey, J. E., Danforth, B. N. (2015): Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context. *Proceedings of the Royal Society / B* 282 (1809), 20150299.

Pedersen, A. B., Nielsen, H. Ø., Andersen, M. S. (2015): The Danish Pesticide Tax. In: Lago, M., Mysiak, J., Gómez, C. M., Delacámara, G., Maziotis, A. (Hrsg.): *Use of Economic Instruments in Water Policy. Insights from International Experience*. Cham, Heidelberg, New York, Dordrecht, London: Springer. *Global Issues in Water Policy* 14, S. 73–87.

Pedersen, A. B., Nielsen, H. Ø., Andersen, M. S. (2011): The Danish Pesticide Tax: WP3 EX-POST Case studies. Brüssel: Europäische Kommission, EPI Water. Deliverable no.: D3.1 – Review reports.

Pedersen, A. B., Nielsen, H. Ø., Christensen, T., Hasler, B. (2012): Optimising the effect of policy instruments: a study of farmers' decision rationales and how they match the incentives in Danish pesticide policy. *Journal of Environmental Planning and Management* 55 (8), S. 1094–1110.

Perović, D., Gámez-Virúes, S., Börschig, C., Klein, A.-M., Krauss, J., Steckel, J., Rothenwöhler, C., Erasmi, S., Tschardtke, T., Westphal, C. (2015): Configurational landscape heterogeneity shapes functional community composition of grassland butterflies. *Journal of Applied Ecology* 52 (2), S. 505–513.

Pfeffer, H., Kalettka, T., Stachow, U., Drews, H. (2011): Ökologie und Gefährdung von Amphibien. In: Berger, G., Pfeffer, H., Kalettka, T. (Hrsg.): *Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten. Grundlagen, Konflikte, Lösungen*. Rangsdorf: Natur & Text, S. 37–52.

Pieper, C., Schwebke, I., Noeh, I., Uhlenbrock, K., Hübner, N.-O., Solecki, R. (2014): Antimikrobielle Produkte im Haushalt – eine Betrachtung zu Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt sowie zum Nutzen für den Anwender. *medizin hygiene prävention* 39 (3), S. 68–76.

Pisa, L. W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L. P., Bonmatin, J. M., Downs, C. A., Goulson, D., Kreuzweiser, D. P., Krupke, C., Liess, M., McField, M., Morrissey, C. A., Noome, D. A., Settele, J., Simon-Delso, N., Stark, J. D., Sluijs, J. P. van der, Dyck, H. van, Wiemers, M. (2015): Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research* 22 (1), S. 68–102.

Potts, S., Biesmeijer, K., Bommarco, R., Breeze, T., Carvalheiro, L., Franzén, M., González-Varo, J. P., Holzschuh, A., Kleijn, D., Klein, A.-M., Kunin, B., Lecocq, T., Lundin, O., Michez, D., Neumann, P., Nieto, A., Penev, L., Rasmont, P., Ratamäki, O., Riedinger, V., Roberts, S. P. M., Rundlöf, M., Scheper, J., Sørensen, P., Steffan-Dewenter, I., Stoev, P., Vilà, M.,

Schweiger, O. (2015): Status and trends of European pollinators. Key findings of the STEP project. Sofia: Pensoft Publishers.

Relyea, R. A. (2005): The Lethal Impact of Roundup on Aquatic and Terrestrial Amphibians. *Ecological Applications* 15 (4), S. 1118–1124.

Rosenkranz, P., Ohe, W. von der, Moritz, R. F. A., Genersch, E., Bächler, R., Berg, S., Otten, C. (2014): Deutsches Bienenmonitoring – „DeBiMo“. Schlussbericht. Hohenheim: Universität Hohenheim. <https://www.uni-hohenheim.de/fileadmin/einrichtungen/bienenmonitoring/Dokumente/DEBIMO-Bericht-2011-2013.pdf> (30.10.2015).

Roßberg, D. (2013): Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Praxis im Jahr 2011. *Journal für Kulturpflanzen* 65 (4), S. 141–151.

Rüdel, H., Jäger, S., Nöh, I. (2015a): Results from the prioritisation of biocides for environmental monitoring in Germany. Vortrag, Workshop: Environmental monitoring of biocides in Europe – compartment-specific strategies, 25.–26.06.2015, Dessau-Roßlau.

