

Kapitel 10

Inhaltsverzeichnis

	Seite
10 Medienübergreifendes Monitoring	331
10.1 Einleitung	331
10.2 Bedeutung des Monitorings für die Umweltpolitik	331
10.2.1 Monitoring im Kontext von Nachhaltigkeit und Vorsorge	332
10.2.2 Monitoring und Bewertungskriterien	333
10.2.3 Fragmentiertes Monitoring als Problem	333
10.2.4 Medienübergreifendes Monitoring als Lösung	335
10.3 Grundelemente eines Gesamtkonzeptes	336
10.3.1 Allgemeines, repräsentatives Biodiversitätsmonitoring	336
10.3.2 Monitoring der Wirkung der Klimaänderungen auf die Biodiversität	337
10.3.3 Monitoring in der Agro-Gentechnik	338
10.3.4 Stoffbezogenes Monitoring	339
10.3.4.1 Charakterisierung umweltrelevanter Stoffe	339
10.3.4.2 Beispiele für kritische Stoffe mit besonderen Anforderungen an das Monitoring	340
10.3.4.3 Beispiele für Kenntnislücken in der Umweltbewertung von Stoffen	343
10.3.5 Regulierung von Stoffeinträgen	344
10.3.5.1 Regulierung in den EU-Rechtsakten	344
10.3.5.2 Potenziale der REACH-Verordnung für Regulierung und Monitoring von Stoffeinträgen	346
10.3.6 Verknüpfung des medienübergreifenden Monitorings mit der gesundheitsbezogenen Umweltbeobachtung	348
10.4 Auf dem Weg zu einem medienübergreifenden Monitoring	349
10.4.1 Entwicklung eines medienübergreifenden Monitorings	349
10.4.2 Ökologische Flächenstichprobe als Grundnetz für ein Monitoring	350
10.4.3 Operationalisierung eines medienübergreifenden Monitorings ...	350
10.4.3.1 Kooperationen verbessern	351
10.4.3.2 Austausch und Nutzung von Daten: Informationsfluss stärken ...	351
10.4.3.3 Erste organisatorische Umsetzungsschritte	353
10.4.4 Festschreibung bundesweit einheitlicher Monitoringstandards ...	353
10.4.5 Finanzierung eines medienübergreifenden Monitorings	354
10.5 Zusammenfassung und Empfehlungen	354
10.6 Literatur	357

Tabellen

		Seite
Tabelle 10-1	Wesentliche Regulierungen von Stoffeinträgen in die Umwelt	345
Tabelle 10-2	Notwendige Regelungsbereiche für eine integrative Datenanalyse	352

10 Medienübergreifendes Monitoring

10.1 Einleitung

575. Der Mensch ist nicht nur Teil der Ökosphäre, der lebenden Umwelt, sondern ist auch auf sie angewiesen, insbesondere auf Luft, Wasser und Nahrungsmittel. Der Begriff der „Ökosystemleistungen“ versucht diesen gesellschaftlichen Nutzen der Natur und ihrer Funktionen zu verdeutlichen. Doch bereits heute werden Ökosysteme übernutzt und können ihre Leistungen für Mensch und Natur nicht mehr erbringen (vgl. Abschn. 1.2.4). Durch menschliche Aktivitäten können zunächst Umweltbelastungen und in der Folge Umweltschäden verursacht werden, die auch Krankheiten auslösen können. Durch gezielte Maßnahmen im Umweltschutz können diese negativen Wirkungen zurückgedrängt werden. Deshalb ist es wichtig, die Umweltsituation daraufhin zu überprüfen, wo sich negative Tendenzen abzeichnen. Im Zentrum umweltpolitischer Maßnahmen stehen der Schutz der Qualität der Umweltmedien Wasser, Boden und Luft und die Bewahrung der biologischen Vielfalt. Der Begriff „Schutz“ impliziert unterschiedliche Schadmechanismen und damit einen problemorientierten Ansatz. Dabei werden die Umweltmedien weiter differenziert – etwa für das Medium Wasser in Oberflächenwasser, Grundwasser, Meereswasser, bzw. auf den Menschen bezogen in Trinkwasser und Abwasser – und in den Umweltverwaltungen jeweils in diesen Einheiten betrachtet. Im Hinblick auf die Biodiversität können schädliche Wirkungen auf verschiedenen Ebenen eintreten und sich von der Störung der Populationsstabilität bis hin zur Destabilisierung von Lebensgemeinschaften äußern. Komplexe Zusammenhänge und Wechselwirkungen aufzuzeigen und zu dokumentieren ist die Aufgabe eines effektiven Monitorings.

Die Funktion des Monitorings erschöpft sich aber nicht in der Erfassung des Zustandes, sondern es soll Rückschlüsse darauf zulassen, ob durch die Politik vorgegebene Ziele erreicht werden. Diese Ziele sollten sich grundsätzlich an der Nachhaltigkeit orientieren und entsprechend zumindest die ökologischen Grenzen einhalten (vgl. Tz. 98, Abschn. 11.2.3). Im Sinne des Vorsorgeprinzips sollte jedoch ein Sicherheitsabstand von diesen Grenzen eingehalten werden.

10.2 Bedeutung des Monitorings für die Umweltpolitik

576. Die biologische Vielfalt ist die existenzielle Grundlage des menschlichen Lebens (BMU 2007, S. 9), weshalb ihr Zustand und die auf sie wirkenden Faktoren regelmäßig überwacht werden müssen. Politische und wirtschaftliche Entscheidungen müssen an dem Ziel der Erhaltung oder Wiederherstellung eines guten Zustands der Ökosysteme ausgerichtet werden (vgl. Abschn. 1.2.2). In der 2007 durch die Bundesregierung verabschiedeten Biodiversitätsstrategie wurden flächendeckende diffuse Stoffeinträge neben dem Klimawandel als maßgebliche Umwelteinflüsse auf die biologische Vielfalt identifiziert (BMU 2007, Kap. B 3.1). Der anthropogene Eintrag von Stoffen aus Haushalten, Gewerbe und Industrie in Ökosysteme und deren Wirkung ist nach wie vor ein persistentes Umweltproblem, das erheblich zum Verlust der biologischen Vielfalt beiträgt (ISENRING 2010). Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD) sieht laut Anhang I vor, dass Ökosysteme und Lebensräume (sowohl Schutzgebiete als auch die Normallandschaft), Arten und Gemeinschaften, Genome und Gene überwacht werden. Entsprechend ist die Beobachtung der Auswirkungen auf die Biodiversität sehr komplex, zumal viele Zusammenhänge noch nicht hinreichend bekannt und bewertet sind.

Im Rahmen der zu erwartenden Veränderungen der biologischen Vielfalt durch den Klimawandel fordert die nationale Biodiversitätsstrategie, dass bis 2015 ein Indikatorensystem für die Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt erarbeitet und etabliert wird (BMU 2007, Kap. B 3.2). Weiterhin soll die biologische Vielfalt gegenüber Gefährdungen, die von gentechnisch veränderten Organismen ausgehen, gesichert werden (ebd., Kap. B 1.21, B 2.4). Neben den genannten Umweltfaktoren (Stoffeinträge, Klimawandel und gentechnisch veränderte Organismen) beeinflussen hauptsächlich Landnutzungen und Landnutzungsänderungen die biologische Vielfalt. Auch bestehen für Faktoren wie die Flächeninanspruchnahme und die Landschaftszerschneidung sowie negative Auswirkungen invasiver Arten anspruchsvolle Reduktionsziele. Diese werden im Indikatorenset der nationalen Strategie berücksichtigt (SUKOPP et al. 2010).

In der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt wurde das übergreifende Ziel einer „Verbesserung der Datenbasis zu Zustand und Entwicklung der biologischen Vielfalt in Deutschland“ formuliert (BMU 2007, S. 27).

577. Die Forderung des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU 1991) nach einer integrierenden Umweltbeobachtung gewinnt durch die nationale Biodiversitätsstrategie an neuer Relevanz. Fundierte und aktuelle Informationen zum Zustand und zur Entwicklung der biologischen Vielfalt sind Grundlage für eine erfolgreiche Natur- und Umweltschutzpolitik aber auch für die Klima- und Anpassungsstrategie an den Klimawandel (Bundesregierung 2008)). Hauptaufgaben der Umweltbeobachtung sind (BAFU und Umweltrat EOBC 2009):

- die Erfassung und Bewertung des Zustands der Umwelt (Analysefunktion),

- das frühzeitige Erkennen und Bewerten von Risiken (Frühwarnfunktion),
- die Erfolgskontrolle von umwelt- und naturschutzpolitischen Maßnahmen (Erfolgskontrollfunktion) und die Erfolgskontrolle von umwelt- und nachhaltigkeitspolitischen Zielsetzungen (Zielkontrollfunktion).

„Die Umweltbeobachtung stellt Daten und Bewertungen als Grundlage für Entscheidungen der Politik und zur Information der Öffentlichkeit zur Verfügung. Daten und Bewertungen werden gewonnen aus der Erfassung und Bilanzierung von Ressourcen, Umweltzuständen und Stoffflüssen sowie aus der Untersuchung von Lebensräumen mit ihren Artengemeinschaften. Bilanzen beziehen sich auf Siedlungs-, Lebens- und Naturräume, Betriebe, Tätigkeiten, Produkte oder die Gesundheit“ (BAFU und Umweltrat EOBC 2009).

Der Zugang zu Daten und Informationen zur Umwelt kann auch die Potenziale der Innovationskraft der Zivilgesellschaft und der Wirtschaft fördern und Bürgerinnen und Bürgern die Partizipation an der Politik erleichtern (Europäische Kommission 2012; Umweltrat EOBC 2011). Monitoring erfüllt somit einerseits eine Frühwarnfunktion für besorgniserregende Entwicklungen, andererseits bewertet es die Erfolge von Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit für die Schutzziele und die Schutzgüter und bindet gleichzeitig die interessierte Öffentlichkeit in die Diskussion ein.