Rüdel, H., Knopf, B. (2012): Vorbereitung eines Monitoring-Konzepts für Biozide in der Umwelt. Bericht zu FKZ 360 04 036. Schmallenberg: Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie IME.

Rüdel, H., Michaelis, K., Pohl, K. (2015b): How to implement a compartment-specific biocide monitoring under consideration of existing monitoring programmes. Vortrag, Workshop: Environmental monitoring of biocides in Europe – compartment-specific strategies, 25.–26.06.2015, Dessau-Roßlau.

Rundlöf, M., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Fries, I., Hederstrom, V., Herbertsson, L., Jonsson, O., Klatt, B. K., Pedersen, T. R., Yourstone, J., Smith, H. G. (2015): Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 521 (7550), S. 77–80.

Sander, A. (2012): Bewertung des EPLR M-V. Anlage 1: Modulbericht Biodiversität. Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen (ELER-Code 214). Schutzgüter Biodiversität und Landschaft. Bewertung der neuen Maßnahmen Schaf- und Ziegenweide sowie Schonstreifen. Hannover: entera. [http://www.europa-mv.de/cms2/Europamv\\_prod/Europamv/de/eufoerderinstrumente/Europaeische\\_Fonds\\_in\\_Mecklenburg-Vorpommern/Foerderperiode\\_2007-2013/ELER/\\_Dokumentenliste/Laufende\\_Bewertung\\_des\\_EPLR\\_MV/Bewertungsbericht\\_MV\\_2012\\_fr\\_2011\\_Modulbericht\\_Biodiversitt.pdf](http://www.europa-mv.de/cms2/Europamv_prod/Europamv/de/eufoerderinstrumente/Europaeische_Fonds_in_Mecklenburg-Vorpommern/Foerderperiode_2007-2013/ELER/_Dokumentenliste/Laufende_Bewertung_des_EPLR_MV/Bewertungsbericht_MV_2012_fr_2011_Modulbericht_Biodiversitt.pdf) (24.02.2016).

Schleswig-Holsteinischer Landtag (2015): Bericht der Landesregierung. Pestizidrückstände in Gewässern. Drucksache 18/3165(neu). Kiel: Schleswig-Holsteinischer Landtag. Drucksache 18/3319.

Schmid-Egger, C., Witt, R. (2014): Ackerblühstreifen für Wildbienen – Was bringen sie wirklich? *Ampulex* 6, S. 13–22.

Schmidt, T. G., Röder, N., Dauber, J., Klimek, S., Laggner, A., Witte, T. de, Offermann, F., Osterburg, B. (2014): Biodiversitätsrelevante Regelungen zur nationalen Umsetzung des Greenings der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU nach 2013. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thünen Working Paper 20.

Schütz, C., Berger, G., Weber, B., Brühl, C. (2011): Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf Amphibien. In: Berger, G., Pfeffer, H., Kalettka, T. (Hrsg.): Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten. Grundlagen, Konflikte, Lösungen. Rangsdorf: Natur & Text, S. 219–230.

Schwarz, J. (2014): Wissenschaftliche Bewertung der aktuellen Absatzzahlen für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe. Vortrag, Sitzung des Forums Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, 3.12. – 04.12.2014, Bonn.

Sgolastra, F., Renzi, T., Dragetti, S., Medrzycki, P., Lodesani, M., Maini, S., Porrini, C. (2012): Effects of neonicotinoid dust from maize seed-dressing on honey bees. *Bulleting of Insectology* 65 (2), S. 273–280.

Siebers, J., Binner, R., Wittich, K.-P. (2003): Investigation on downwind short-range transport of pesticides after application in agricultural crops. *Chemosphere* 51 (5), S. 397–407.

Skatteministeriet (2015): Afgifter – provenuet af afgifter og moms 2009-2016. København: Skatteministeriet. <http://www.skm.dk/skattetal/statistik/provenuoversigter/afgifter-provenuet-af-afgifter-og-moms-2009-2016> (13.01.2016).