10.2.1 Monitoring im Kontext von Nachhaltigkeit und Vorsorge

578. In diesem Kapitel soll zunächst hergeleitet werden, warum die Artenvielfalt entscheidend für die starke Nachhaltigkeit ist und dann erläutert werden, inwiefern ein Monitoring für die Erhaltung der Artenvielfalt unverzichtbar ist. Starke Nachhaltigkeit bedeutet, dass die natürlichen Lebensgrundlagen langfristig bewahrt und schonend in Anspruch genommen werden. Dabei ist die Resilienz (Elastizität gegenüber Störungen) ökologischer Systeme eine notwendige Bedingung von Nachhaltigkeit (SRU 2002, Tz. 28). In der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt heißt es deshalb zum Beispiel, dass stoffliche Einträge auf ein ökologisch verträgliches Maß reduziert werden sollen. Dazu sollen zum Beispiel für Schadstoffe ökosystembezogene Wirkungsschwellenwerte, die die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt beschreiben, bis 2015 festgelegt werden (BMU 2007, Kap. B 3.1). Um Wirkungsschwellen zu ermitteln, muss für Schadstoffe eine Risikoermittlung und Risikobewertung sowie eine Abschätzung der langfristigen Folgen durchgeführt werden. Ein stoffbezogenes Risikomanagement umfasst auch eine Risikominderung und das dazugehörige Monitoring (FÜHR et al. 2006, S. 4). Dazu gehört auch, die Umweltwirkungen von chemischen Stoffen in situ – also direkt in der Umwelt – zu erheben und die chemische Belastung über Indikatoren zu bewerten.

Erhaltung der Artenvielfalt

579. Neuere Forschungsergebnisse über den Zusammenhang zwischen der Artendiversität und der Funk-

tionsfähigkeit von Ökosystemen sowie ihre sogenannten Ökosystemleistungen zur Verfügung zu stellen (vgl. Abschn. 1.2.2) zeigen, dass dafür die standorttypische Diversität von Arten möglichst vollständig erhalten werden sollte (für Graslandtypen ISBELL et al. 2011). Dies begründet sich durch die Betrachtung großer räumlich-zeitlicher Skalen in einer sich verändernden Welt. Das Aussterben oder der lokale Verlust einer jeden Art kann die Ökosystemfunktionen und Ökosystemleistungen einschränken. Beispielsweise verringert eine geringe standorttypische Diversität von Pflanzen und Algenarten die Fähigkeit von Ökosystemen, Licht und Nährstoffe produktiv zu nutzen (CARDINALE et al. 2011). Die Analysen von CARDINALE et al. (2011) zeigen, dass, um nur 50 % der Produktivität zu erhalten, 92 % der Arten erhalten werden müssen. Grund dafür ist die Komplementarität („Arbeitsteilung“) der Arten in Zeit, Raum, funktionalen Effekten und funktionalen Antworten. Das Artensterben trifft nicht – wie bisher angenommen – vor allem die empfindlichen Arten an der Spitze der Nahrungskette (SCHERBER et al. 2010). Die Pflanzendiversität hat starke Bottom-up-Effekte auf die Interaktionsnetzwerke in Ökosystemen, das heißt sie hat besonders Einfluss auf den unteren Nahrungsebenen. Bodenorganismen werden dabei weniger stark durch den Verlust der Biodiversität beeinflusst (oder reagieren langsamer) als oberirdisch lebende Arten.

Nach dem Vorsorgeprinzip sollte daher möglichst die standorttypische Diversität von Arten vollständig erhalten bleiben, da nicht vorhergesagt werden kann, inwiefern sie in Zukunft für die Erhaltung der Ökosystemfunktionen notwendig sein werden.

Monitoring als Frühwarnsystem im Kontext des Vorsorgeprinzips

580. Auch um dem Vorsorgeprinzip Rechnung tragen zu können, muss ein effektives Monitoring sichergestellt werden. Denn das Umweltmonitoring spielt bei der Begründung und der Korrektur von Vorsorgemaßnahmen eine entscheidende Rolle und stärkt eine an den ökologischen Grenzen ausgerichtete Umweltpolitik insofern, als es dazu dient, diese ständig zu überwachen. Mit dem Vorsorgeprinzip können für die Umweltpolitik Handlungsspielräume auch dann eröffnet werden, wenn gesichertes Erfahrungswissen über die ökologische Tragekapazität noch nicht verfügbar oder das Wissen über gefährliche Eigenschaften und Wirkungszusammenhänge noch mit Unsicherheiten behaftet ist. Wie der SRU (2011a, Tz. 16 ff.) in Anlehnung an die Mitteilung der Europäischen Kommission zur Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips (Europäische Kommission 2000) herausgearbeitet hat, sind Vorsorgemaßnahmen daher bereits dann legitim, wenn aufgrund einer vorläufigen Risikoabschätzung begründeter Anlass zur Besorgnis besteht, dass es bei Mensch oder Umwelt zu Schädwirkungen kommen kann. In diesen Fällen wird die Gefährlichkeit – allerdings unter dem Vorbehalt der Widerlegbarkeit – vermutet, was einer Absenkung des Beweismaßes gleichkommt (SRU 2011b, Tz. 40 ff.; zuvor hierzu ausführlich schon CALLIESS 2001, S. 223 ff.). Weil eine „Vorsorge ins Blaue hinein“ aller-

dings schon aus rechtsstaatlichen Gründen vermieden werden muss, sind auch Vorsorgemaßnahmen auf wissenschaftliche Daten angewiesen, die den Besorgnisanlass begründen bzw. aufrecht erhalten. Daher sind im Vorfeld der Vorsorgemaßnahmen die möglichen negativen Folgen zu ermitteln und wissenschaftlich zu bewerten. Einmal getroffene Vorsorgemaßnahmen unterliegen einer ständigen Überprüfung, was zu der Verpflichtung führt, wissenschaftliche Entwicklungen aktiv zu verfolgen. In deren Rahmen können anfängliche Besorgnisanlässe bestätigt oder entkräftet werden, es können aber auch nicht vorhersehbare Langzeitwirkungen entdeckt werden, die zusätzliche Maßnahmen erforderlich machen. Im Kontext des Vorsorgeprinzips kann ein Umweltmonitoring daher zum einen Hypothesen absichern, zum anderen aber auch eigene Hinweise auf Besorgnisanlässe liefern.

Darüber hinaus kann Umweltmonitoring aber auch – wie durch § 16c Gentechnikgesetz (GenTG) für das Inverkehrbringen von gentechnisch veränderte Organismen vorgesehen – begleitend zu erteilten Genehmigungen durchgeführt werden, um so getroffene Fehlentscheidungen zu identifizieren und wieder zu revidieren. Ähnliches gilt auch für in Anlehnung an Umweltqualitätsziele erlassene Maßnahmen (z. B. bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL)), bei denen jedenfalls durch eine begleitende Umweltbeobachtung sichergestellt werden muss, dass Fehleinschätzungen so früh wie möglich erkannt und korrigiert werden können (KÖCK 1997, S. 83).

Im Sinne des Vorsorgeprinzips ist es notwendig, wegen der erheblichen Zeitverzögerung zwischen Erkennung und Behebung der Ursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt, frühzeitig tätig zu werden. Dies gilt insbesondere deshalb, weil der Verlust einmal ausgestorbener Gensequenzen oder gar Arten nicht rückgängig gemacht werden kann. Vor diesem Hintergrund ist die Erstellung eines Gesamtkonzepts geboten, mit dem auch der Status der biologischen Vielfalt selbst dargestellt werden kann.

10.2.2 Monitoring und Bewertungskriterien

581. Ein Monitoring kann nur erfolgen, wenn grundsätzlich festgelegt wurde, mit welchen Bewertungskriterien die gefunden Belastungen gemessen werden sollen. Im Folgenden soll der in der nationalen Biodiversitätsstrategie benutzte Begriff der Wirkungsschwellenwerte in einen begrifflichen Kontext gesetzt und diskutiert werden, wie diese Wirkungsschwellenwerte konkretisiert werden können (vertieft werden die Zusammenhänge in UBA 2000 und SRU 1994, Kap. 2 diskutiert).

„Umweltqualitätsziele charakterisieren einen angestrebten Zustand der Umwelt. Sie verbinden einen naturwissenschaftlichen Kenntnisstand mit gesellschaftlichen Wertungen über Schutzgüter und Schutzniveaus. Umweltqualitätsziele werden objekt- oder medienbezogen für Mensch und/oder Umwelt bestimmt und sind an der Regenerationsrate wichtiger Ressourcen oder an der ökologischen Tragfähigkeit, am Schutz der menschlichen Gesundheit und an den Bedürfnissen heutiger und zukünftiger Gene-

rationen orientiert“ (UBA 2000, S. 8). Ein Umweltqualitätsziel ist zum Beispiel der in der WRRL formulierte „gute ökologische Zustand“.

Es reicht aber nicht, dass Umweltqualitätsziele festgelegt werden, diese müssen über Umwelthandlungsziele operationalisiert werden (UBA 2000, S. 12). Ein Ziel kann es sein, dass der angestrebte Zustand der Umwelt unterhalb der ermittelten Wirkungsschwellen bleibt. Manche Ziele, so beispielsweise im Gesundheitsschutz, ergeben sich auch aus einer akzeptierten Wirkung bzw. Wirkungsintensität. Quantifizierte und damit überprüfbare Umweltqualitäts- und Handlungsziele wurden zum Beispiel in der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt formuliert.

Als Grundlage für die Festlegung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen dienen Umweltqualitätskriterien (wissenschaftlich abgeleitete Wirkungsschwellen, kritische Eintragsraten von Stoffen in Umweltmedien, Organismen, Biozönosen etc.) (UBA 2000, S. 12). Sowohl die ökotoxische als auch die humantoxische Risikobewertung gründen auf der Annahme von Wirkungsschwellen. Zum Schutz der Biodiversität müssen entsprechende Schwellenwerte ökosystembezogen überwacht werden, zum Beispiel die Einhaltung der Critical Loads für Stickstoffbelastungen in Ökosystemen.

In einem politischen Abwägungsprozess werden anhand von wissenschaftlichen Umweltqualitätskriterien und Indikatoren schutzgutbezogene Umweltstandards (z. B. Immissionsgrenzwerte) und quellenbezogene Umweltstandards (z. B. Produkthanforderungen, Emissionsgrenzwerte) gesellschaftlich gesetzt. Zur Einhaltung der Umweltstandards und zur Erreichung der Umweltqualitäts- und Handlungsziele werden umweltpolitische Maßnahmen festgelegt und vollzogen (UBA 2000, S. 12 f.). Indikatoren aggregieren Informationen aus mehreren Zustandsgrößen, etwa aus Monitoringprogrammen.

Zum Operationalisieren von Umweltqualitätszielen und Umweltstandards bedarf es insbesondere der Erfassung des Qualitätszustandes der verschiedenen Umweltsysteme durch eine umfassende Umweltbeobachtung (SRU 1994, Tz. 137).

10.2.3 Fragmentiertes Monitoring als Problem

582. Problematisch ist, dass die gesetzlichen Verpflichtungen zum Monitoring stark fragmentiert sind. Umweltbeobachtungsprogramme erfüllen überwiegend durch Gesetze und internationale Abkommen begründete Prüf- und Berichtspflichten. Aufgrund der traditionell medial angelegten Umweltgesetzgebung verfügt diese aber über kein gemeinsames Zielsystem und gibt daher eine Vielzahl von Verfahren vor (UBA 2002). Zum Beispiel werden im Bereich der Regulierung von Stoffeinträgen in die Umwelt die jeweiligen Wirkungen der einzelnen Rechtsvorschriften zur Begrenzung spezifischer Stoffeinträge getrennt voneinander überprüft (DIEHL 2010) und auch das Biodiversitätsmonitoring ist bundesweit nicht nach einem Gesamtkonzept aufgebaut (DRÖSCHMEISTER et al. 2006; DOERPINGHAUS und DRÖSCHMEISTER 2010).

Status quo des Monitorings in Deutschland

583. Im Folgenden soll ein Überblick über die bestehenden Monitoringprogramme gegeben werden, um die Fragmentierung des Monitorings zu belegen. Dazu werden exemplarisch Programme aus den Bereichen des Natur-, Umwelt und Gesundheitsschutzes genannt.

Im Bereich des Naturschutzes existieren bundesweite Monitoringprogramme für einzelne Artengruppen (z. B. Vögel, Tagfalter, „Wildtiere“ (DJV 2009), schützenswerte Seevogelarten, marine Säugetiere sowie im Benthos vorkommende Arten bzw. geschützte Lebensraumtypen im marinen Biodiversitätsmonitoring in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ)) und solche, die Berichtspflichten erfüllen (z. B. im Rahmen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie), der Vogelschutzrichtlinie 2009/147/EG, der Wasserrahmenrichtlinie oder der Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes (ELER-Verordnung) (BMU 2010, Kap. 2.1; DRÖSCHMEISTER et al. 2006)). Ein flächendeckendes, länderübergreifendes einheitliches Monitoring in der Normallandschaft vergleichbar dem Schweizer Biodiversitätsmonitoring (Koordinationsstelle Biodiversitäts-Monitoring Schweiz 2009) fehlt jedoch in Deutschland. Flächendeckende Aussagen zum Zustand der Biodiversität in den verschiedenen Landnutzungstypen (auf den Ebenen der Ökosysteme und Lebensräume, Arten und Gemeinschaften, Genome und Gene, wie im Rahmen der CBD gefordert (vgl. Tz. 576)) sind also nicht möglich, werden aber dringend benötigt.

Daten zur Belastung des Menschen und seiner Umwelt durch Chemikalien liegen in der Umweltprobenbank (www.umweltprobenbank.de/de) und diversen Umweltbeobachtungsprogrammen vor (KNETSCH und ROSENKRANZ 2003; KNETSCH 2011b). Eine umfassende Auflistung gibt es nicht. 1998 wurden auf Bundesebene – in unterschiedlichen Ministerien – 38 Programme verschiedener Ressorts mit 50 Beobachtungsnetzen, 788 Parametern und 495 Parameterausprägungen beschrieben (von KLITZING et al. 1998). Die Zahl wurde 2002 um weitere 6 Programme ergänzt (von KLITZING 2002), seitdem aber nicht weiter dokumentiert. Unter dem Stichwort „Umweltbeobachtungsprogramme“ sind im Internet-Portal PortalU (Metadatenkatalog; www.portalu.de) rund vierzig Umweltbeobachtungsprogramme des Bundes recherchierbar (August 2011). Diese Zahl schließt die Umweltbeobachtungsprogramme der Länder nicht mit ein, die auch dort recherchierbar sind. Neben unterschiedlichen zu erhebenden Parametern bestehen auch unterschiedliche räumliche Schwerpunkte der vorhandenen Beobachtungsräume bzw. der Beprobungsflächen bei den Bundesprogrammen (UBA 2002).

Status quo des Monitorings in Europa

584. Ähnlich wie im nationalen Rahmen existieren auch auf europäischer Ebene zersplitterte Monitoringprogramme. Dies ist in erster Linie darauf zurückzuführen, dass die Programme auf einzelne thematische Strategien und Rechtsakte zurückgehen und nicht der Versuch unternommen wurde, diese zu vereinheitlichen. Um dies zu er-

reichen, fordert die Europäische Kommission im Rahmen der „Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020“, dass eine integrierte Rahmenregelung für die Überwachung und Bewertung des Stands der Umsetzung der Strategie, einschließlich Berichterstattung, zu entwickeln ist. Die nationalen, EU- und globalen Überwachungs-, Berichterstattungs- und Überprüfungspflichten sollen verschärft und weitestgehend mit den Vorschriften anderer Umweltregelungen harmonisiert werden (Europäische Kommission 2011a). Europaweit werden Monitoringprogramme zu den oben genannten Richtlinien umgesetzt (vgl. Tz. 583). Zudem veröffentlicht der European Bird Census Council (EBCC) seit 2003 jährlich aggregierte Monitoringergebnisse europäischer Staaten zu Brutvogelarten (EBCC 2012). Die Meta-Datenbank Biodiversity Information System for Europe (BISE) soll den Daten- und Informationsaustausch mit speziellem Bezug zur Biodiversität unterstützen.

Ein teilweise integriertes Monitoring, zum Beispiel das ICP Forests (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests), findet unter dem Dach des Genfer Luftreinhalteabkommens der UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) statt (ICP Forests und Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2011; ICP Forests 2010). Im Rahmen einer Reihe von Verordnungen hat die EU die Erhebungen und Auswertungen auch finanziell unterstützt. Doch wird auch für die Daten des ICP Forests eine bessere Verknüpfung mit anderen Monitoring-Datenbanken gefordert (CLARKE et al. 2011).

Auch auf EU-Ebene existiert eine Reihe von Monitoringprogrammen für Chemikalien mit verschiedenen Zielrichtungen und Konzepten. Die Verantwortung für ein Monitoring von Chemikalien liegt bei den vier Institutionen DG Environment, DG Eurostat, Joint Research Centre (JRC) und der Europäischen Umweltagentur (European Environment Agency – EEA). Die vorhandenen Programme basieren auf der EU-Gesetzgebung und internationalen Verträgen, zum Teil auch ohne Berichtspflichten. Nach dem Zweck des Monitorings und der Matrix, die beprobt wird, können die Programme in die Gruppen Emissions-Monitoring, Nahrungs- und Futtermittel-Monitoring, Umweltmonitoring, Human-Biomonitoring und Produkt-Monitoring kategorisiert werden (Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2010).

Somit gibt es derzeit auch auf europäischer Ebene keinen Ansatz, Daten zu Chemikalien in der Umwelt (und in menschlichem Gewebe) kohärent und effektiv zu sammeln und zu verknüpfen. In den Erhebungsprogrammen sind nicht einmal die räumlichen Bezugssysteme aufeinander abgestimmt. Die Möglichkeit, die Belastung der Umwelt und des Menschen durch Chemikalien hinsichtlich ihrer Stärke und ihrer zeitlichen Entwicklung zu bewerten, wird so erschwert.

585. Die Europäische Kommission formulierte bereits 2008 die Notwendigkeit eines Konzepts für ein gemeinsames europäisches Umweltinformationsnetzwerk (Shared Environmental Information System – SEIS) (Europäische Kommission 2008). Allgemeines Ziel von SEIS ist es,

„Qualität und Verfügbarkeit der für die Umweltpolitik erforderlichen Informationen entsprechend dem Ziel der besseren Rechtsetzung zu erhalten und zu verbessern und gleichzeitig den damit verbundenen Verwaltungsaufwand zu minimieren“. Durch SEIS sollen verfügbare Daten effizienter genutzt und die in thematischen Umweltvorschriften derzeit vorgesehenen Informationspflichten weiter rationalisiert und priorisiert werden. Als Beispiele für die Notwendigkeit einer themenübergreifenden Koordinierung werden unter anderem die In-situ-Überwachung von Süßwasser, des Bodens, der Flächennutzung und der Biodiversität in einem Ökosystemkontext genannt.

Um die Datenverfügbarkeit und -verknüpfung zu verbessern, wurden auf EU-Ebene folgende Dateninfrastruktur-Zentren für den Natur- und Umweltschutzbereich bereits eingerichtet: European Environment Information and Observation Network (EIONET; Umweltdaten), Infrastructure for Spatial Information in the European Community (INSPIRE), EU-wide monitoring methods and systems of surveillance for species and habitats of Community interest (EuMon; Arten und Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse). Themenspezifisch und länderübergreifend arbeitet das Projekt MONARPOP (Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent Organic Pollutants), welches den Alpenraum auf persistente organische Schadstoffe hin untersucht (OFFENTHALER et al. 2009). Das Projekt MODELKEY erforscht übergreifend Schadstoffe in Süß- und Meerwasserökosystemen (BRACK 2011).