Skevas, T., Oude Lansink, A. G. J. M., Stefanou, S. E. (2013): Designing the emerging EU pesticide policy: A literature review. *NJAS – Wageningen Journal of Life Sciences* 64–65, S. 95–103.

Solecki, R., Pfeil, R. (2013): Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte. In: Marquardt, H., Schäfer, S. G., Barth, H. (Hrsg.): *Lehrbuch der Toxikologie*. 3., vollst. überarb. und erw. Aufl. Stuttgart: Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, S. 695–739.

Solecki, R., Stein, B., Frische, T., Matezki, S., Wogram, J., Streloke, M. (2014): Paradigm shift in the risk assessment of cumulative effects of pesticide mixtures and multiple residues to humans and wildlife: German proposal for a new approach. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit* 9 (4), S. 329–331.

Solomon, K. R., Thompson, D. G. (2003): Ecological Risk Assessment for Aquatic Organisms from Over-Water Uses of Glyphosate. *Journal of Toxicology and Environmental Health / B* 6 (3), S. 289–324.

Spikkerud, E. (2006): Taxes as a Tool to Reduce Health and Environmental Risk from Pesticide Use in Norway. In: OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (Hrsg.): *Evaluating Agri-environmental Policies. Design, Practice and Results*. Paris: OECD, S. 281–290.

SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2012): Umweltgutachten 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin: Erich Schmidt.

SRU (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. März 1985. Stuttgart: Kohlhammer.

Stanley, D. A., Smith, K. E., Raine, N. E. (2015): Bumblebee learning and memory is impaired by chronic exposure to a neonicotinoid pesticide. *Scientific Reports* 5, Art. 16508.

Stehle, S., Schulz, R. (2015): Pesticide authorisation in the EU – environment unprotected? *Environmental Science Pollution Research* 22 (24), S. 19632–19647.

Strassemeyer, J. (2014): Sitzung des Forums Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, 3. und 4. Dezember 2014, Bundesministerium für

Ernährung und Landwirtschaft, Bonn. Tischvorlage zu TOP 4. Ergebnisse der Berechnung des Risikoindicators SYNOPS. Berlin, Kleinmachnow: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Julius Kühn-Institut – Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen. [https://www.nap-pflanzenschutz.de/fileadmin/user\\_upload/\\_imported/fileadmin/SITE\\_MASTER/content/Dokumente/Grundlagen/Forum/2014/05\\_Tischvorlage\\_TOP\\_4\\_JKI\\_SYNOPS.pdf](https://www.nap-pflanzenschutz.de/fileadmin/user_upload/_imported/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Grundlagen/Forum/2014/05_Tischvorlage_TOP_4_JKI_SYNOPS.pdf) (22.01.2016).

Strassemeyer, J., Gutsche, V. (2010): The approach of the German pesticide risk indicator SYNOPS in frame of the National Action Plan for Sustainable Use of Pesticides. Paris: OECD. <http://www.oecd.org/tad/sustainable-agriculture/44806454.pdf> (20.01.2016).

Strøm Prestvik, A., Netland, J., Hovland, I. (2013): Evaluering av avgiftssystemet for plantevernmidler i Norge. Oslo: Norsk Institutt for Bioøkonomi. <http://nilf.no/publikasjoner/Notater/2013/n201315hele.pdf> (01.12.2015).

Sudfeldt, C., Dröschmeister, R., Frederking, W., Gedeon, K., Gerlach, B., Grüneberg, C., Karthäuser, J., Langgemach, T., Schuster, B., Trautmann, S., Wahl, J. (2013): Vögel in Deutschland 2013. Münster, Bonn, Güstrow: Dachverband Deutscher Avifaunisten, Bundesamt für Naturschutz, Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten.

Sudfeldt, C., Dröschmeister, R., Langgemach, T., Wahl, J. (2010): Vögel in Deutschland 2010. Münster, Bonn, Güstrow: Dachverband Deutscher Avifaunisten, Bundesamt für Naturschutz, Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten.

Tagfalter-Monitoring Deutschland (2015): Tagfalter-Monitoring Deutschland (TMD). Halle (Saale): Tagfalter-Monitoring Deutschland, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Biozönoseforschung. <http://www.tagfalter-monitoring.de/> (21.01.2016).