Fazit

586. Das überwiegend medial ausgerichtete Umweltrecht (Tz. 582, 602, 623) hat historisch zu sektoralen Erhebungen und Messnetzen geführt (Beobachtungen von Wasser, Luft, Boden, Erfassungen von Arten und Strukturen). Dies gilt sowohl für die nationalen als auch für die europäischen Umweltbeobachtungsprogramme.

Die Umweltbeobachtung in Deutschland und Europa ist daher durch eine Vielzahl an Messnetzen gekennzeichnet, die nach Umweltmedien und administrativen Zuständigkeiten getrennt voneinander betrieben werden. Daraus resultieren oft Abstimmungsschwierigkeiten über die Ressort-, aber auch Ländergrenzen hinweg. Insbesondere fehlen harmonisierte Mindestanforderungen für eine Erfolgskontrolle der stoffbezogenen Teilziele (DOYLE und HEIß 2009). Eine Verknüpfung zwischen Umwelt-, Human- und Produktdaten, beispielweise im Bereich der Pflanzenschutzmittel im Sinne einer wirkstoffbezogenen Zusammenführung, ist nicht möglich. Zudem sind übergeordnete kausale Auswertungen von Daten zum Zustand der Biodiversität mit Daten über stoffliche Einträge aus methodischen Gründen häufig nicht möglich. Aber auch die Datenverfügbarkeit bzw. die Zugriffsrechte auf die Daten sind oft ungeklärt.

Ziel muss es also sein, diese Programme sowohl in Bezug auf den Inhalt (vgl. Tz. 642), als auch auf die Bewertungsmöglichkeiten und auch die öffentliche Zugänglichkeit sowohl für einzelne Behörden als auch für die Öffentlichkeit

zu vernetzen und gegebenenfalls zu harmonisieren. Anzustreben ist ein umfassendes Beobachtungssystem, in dem alle Ebenen der Biodiversität beispielhaft erfasst werden und mit Zustandsdaten über Umweltmedien und Flächennutzung verknüpft werden können (HEIß 2010).

10.2.4 Medienübergreifendes Monitoring als Lösung

587. Wie dargestellt, führen Unterschiede in den Zielkonzepten, Datenanforderungen und Methoden in den gesetzlichen Regelungen zu nicht aufeinander abgestimmten Monitoringkonzepten (vgl. Abschn. 10.2.3). Nach Ansicht des SRU weist bereits die Ausrichtung in sowohl schutzgutbezogene als auch quellenbezogene Umweltstandards darauf hin, dass die bestehenden Ansätze der Umweltbeobachtung, die immer noch fast ausschließlich sektoral orientiert sind, zu einer integrierenden medienübergreifenden Umweltbeobachtung weiterzuentwickeln sind (bereits SRU 1991). Umweltschutz sollte stärker wirkungsorientiert, das heißt am Schutzgut orientiert, ausgerichtet sein. Das Anlagenzulassungsrecht setzt nach wie vor auf eine fast ausschließlich emissionsorientierte Betrachtung, nach der der Vorsorgeansatz durch das Konzept umgesetzt wird, dass der Stand der Technik einzuhalten ist. Hier ist in Zukunft eine zusätzliche Integration von Vorsorgeaspekten in Bezug auf die betroffenen Schutzgüter erforderlich (vgl. Kap. 9). Eine fachübergreifende Betrachtungsweise und Zusammenarbeit ist Voraussetzung dafür, den Zustand von Natur und Umwelt umfassend, zum Beispiel hinsichtlich von Problemstoffen, abbilden zu können, und damit Bedingung für eine erfolgreiche Umweltpolitik. Das geeignete Instrument dafür ist die medienübergreifende Umweltbeobachtung.

Ein stoffbezogenes Monitoring sollte integrativ ausgerichtet werden, das heißt, dass „Stoffgemische medienübergreifend auf den trophischen Stufen des Ökosystems untersucht werden“ (AK Umweltmonitoring 2008). „Als medienübergreifend wird ein umfassendes Monitoring über mehrere Ökosystemkompartimente (Umweltmedien) bezeichnet. Da auch das medienübergreifende Monitoring eine kombinierte Untersuchung von Exposition und Wirkung beinhalten kann, sind für diesen Begriff im weiteren Sinne auch die Bezeichnungen integratives, integriertes, ökologisches oder ökosystemares Monitoring gebräuchlich“ (AK Umweltmonitoring 2008).

588. Die Notwendigkeit, ein Monitoringkonzept interdisziplinär und Sektor übergreifend zu gestalten, ergibt sich auch aus folgenden Effekten, die durch eine reine, den Gesamtzusammenhang nicht berücksichtigende Gefahrenabwehr nicht erfasst werden (REESE 2010):

- Kumulations- oder Matrixeffekte (sich gegenseitig verstärkende verschiedene Wirkungen, die von Stoffen oder gentechnisch veränderten Organismen ausgehen können),
- Additionseffekte (Summation mehrerer gleichartiger Wirkungen),
- Räumliche und zeitliche Distanz von Wirkungen,

- Systemische Wirkungen: Effekte, die in einem Bereich entstehen, verursachen Auswirkungen nicht nur in diesem, sondern ebenfalls in anderen Bereichen. Dabei sind Interaktionen nicht immer linear und vor allem schwer vorhersehbar (LANGE et al. 2010).
- Beeinträchtigungen naturschutzfachlicher Schutzgüter: für Arten, Lebensräume und Ökosysteme fehlt nach REESE (2010) ein tatbestandlicher Schadensbegriff. Allerdings wurde für natur- und umweltschutzfachliche Schäden im Rahmen der Umweltrisikoprüfung bzw. beim Monitoring nach Gentechnikrecht ein Schadenskonzept entwickelt (KOWARIK et al. 2008).

589. Im Ergebnis eröffnet ein medienübergreifendes und interdisziplinäres Vorgehen die Möglichkeit, zu strittigen und aktuellen Bewertungsfragen gemeinsame und umfassende Positionen zu finden. Grundlage hierfür bildet die Biodiversitätsforschung, deren Ziel es ist, die Zusammenhänge und Wechselwirkungen innerhalb ökologischer Systeme sowie zwischen anthropogenen Faktoren und Umweltveränderungen aufzuklären (MARQUARD et al. 2012). Nach dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) dienen Nationalparks und Biosphärenreservate auch der wissenschaftlichen Umweltbeobachtung und der Forschung (§§ 24 Absatz 2 und 25 Absatz 2 BNatSchG). So findet integrierte Umweltbeobachtung zum Beispiel im Nationalpark Bayerischer Wald im Rahmen des Internationalen Kooperationsprogramms über die Auswirkungen grenzüberschreitender Luftschadstoffe und des Klimawandels auf Ökosysteme statt (UNECE ICP Integrated Monitoring) (BEUDERT et al. 2007).

Die intensive Beobachtung bestimmter Umweltparameter auf derzeit 88 ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen (Level II) im Wald im Rahmen von ICP Forests dient der Entwicklung von Hypothesen von Ursache-Wirkungs-Beziehungen (BMELV 2011; BOLTE et al. 2008; vgl. Tz. 602). Im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsprojekts „Modellhafte Umsetzung und Konkretisierung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung am Beispiel des länderübergreifenden Biosphärenreservates Rhön“ erschien 2008 der „Erste integrierte Umweltbericht“ (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz et al. 2008). Gleichzeitig sollten umgekehrt auch die Ergebnisse der Ökosystemforschung in die Gestaltung der Monitoringprogramme und in die Auswahl der Parameter und Messnetze fließen, um diese zu optimieren.

10.3 Grundelemente eines Gesamtkonzeptes

590. Monitoring erfüllt einerseits eine Frühwarnfunktion zu besorgniserregenden Entwicklungen, andererseits bewertet es die Erfolge von Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit für die Schutzziele und die Schutzgüter. Ein Gesamtkonzept sollte Nutzungseinflüsse, Stoffbelastungen und Wirkungen des Klimawandels mit Zustandsdaten zur Biodiversität verknüpfen und Veränderungen im Naturraum abbilden. Ein weiterer Problemkreis für eine Umweltbeobachtung betrifft die Möglichkeit eines Gentransfers nach Freisetzung von genetisch veränderten Organismen im Lebens- und Naturraum. Es gilt, sowohl

positive als auch negative Entwicklungen des Zustands von Natur und Umwelt aufzuzeigen und Handlungsbedarfe für Politik, Gesellschaft und Wirtschaft herzuleiten. Letztendlich sollte mithilfe von Monitoringdaten zur Belastung und zum Zustand begründet werden, ob ein aktives Eingreifen gerechtfertigt ist, weil dadurch ein Umweltschaden gemindert wird, oder ob demgegenüber Nicht-Handeln in Verbindung mit Senkung des Nutzungsdrucks überlegen ist.

Im Folgenden werden die notwendigen Grundelemente für ein Gesamtkonzept diskutiert und notwendige Ergänzungen dargestellt.

10.3.1 Allgemeines, repräsentatives Biodiversitätsmonitoring

591. Es gibt in Deutschland kein umfassendes Biodiversitätsmonitoring, welches den Zustand der biologischen Vielfalt in ihren wichtigsten Kompartimenten abbildet. Die Datenlage ist somit nicht ausreichend, um es der Politik zu erlauben, fundierte Entscheidungen mit Relevanz für den Naturhaushalt zu treffen. In Deutschland wird das Konzept des Monitorings von Ökosystemleistungen bislang gar nicht systematisch verfolgt. Ein entsprechendes Monitoringkonzept, das in bereits laufende Initiativen, wie das internationale System der umweltökonomischen Gesamtrechnungen, eingebunden werden kann, muss noch entwickelt werden.

592. Obwohl die biologische Vielfalt als „existenzielle Grundlage für das menschliche Leben“ anerkannt wird (BMU 2007, S. 9), gibt es im Indikatorenbericht zur nationalen Biodiversitätsstrategie nur zwei Indikatoren zum Zustand der biologischen Vielfalt (und einen integrierenden Zustandsindikator: Zustand der Flussauen) (BMU 2010, Kap. 2.1). Der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ beschränkt sich auf die Zielerreichung im Bereich der Arten (bisher nur Brutvögel) und der sechs Hauptlebensraumtypen. Der Indikator „Erhaltungszustand der FFH-Lebensräume und FFH-Arten“ (FFH – Fauna-Flora-Habitat) basiert auf den Daten des Monitorings nach der FFH-Richtlinie über den Erhaltungszustand der Schutzgüter. Die vorhandenen Monitoringprogramme sind bisher für eine angemessene Politikberatung und eine wissenschaftlich fundierte Darstellung des Zustandes der biologischen Vielfalt nicht ausreichend und sollten ergänzt werden (DOERPINGHAUS und DRÖSCHMEISTER 2010; vgl. Tz. 394).

Ökologische Flächenstichprobe als Instrument

593. Doch gibt es bereits geeignete Instrumente zum flächendeckenden Monitoring des Zustandes der biologischen Vielfalt: Die ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) wurde als neues Beobachtungsinstrument des Naturschutzmonitorings in Zusammenarbeit von Statistischem Bundesamt und dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) konzipiert (DRÖSCHMEISTER 2001; Statistisches Bundesamt und BfN 2000; BACK et al. 1996). Ziel war es, die Entwicklung des Naturvermögens in der Umweltökonomischen Gesamtrechnung zu berücksichtigen. Die ÖFS

stellt einen bundesweit anwendbaren Ansatz dar, nach dem Erhebungsmerkmale in repräsentativen und zufällig gewählten Stichprobenflächen nach standardisierten Methoden ermittelt und auf die Gesamtfläche hochgerechnet werden. Die Umweltverträglichkeit der Landnutzung in Bezug auf die biologische Vielfalt soll dabei beobachtet werden. Vor allem die Qualität der flächenmäßig dominierenden Normallandschaft (außerhalb von Schutzgebieten) ist für die Erhaltung der biologischen Vielfalt grundlegend und wird in der ÖFS berücksichtigt. Die statistische Relevanz beruht auf einer Stratifizierung der Stichprobenflächen nach der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Der Aufbau des Monitorings im Rahmen der ÖFS ist modular. Dabei werden auf Ebene I Landschaften und Biotoptypen ermittelt, deren Größe, Verteilung, Strukturierung und Qualität. Ebene II dokumentiert die Qualität der Biotope, ihre Artenvielfalt und Artenausstattung (DRÖSCHMEISTER 2001). Die ÖFS ist darauf hin konzipiert, drei Belastungsformen zu dokumentieren: Zerstörung, Zerschneidung und qualitative Belastungen.

Eine praktische Erprobung von Teilkomponenten erfolgte 1990 in Brandenburg, Berlin und Thüringen (Statistisches Bundesamt 1998). Umgesetzt wird die ÖFS bis heute nur in Nordrhein-Westfalen (KÖNIG 2003; 2010). Baden-Württemberg plant die Einführung der ÖFS (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg 2011, S. 44).

Monitoring von Ökosystemleistungen

594. Im Rahmen der Umsetzung der neuen Biodiversitätsstrategie der EU sollen zukünftig auch Ökosystemleistungen erfasst werden (vgl. Abschn. 1.2.2). Die EEA hat daher ausgehend vom Millennium Ecosystem Assessment (MA) ein neues Klassifizierungssystem entwickeln lassen: das Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) (HAINES-YOUNG und POTSCHIN 2010). CICES bietet die Möglichkeit, Ökosystemleistungen in bereits laufende Initiativen, wie das internationale System der umweltökonomischen Gesamtrechnungen (System of Integrated Environmental and Economic Accounting – SEEA), den Humanentwicklungsindex des Entwicklungsprogramms der Vereinten Nationen (United Nations Development Programme – UNDP), die Messung des gesellschaftlichen Fortschritts der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (Organisation for Economic Co-operation and Development – OECD) oder den von der EU geplanten Regelungsrahmen für die umweltökonomische Gesamtrechnung mit einzurechnen (wie gefordert in Europäische Kommission 2011b).

Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) der Schweiz hat auf der Grundlage von MA und CICES als erstes europäisches Land ein Inventar entwickelt, mit dem Ökosystemleistungen, die direkt dem Menschen zugutekommen, für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung erfasst werden können (STAUB et al. 2011). Sie werden damit messbar und kommunizierbar. Als Rahmen für eine nachhaltige Landschaftsentwicklung wurden Ökosystemleis-

tungen exemplarisch für verschiedene Landnutzungen der Biosphärenreservate Oberlausitz und Schwäbische Alb nach dem Schema des MA erfasst. Dadurch wurden Konflikte zwischen verschiedenen Ansprüchen und Nachfragen an Landschaften sichtbar und bewusst (PLIENINGER et al. 2010).

10.3.2 Monitoring der Wirkung der Klimaänderungen auf die Biodiversität

595. Eine Darstellung der Wirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt und eine wissenschaftlich abgesicherte Abgrenzung dieser Wirkungen von anderen Wirkungen, wie etwa des Einflusses der Landnutzung, ist im Moment nicht möglich. Eine Ausweitung des bestehenden Brutvogelmonitorings durch die flächendeckende Einführung der ÖFS würde ein Monitoring der Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt ermöglichen.

596. Der anthropogene Klimawandel resultiert in klein- und großklimatischen Änderungen (z. B. Saisonalität und Stärke der Regenereignisse bzw. Trockenzeiten, Temperaturverhältnisse), die sich auf die Verteilung und Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften auswirken. Der Großteil der Forschung diskutiert die Folgen des Klimawandels für die Biodiversität auf Art-Ebene, meist mithilfe sogenannter „climatic envelopes“ (Bereich klimatischer Schwankungen, in welchem eine Art vorkommen kann) (VOHLAND 2008). Neben dem Klimawandel wird die Biodiversität aber auch durch die Landnutzung beeinflusst. Daher sind technisch und großflächig umsetzbare Monitoringverfahren zu nutzen und zu etablieren, mit denen diese kombinierten Auswirkungen beide dokumentiert und bewertet werden können (GEBHARDT et al. 2010). Beispielhaft sind hier die ÖFS in Nordrhein-Westfalen und das Brutvogelmonitoring Deutschland, welches auch auf dem statistischen Ansatz der ÖFS beruht (ebd.). In der Schweiz gibt es ein flächendeckendes Biodiversitätsmonitoring (BDM), in dessen Rahmen auf einem systematisch verteilten Raster beispielsweise die Molluskenarten und ihre Verteilung erfasst werden. Dadurch konnten für zahlreiche Arten die Kenntnisse der Höhenverbreitung erweitert werden, die eine wichtige Grundlage für ein Monitoring der Folgen der Klimaerwärmung sind (KOBIALKA et al. 2010). Somit kann in Zukunft der Rückgang von wärmetoleranten Arten oder eine „Verschiebung“ ihrer Verbreitung untersucht werden. Ebenso kann der Einfluss der Bewirtschaftung oder von Luftschadstoffen auf die Biodiversität auf dieser Datengrundlage systematisch erfasst und bewertet werden (ebd.). Um Fragestellungen bezüglich des Zusammenhangs zwischen Klimaveränderung und Artenvorkommen untersuchen zu können, ist ein Langzeitmonitoring Voraussetzung.

Gleichzeitig könnten durch die flächendeckende Einführung der ÖFS auch die Folgen von Anpassungsstrategien an den Klimawandel, wie zum Beispiel der Ausbau der Windenergienutzung sowie der Anbau von Energiepflanzen und Kurzumtriebsplantagen, überprüft werden.

10.3.3 Monitoring in der Agro-Gentechnik

597. Die Forderungen des SRU nach einer *ausreichenden* allgemeinen und fallspezifischen Beobachtung von gentechnisch veränderten Organismen (GVO) wurden bislang nicht in die Praxis umgesetzt (SRU 2004a; 2004b; 2008, Kap. 12.3). Eine Umweltbeobachtung in der Agro-Gentechnik im Sinne des Vorsorgeprinzips konnte daher bislang nicht umgesetzt werden.

Die beteiligten Behörden in Deutschland, der Schweiz und Österreich haben in einem Papier folgende Grundsätze eines GVO-Monitorings verabschiedet (ZÜGHART et al. 2011), die durch den Ansatz der ÖFS im Wesentlichen unterstützt werden:

- Erfüllung wissenschaftlicher Mindestanforderungen (betreffend Parameter, Methoden, Design, Beobachtungsorte, Zeithorizont),
- Aussagekraft der vor der Zulassung durchgeführten Risikoabschätzung überprüfen,
- eine strikte konzeptuelle und methodische Trennung zwischen fallspezifischer und allgemeiner Beobachtung ist fachlich nicht sinnvoll und schwer umsetzbar,
- Erfassung der Exposition der Umwelt durch GVO und durch aus ihnen hergestellte Produkte ist ein wichtiger Bestandteil der Beobachtung.

Eine deutschlandweite Einführung der ÖFS wäre sinnvoll, um die im Gentechnikrecht gesetzten Ziele im Bereich Monitoring besser zu erfüllen.