UBA (Umweltbundesamt) (2014a): Biozide. Vorschlag für einen europäischen Ansatz für eine nachhaltig umweltgerechte Verwendung. Dessau-Roßlau: UBA. Position.

UBA (2014b): Daten. Chemikalien in der Umwelt. Belastung der Umwelt durch Schadstoffe. Stand: 09.09.2014. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/chemikalien-in-der-umwelt/belastung-der-umwelt-durch-schadstoffe> (18.11.2015).

UBA (2014c): UBA kritisiert übermäßigen Einsatz von Glyphosat. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/uba-kritisiert-uebermaessigen-einsatz-von-glyphosat> (29.10.2015).

UBA (2013a): Themen. Boden – Landwirtschaft. Boden schützen. Boden beobachten und bewerten. Stand: 02.08.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/boden-schuetzen/boden-beobachten-bewerten> (22.01.2016).

UBA (2013b): Themen. Chemikalien. Biozide. Umweltrisikobewertung. Stand: 20.06.2013. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/biozide/umweltrisikobewertung> (21.01.2016).

UBA (2010): Umsetzung der Verordnung (EG) 1107/2009 und der Richtlinie 128/2009/EG in Deutschland: Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt auf Agrarflächen vor den Auswirkungen der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Dessau-Roßlau: UBA. <https://www.nap-pflanzenschutz.de/gremien/forum-nap/archiv/stellungnahmen/pflanzenschutz-und-biodiversitaet/> (14.11.2012).

UBA, BgVV (Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin), RKI (Robert Koch-Institut) (2000): Antibakterielle Reinigungsmittel im Haushalt nicht erforderlich. Bundesbehörden halten Reinigung mit herkömmlichen Mitteln zur Sicherung der Hygiene für ausreichend. UMID: Umwelt und Mensch – Informationsdienst 2000 (3), S. 34–35.

Ulrich, U., Krüger, C., Hörmann, G., Fohrer, N. (2015): Datenlage zur Belastung der Kleingewässer durch Pestizide in Deutschland: ein Statusbericht. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 59 (5), S. 227–238.

UNEP (United Nations Environment Programme) (2009): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). Châtelaine: Secretariat of the Stockholm Convention. <http://chm.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx> (18.11.2015).

Wagner, N., Hendler, R. (2015): Schutz von Amphibienlaichgewässern vor Pestizideinträgen durch Gewässerrandstreifen – Effektivität und amphibientoxikologische Erkenntnisse. *Natur und Landschaft* 90 (5), S. 224–229.

Wagner, N., Reichenbecher, W., Teichmann, H., Tappeser, B., Lötters, S. (2013): Questions concerning the potential impact of glyphosate-based herbicides on amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32 (8), S. 1688–1700.

Waterfield, G., Zilberman, D. (2012): Pest Management in Food Systems: An Economic Perspective. *Annual Review of Environment and Resources* 37 (1), S. 223–245.

Whitehorn, P. R., O'Connor, S., Wackers, F. L., Goulson, D. (2012): Neonicotinoid Pesticide Reduces Bumble Bee Colony Growth and Queen Production. *Science* 336 (6079), S. 351–352.

Whittaker, K., Koo, M. S., Wake, D. B., Vredenburg, V. T. (2013): Global Declines of Amphibians. In: Levin, S. A. (Hrsg.): *Encyclopedia of Biodiversity*. Vol. 3. 2nd ed. Waltham, Mass.: Academic Press, S. 691–699.

Zubrod, J. P., Englert, D., Feckler, A., Koksharova, N., Konschak, M., Bundschuh, R., Schnetzer, N., Englert, K., Schulz, R., Bundschuh, M. (2015a): Does the current fungicide risk assessment provide sufficient protection for key drivers in aquatic ecosystem functioning? *Environmental Science & Technology* 49 (2), S. 1173–1181.

Zubrod, J. P., Feckler, A., Englert, D., Koksharova, N., Rosenfeldt, R. R., Seitz, F., Schulz, R., Bundschuh, M. (2015b): Inorganic fungicides as routinely applied in organic and conventional agriculture can increase palatability but reduce microbial decomposition of leaf litter. *Journal of Applied Ecology* 52 (2), S. 310–322.