598. Das Monitoring der Wirkungen von GVO auf die Umwelt erfordert die Beobachtung sehr komplexer ökologischer Zusammenhänge auf verschiedenen Integrationsebenen (z. B. innerartliche Diversität, Populationen, Ökosysteme) (ZÜGHART und BENZLER 2007; ZÜGHART et al. 2005; SRU 2004b, Abschn. 10.2.3). Wurde ein GVO für den Markt zugelassen (Inverkehrbringen), müssen der GVO und seine Verwendung durch ein Monitoring möglicher Auswirkungen auf die Umwelt begleitet werden. Dies gilt für den Import, die Verarbeitung und den Anbau von GVO. Dabei werden zwei Monitoringansätze unterschieden: eine allgemeine überwachende Beobachtung (general surveillance) und eine sogenannte fallspezifische Beobachtung (case specific monitoring) (Anhang VII der Freisetzungsrichtlinie 2001/18/EG).

Zweck der fallspezifischen Beobachtung ist es, die in der Umweltrisikoprüfung gemachten Annahmen hinsichtlich der möglichen schädlichen Auswirkungen des GVO und seiner Verwendung auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit zu überprüfen. Sie muss nur dann durchgeführt werden, wenn es entsprechende Hinweise auf Risiken oder Unsicherheiten gibt. Die allgemeine Beobachtung ist dagegen verpflichtend immer durchzuführen. Sie dient der Ermittlung von möglichen schädlichen Effekten auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit, die nicht in der Umweltrisikoprüfung vorhergesehen wurden.

599. In der EU wurde bisher nur ein anbaubegleitendes Monitoring nach der Freisetzungsrichtlinie praktiziert

nämlich zu Amflora, einer gentechnisch veränderten Stärke-Kartoffelsorte (seit 2010). Hingegen handelt es sich bei dem für Deutschland ausgehandelten und 2008 etablierten Monitoringplan für MON810, eine gegen den Maiszünsler resistente Maislinie, um eine Regelung auf nationaler Ebene. Beim Anbau von MON810-Mais wurden natur- und umweltschutzfachliche Aspekte jedoch ungenügend berücksichtigt und zum Beispiel die Auswirkungen des in den Maispflanzen produzierten Bt-Toxins (Bt = *Bacillus thuringiensis*) auf Tagfalter und Gewässerorganismen nicht anbaubegleitend untersucht (BfN 2009). Seit April 2009 besteht in Deutschland ein Anbauverbot für MON810 mit der Begründung, dass durch diesen Mais schädliche Umweltwirkungen verursacht werden könnten (ZKBS 2009). Diese Wirkungen hätten in Deutschland mit dem hier angewandten Monitoring nicht nachgewiesen werden können.

600. Der verbindliche Schutz der Ökosysteme – insbesondere ausgewiesener Schutzgebiete – und ein aussagekräftiges Monitoring, welches ökologische Risiken rechtzeitig indiziert, sollten Voraussetzung für einen Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen sein. Beim Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Futtermitteln sollten im Rahmen des Monitorings zusätzlich auch die Transport- und Verarbeitungswege überwacht werden sowie gegebenenfalls die tierischen Ausscheidungen und der Konsum der so hergestellten tierischen Produkte. Die fallspezifische Überwachung ist basierend auf Hinweisen aus der Umweltrisikoprüfung durchzuführen und umfasst also jeweils unterschiedliche spezifische Untersuchungen. Die Pläne für die allgemeine Beobachtung kombinieren

- Fragebögen an die Landwirte, die Schwerpunkte auf agronomische Aspekte wie Ertrag, Schädlingsbefall etc. legen (ökologische Parameter werden nicht systematisch erhoben),
- Literaturlauswertungen,
- die Nutzung bestehender allgemeiner Beobachtungsprogramme.

Vor diesem Hintergrund sind flächendeckende Kenntnisse über die Verbreitung von Arten, Lebensgemeinschaften und Lebensräumen in guter Qualität Voraussetzung für den Anbau von GVO bzw. für die damit zwingend verbundenen Monitoringansätze (vgl. Tz. 592). In Österreich wurde ein Monitoringsystem etabliert, das die gemeinsame Durchführung von Biodiversitäts- und GVO-Monitoring ermöglicht und dadurch fachliche und auch monetäre Synergieeffekte schafft (PASCHER et al. 2010; 2011). Dieses Monitoringsystem namens BINATS (Biodiversity – Nature – Safety) umfasst 100 Testflächen in Ackerbaugebieten. Gleichzeitig wird durch dieses Konzept die überwachende Beobachtung in das nationale Monitoring der Biodiversität eingegliedert (PASCHER et al. 2007). Landschaftselemente und Habitate, Gefäßpflanzen, Tagfalter und Heuschrecken bilden die Indikatoren. Auch das Biodiversitätsmonitoring Schweiz (BDM) ist in Synergien für ein GVO-Monitoring nutzbar (BÜHLER 2010; RAPS 2007; BÜHLER et al. 2008). In seinem Rahmen werden

auf 2.000 Stichprobenflächen auf der ganzen Landesfläche Tiere (Brutvögel, Mollusken, Tagfalter) und Pflanzen (Gefäßpflanzen, Moose) beobachtet (Koordinationsstelle Biodiversitätsmonitoring Schweiz 2006). Die ÖFS könnte in Deutschland eine ähnliche Ausgangsbasis für das GVO-Monitoring bieten, da sie leicht um gewisse für ein GVO-Monitoring notwendige Aspekte erweitert werden kann (MIDDELHOFF et al. 2006). Erste Anfänge einer beispielhaften Umsetzung hat es bereits in Nordrhein-Westfalen gegeben (FIEBIG 2010).

10.3.4 Stoffbezogenes Monitoring

601. Zu Stoffeinträgen in die Umwelt kommt es nicht nur durch die direkte Ausbringung (etwa von Pestiziden oder Düngemitteln), sondern auch durch die geplante Verwendung (etwa von Lösungsmitteln, Arzneimitteln oder anderen Produkten), den ungewollten Verlust aus Produktions- oder Betriebsabläufen, durch Störfälle und nicht zuletzt auch durch die Entsorgung. Entsprechend sind die Einträge von Stoffen vielgestaltig und die Belastung der Umwelt durch Stoffe betrifft die Umweltmedien (Boden, Wasser, Luft) und hat auch Auswirkungen auf die biologische Vielfalt.

Der derzeitige Gesetzesvollzug im Chemikalienrecht liefert Bewertungsmaßstäbe zur Risikoabschätzung von Umweltbelastungen. Die mittlerweile festgelegten Grenzwerte in der Stoffregulierung (Luftreinhaltegesetz, Wasserrecht u. a.) bilden gesellschaftlich festgelegte Risikostandards, deren Einhaltung durch Monitoring verifiziert werden muss. Um erfolgreiche und gezielte Maßnahmen für den Umgang mit Stoffen treffen und Defizite der bisherigen Regulierungsansätze ausmachen und korrigieren zu können, sind neben Risikoinformationen zu den einzelnen Stoffen auch Informationen zur tatsächlichen Belastung der einzelnen Umweltmedien und der dadurch hervorgerufenen Wirkungen notwendig. Das Verhalten und der Verbleib von in die Umwelt freigesetzten Stoffen sind wichtige Grundlagen für die Ableitung von Kriterien für die frühzeitige Identifizierung umweltrelevanter Stoffe. Für eine effiziente Umweltpolitik ist daher eine Rückkopplung der Informationsflüsse zwischen Umweltbeobachtung, Umweltpolitik und Rechtssetzung wichtig. Das Zusammenwirken von Umweltbeobachtung und Vollzug ist somit von wesentlicher Bedeutung. Ziel ist ein möglichst umfassender Schutz der biologischen Vielfalt über den gesamten stofflichen Lebensweg, von der Herstellung über die Verwendung bis zur Entsorgung.

602. Derzeit wird die stoffliche Belastung von Ökosystemen überwiegend getrennt nach den Einträgen von Stoffen in die einzelnen Umweltmedien (Boden, Wasser, Luft) und der Belastbarkeit der Lebensgemeinschaften durch wenige, prioritäre Schadstoffe erfasst. Nur wenige Monitoringprogramme führen physikalisch-chemische Informationen (z. B. pH-Wert, Temperatur, Sauerstoffgehalt, ausgewählte Stoffe) mit biologischen Informationen zusammen (z. B. Gewässermonitoring, Bodenzustandserhebung, Umweltmonitoring im Wald (Level II-Flächen (ICP Forests)) (vgl. Tz. 589) oder die ÖFS in Nordrhein-Westfalen in Verbindung mit einem Monitoring der stoff-

lichen Einträge). Hier ist eine bessere Verknüpfung der bisher getrennt erfassten Informationen notwendig (Umweltrat EOBC 2011). Ein stoffbezogenes Monitoring sollte daher integrativ ausgerichtet werden, sodass „Stoffgemische medienübergreifend auf den trophischen Stufen des Ökosystems untersucht werden“ können (AK Umweltmonitoring 2008).

10.3.4.1 Charakterisierung umweltrelevanter Stoffe

603. Auf Natur und Umwelt wirkt eine Vielzahl von unterschiedlichen stofflichen Belastungen. Diese bestehen beispielsweise in Akkumulationsprozessen, in Stofftransfers und stofflichem Austausch zwischen den Umweltmedien sowie indirekten Wirkungen. Ökologisch relevant sind sowohl Stoffe, die über besonders problematische Eigenschaften verfügen, als auch solche, die in großen Mengen freigesetzt werden und die Pufferkapazitäten der Ökosysteme überlasten. Potenzielle Relevanz für ein stoffspezifisches und medienübergreifendes Monitoring erlangt damit eine Vielzahl an Stoffen.

Die Auswahl der Stoffe, die in ein Monitoringprogramm einbezogen werden sollen, sollte sowohl aufgrund ihres Vorkommens in der Umwelt als auch anhand von Stoffeigenschaften erfolgen, die auf ein bekanntes oder mögliches Gefährdungspotenzial für Mensch und/oder Umwelt hinweisen. Zur Ermittlung solcher Substanzen können die Kriterien des Artikels 57 der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH-Verordnung) zur Identifikation besonders besorgniserregender Stoffe (substances of very high concern – SVHC) dienen. Es handelt sich hierbei um Stoffe, die:

- im Sinne der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen (CLP-Verordnung) als krebserzeugend, erbgutverändernd oder reproduktionstoxisch der Kategorie 1A oder 1B eingestuft sind (CMR-Stoffe) (Artikel 57a–c REACH-Verordnung),
- nach den Kriterien des Anhang XIII der REACH-Verordnung persistent, bioakkumulierbar und toxisch (PBT-Stoffe) oder sogar sehr persistent und sehr bioakkumulierbar (vPvB-Stoffe) sind (Artikel 57d und e REACH-Verordnung),
- nach wissenschaftlichen Erkenntnissen wahrscheinlich schwerwiegende Wirkungen auf die menschliche Gesundheit oder auf die Umwelt haben, die ebenso besorgniserregend sind wie diejenigen anderer in den Buchstaben a bis e aufgeführter Stoffe, und die im Einzelfall gemäß dem Verfahren des Artikels 59 ermittelt werden – wie etwa solche mit endokrinen Eigenschaften oder solche mit persistenten, bioakkumulierbaren und toxischen Eigenschaften oder sehr persistenten und sehr bioakkumulierbaren Eigenschaften, die die Kriterien der Buchstaben d oder e nicht erfüllen – (Artikel 57f REACH-Verordnung).

Bei einigen potenziellen PBT-Stoffen sind die zur abschließenden Bewertung notwendigen Prüfungen auf-

grund ihrer chemischen Eigenschaften und hoher Nachweisgrenzen nicht oder nur schwer möglich. Bislang ist nicht geklärt, ob diese Stoffe als PBT angesehen werden, oder wie die PBT-Eigenschaften dieser Substanzen bestimmt werden können (SCHULTE 2006).

604. Bei PBT- und vPvB-Stoffen sind der Eintrag in die Umwelt und mögliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und Ökosysteme zeitlich und räumlich voneinander entkoppelt. Die Vorhersage langfristiger Wirkungen und die Beurteilung möglicher Schäden sind mit der üblichen Methodik der Risikobewertung (Vergleich zwischen anzunehmender Exposition und Wirkung) nicht möglich, weil Persistenz und Anreicherung ohne Messdaten aus repräsentativen Proben keine belastbare Vorhersage der Exposition erlauben. Dazu kommt eine hohe Unsicherheit bezüglich möglicher längerfristiger Wirkungen. Diese lassen sich letztlich bei hoher Persistenz und Anreicherungsfähigkeit nie ausschließen. Einmal eingetretene Schäden sind häufig nicht mehr reparabel (UBA 2009b). Daher wird für diese Stoffklasse international die Minimierung jeglicher Freisetzung angestrebt. Ein diesem hohen Schutzanspruch entsprechendes Monitoringsystem fehlt bisher.

605. Das stoffliche Monitoring kann jedoch nicht nur dazu dienen, die Verbreitung bekannter PBT- oder vPvB-Stoffe zu untersuchen. Darüber hinaus können in Zusammenarbeit mit der Forschung Stoffe identifiziert werden, die bislang nicht als PBT- oder vPvB-Stoffe erkannt wurden, beispielsweise durch Untersuchung von Humanproben beruflich nicht exponierter Personen oder von Umweltproben aus gering durch den Menschen beeinflusste Regionen (Arktis) oder von Organismen an der Spitze von Nahrungspyramiden (UBA 2009b).

606. Weitere Kriterien, die einen Stoff für die prioritäre Aufnahme in ein Monitoringprogramm qualifizieren, sind eine hohe toxische Potenz, eine weit verbreitete Verwendung oder eine hohe jährliche Herstellungsmenge. Besonders bei Substanzen, die nach den beiden letztgenannten Kriterien ausgewählt wurden, sollte ein Monitoring auch mögliche darin enthaltene Kontaminanten umfassen. Als Beispiel sei hier der Eintrag von Cadmium in Böden durch die Verwendung von Phosphatdünger genannt, aber auch Einträge, die durch historische Nutzungsformen – zum Beispiel Bergbau – entstanden sind.

Der Einsatz von Pestiziden und Arzneimitteln in der Landwirtschaft ermöglicht einerseits enge Fruchtfolgen und eine intensive Tierhaltung, diese Stoffe sind aber andererseits per se umweltrelevant bzw. wirksam auf die biologische Vielfalt. Sie tragen somit auch direkt zum Verlust der biologischen Vielfalt bei, indem beispielsweise Pflanzen, die Nützlingen als Nahrung und Überwinterungsort dienen, durch Herbizide vernichtet werden oder dadurch, dass Tiere, die nicht Zielorganismen sind, durch Insektizide geschädigt oder getötet werden (HAFFMANS 2008).

Der Einsatz von Düngemitteln führt zu einem erhöhten Eintrag von Nährstoffen in die Umwelt mit negativen Auswirkungen auf die meisten naturnahen und natürli-

chen Ökosysteme. Beispielsweise betrug der Anteil der untersuchten Flächen ohne Überschreitungen ökosystemspezifischer Belastungsgrenzen für eutrophierende Stickstoffeinträge (exceedance of critical loads of nutrient nitrogen) in Deutschland im Jahr 2004 nur 4,3 % (SUKOPP et al. 2010). Zur Bewertung des Zustands eines Ökosystems ist daher auch die Überwachung der vorhandenen Nährstoffe notwendig.

10.3.4.2 Beispiele für kritische Stoffe mit besonderen Anforderungen an das Monitoring

607. Im Folgenden wird an Beispielen dargestellt, welche Beiträge Monitoring zum Schutz des Menschen und der Umwelt vor Stoffeinträgen bereits leistet oder leisten kann. Im Zentrum der vorsorgenden Stoffpolitik stehen heute Stoffe mit langfristigen Risikopotenzialen (PBT-Stoffe und CMR-Stoffe) und Stoffe, die schon in geringen Konzentrationen in physiologische Regulierungsmechanismen von Organismen eingreifen (endokrine Wirkungen, vgl. Tz. 612 f.). Einige problematische Stoffeinträge wurden zwar minimiert, doch konnte die Forschung neue Wirkungsmechanismen von bekannten Umweltschadstoffen und von bis dahin nicht als solche klassifizierten Stoffe nachweisen, zum Beispiel für per- und polyfluorierte Verbindungen. In anderen Fällen stellt sich trotz Erfolgen in der Emissionskontrolle die Notwendigkeit zur weiteren Minderung, weil die Bewertung möglicher Gesundheitsrisiken neue Erkenntnisse, zum Beispiel für die Bewertung von Blei, erbracht hat. Aus der Gruppe der für die Umwelt besonders kritischen Stoffe werden im Folgenden ein Schwermetall, eine Stoffgruppe mit persistenten, bioakkumulierbaren und toxischen Eigenschaften, die Gruppe der endokrin wirksamen Stoffe und ein häufiges Pflanzenschutzmittel herausgegriffen. Für diese ist ein Monitoring wegen ihrer öko- und humantoxischen Wirkungen notwendig.

Schwermetalle und „neue“ Wirkungen: Blei

608. Blei ist ein Metall mit bekannter und ubiquitärer Verbreitung. Im Unterschied zu vielen organischen Substanzen können Metalle nicht biologisch abgebaut werden, ihre Verbreitung unterliegt daher einem Kreislauf. Um die Belastung von Mensch und Umwelt effektiv zu reduzieren, müssen toxische Metalle diesem Kreislauf entzogen werden. Der Eintrag von Schwermetallen in die Oberflächengewässer bedeutet eine Beeinträchtigung aquatischer Lebensgemeinschaften. Trotz der Reduktionen bei Blei um 89 % zwischen 1985 bis 2005 bestehen im Rahmen der Schwebstoffuntersuchungen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser weiterhin Probleme bezüglich der Schwermetallkonzentrationen, so auch bei Blei. Die Gewässer-Güteklasse II konnte im Jahr 2010 für Blei daher nur an 78 % der Messstellen erreicht werden (UBA 2012). Zur Ermittlung der Prioritäten für weitere Reduktionsmaßnahmen sowie zur Überwachung des Erfolgs solcher Maßnahmen stellt das Monitoring der Belastung der einzelnen Umweltkompartimente ein unverzichtbares Werkzeug dar.

Inzwischen ist die Belastung des Menschen mit Blei, trotz seiner Persistenz, rückläufig (IARC 2006). Aktuelle Studien zur Wirkung von Blei an Kindern und Jugendlichen erbrachten neue Erkenntnisse zu Gesundheitsrisiken, da sie vermehrt Kollektive mit Blutbleigehalten im Niedrigdosisbereich unter 100 µg/l enthielten. Die Studien zeigten, dass Blei neurotoxische Wirkungen und möglicherweise auch endokrine Wirkungen entfaltet, für die Kinder und Jugendliche aufgrund ihrer Entwicklungsstufen eine sensible Bevölkerungsgruppe darstellen (Kommission Human-Biomonitoring 2009). Blei und seine anorganischen Verbindungen wurden vor kurzem auch hinsichtlich ihrer Kanzerogenität neu bewertet: die International Agency for Research on Cancer (IARC) hat sie als wahrscheinlich krebserzeugend für den Menschen (Gruppe 2A) eingestuft und auch die MAK-Kommission (MAK – maximale Arbeitsplatzkonzentration) bewertet sie als krebserzeugend für den Menschen (Kategorie 2) (IARC 2006; DFG Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe 2007). Diese neuen Erkenntnisse zeigen, dass trotz Minderungserfolgen die Bleibelastung nach dem ALARA Prinzip (As Low As Reasonably Achievable) weiter gemindert und dies auch im Monitoring überprüft werden muss.

609. Zusammen mit Befunden zu einer Korrelation zwischen den Bleigehalten im Blut und einem erhöhten Auftreten von Herz-Kreislauf-Erkrankungen und chronischen Nierenschäden bei Erwachsenen (Kommission Human-Biomonitoring 2009) sprechen die Erkenntnisse über die Wirkungen von Blei dafür, die Bestrebungen zur Minimierung der Belastung des Menschen weiter aufrecht zu erhalten und zu optimieren. Der Erfolg der Maßnahmen ist daher weiterhin durch ein regelmäßiges Belastungsmonitoring zu überprüfen. Der Einfluss der terrestrischen Bleibelastung auf den Menschen ist zu evaluieren und gegebenenfalls zu senken.

Persistent, bioakkumulierbar und toxisch: per- und polyfluorierte Verbindungen

610. Eine Gruppe ebenfalls persistenter Umweltkontaminanten stellen die Perfluoralkyl- und Polyfluoralkylsubstanzen (PFAS) dar. Bekannte Vertreter der PFAS sind die Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) und die Perfluorooctansäure (PFOA), die bereits seit über fünfzig Jahren hergestellt und zusammen mit einigen anderen PFAS auch als perfluorierte Tenside (PFT) bezeichnet werden. Weiterhin werden zu den PFAS unter anderem Fluortelomeralkohole (FTOH) und Fluorpolymere wie Polytetrafluorethylen (Teflon®) gezählt. PFT weisen eine hohe chemische und thermische Stabilität auf. Wegen ihrer wasser-, fett- und schmutzabweisenden Wirkung werden sie zur Oberflächenveredelung von Textilien sowie von Papier und Bauprodukten eingesetzt. Darüber hinaus finden sie auch in der Galvanik bei der Oberflächenbeschichtung weitverbreitet Anwendung und werden auch in Reinigungsmitteln, Farben und Feuerlöschmitteln verwendet (ARENHOLZ et al. 2011; UBA 2009a; BfR 2006). Wegen ihrer Persistenz sind PFAS mittlerweile weltweit in Gewässern, Luft, menschlichem und tierischem Gewebe nachweisbar.

Die Verbreitungswege sind noch nicht vollständig aufgeklärt (UBA 2009a).

Die Aufnahme von PFAS in den menschlichen Organismus ist ebenfalls noch nicht vollständig aufgeklärt. In Studien an Personen, die belastetes Trinkwasser konsumiert hatten, konnte eine Aufnahme von PFOS und PFOA gezeigt werden, ebenso eine Aufnahme von PFOS aus kontaminiertem Fisch. PFAS wurden auch in anderen Lebensmitteln nachgewiesen wie Fleisch, Milchprodukten und Eiern sowie Getreide, welches auf kontaminierten Böden gewachsen war. PFAS werden auch über die Lunge aufgenommen, beispielsweise können mit PFAS veredelte Wohntextilien zu einem Eintrag in die Raumluft führen (UBA 2009a). In Tierexperimenten wirken PFOA und PFOS kanzerogen und reproduktionstoxisch (OECD 2002; EPA 2005; FRICKE und LAHL 2005). Die Übertragbarkeit der tierexperimentellen Befunde auf den Menschen ist jedoch umstritten. Es gibt aber Hinweise auf einen negativen Einfluss von PFOS und PFOA auf die Fruchtbarkeit von Frauen (FEI et al. 2009).

Eine Studie der Umweltprobenbank des Bundes zeigt, dass die Konzentrationen von PFOS im Blutplasma nicht beruflich Exponierter seit Beginn des neuen Jahrtausend deutlich sinken, während die PFOA-Konzentrationen gleich bleiben. Gleichzeitig zeigen sowohl diese als auch eine weitere Studie, dass die bekannten PFAS wie PFOS und PFOA durch neue PFAS ersetzt werden, die noch weniger untersucht sind (UBA 2009a).

Bislang liegen die in Gewässern gemessenen Konzentrationen der PFAS deutlich unter den Gehalten, die aquatische Lebensgemeinschaften schädigen würden (UBA 2009a). PFAS sind jedoch, wie beschrieben, sehr persistent. Daher sollte ihr Eintrag in die Umwelt minimiert werden, zumal die Industrie vermehrt kurzkettige PFAS einsetzt, die sich zwar weniger im Organismus anreichern, aber ebenso wenig biologisch abbaubar sind und deren ökotoxikologisches Potenzial noch nicht abgeschätzt werden kann. Das Umweltbundesamt (UBA) schlägt zum Schutz der Umwelt rechtlich bindende Qualitätsstandards und Minderungsziele für Gewässer, Abwasser, Klärschlamm und Böden vor (UBA 2009a).

611. Die bislang zu den PFAS vorliegenden Befunde sprechen dafür, das Monitoring der Belastung von Mensch und Umwelt mit dieser Substanzklasse weiter zu intensivieren, zum einen um über ein Belastungsmonitoring sowohl die Erfolge der Minimierungsbestrebungen zu prüfen, als auch um neue quantitativ besonders relevante PFAS früh erkennen zu können. Zum anderen ist ein Effektmonitoring erforderlich, um potenzielle Wirkungen auf Mensch und Umwelt möglichst frühzeitig zu identifizieren, vor allem auch in Anbetracht der Persistenz der PFAS.

Endokrin wirksame Stoffe

612. Schon seit geraumer Zeit nimmt die Wirkung von Schadstoffen auf das Endokrinum (Hormonsystem) in der Stoffrisikodebatte eine besondere Stellung ein. Es gibt zahlreiche Chemikalien, die nachweislich das Potenzial

besitzen, das endokrine System des Menschen wie auch das von Tieren zu beeinflussen. Hier steht die vorgeburtliche Entwicklung im Vordergrund, da in dieser sensiblen Lebensphase Hormone eine große Bedeutung als Regulatoren haben. Wirken Sie in falscher Konzentration oder im falschen Zeitpunkt ein, kann die Entwicklung betroffen sein. Bekannte Beispiele für solche Stoffgruppen, die ein hormonelles Wirkungspotenzial aufweisen, sind:

- PCB (Polychlorierte Biphenyle), die als Isolierflüssigkeit, Hydrauliköl und Weichmacher für Dichtungsmassen eingesetzt wurden und inzwischen verboten sind. Aufgrund ihrer Persistenz sind sie nach wie vor in der Umwelt nachweisbar;
- Phthalate, die als Weichmacher für Kunststoffe, Farben und Lacke verwendet werden;
- Bisphenol-A, das ebenfalls in der Kunststoffherstellung (Polykarbonate), aber auch zu anderen Zwecken, zum Beispiel als Farbentwicklungskomponente, verwendet wird und beispielsweise in Lebensmittelverpackungen und Plastikschüsseln enthalten ist;
- Tributylzinn (TBT), das insbesondere als Antifoulingbiozid in Schiffsanstrichen verwendet wurde. Der Einsatz von zinnorganischen Verbindungen in Antifoulingfarben ist seit 2003 weltweit verboten (EEA 2001; SRU 2004b; UBA 2010; BfR 2011b).
- *Synthetische Hormone zur Empfängnisverhütung und zur Behandlung hormonabhängiger Krankheiten* (z. B. 17 α -Ethinylestradiol), die mit dem Abwasser in die Oberflächengewässer gelangen.

Aus der Erfahrung zu den Langzeitwirkungen des ersten synthetischen Östrogens Diethylstilbestrol, welches bis in die 1970er-Jahre häufig bei Schwangeren eingesetzt wurde, ist bekannt, dass hohe östrogene Wirkungen am Menschen während der Schwangerschaft insbesondere die prä- und postnatale sexuelle Entwicklung und die männliche und weibliche Fertilität beeinträchtigen und sogar Krebserkrankungen bei den weiblichen Nachkommen gefördert haben (HOOVER et al. 2011). Obwohl es klar ist, dass bestimmte Umweltchemikalien normale hormonelle Prozesse beeinträchtigen können, ist die Beweislage dafür, dass die menschliche Gesundheit durch Exposition gegenüber endokrin wirksamen Chemikalien aus der Umweltbelastung beeinträchtigt wurde, schwach. Bei der ökotoxikologischen Risikobewertung stehen Wirkungen mit Relevanz für Populationen im Vordergrund (HOFFMANN und KLOAS 2012).

613. Gerade im Hinblick auf endokrine Wirkstoffe, die bislang nur teilweise von Monitoringprogrammen erfasst werden, ist die Bedeutung des Monitorings evident, um regulative Maßnahmen zu begründen. Bei diesen Stoffen stellt sich die besondere Herausforderung einer summativen Betrachtung aller gleich wirkenden Stoffe unabhängig von der Wirkungsintensität. Über ein reines Expositions-/Belastungsmonitoring hinaus ist eine medienübergreifende Umweltbeobachtung, die auch ein Effektmontoring einschließt, erforderlich, um bislang unerkannten endo-

krin wirksamen Substanzen auf die Spur zu kommen (vgl. Tz. 587).

Verbreitete Anwendung von Pflanzenschutzmitteln: Glyphosat

614. Glyphosat und sein Abbauprodukt AMPA führen die Liste der Befundhäufigkeiten der Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässern und im Trinkwasser, zum Beispiel in Schleswig-Holstein, an (Schleswig-Holsteinischer Landtag 2011). Ursprünglich wurden Glyphosat und Glyphosat-resistente Anbaupflanzen mit der Begründung eingeführt, die Umweltbelastung mit Herbiziden zu reduzieren, da Glyphosat weniger toxisch und persistent sei als andere Herbizide. Doch AMPA erweist sich als persistent in Böden und mindestens genauso toxisch wie Glyphosat (MAMY et al. 2010; ANTONIOU et al. 2011). Wissenschaftliche Forschungsergebnisse zeigten, dass Glyphosat in In-vitro-Untersuchungen Missbildungen an Frosch- und Hühner-Embryos verursacht und zwar schon in stärkeren Verdünnungen als denjenigen, die bei der landwirtschaftlichen Anwendung entstehen (ANTONIOU et al. 2011; 2010).

Für eine Serie Breitbandherbizide unter dem Namen Roundup® gibt es zahlreiche Belege, dass das hierin enthaltene Glyphosat sowie die jeweiligen Hilfsstoffe erhebliche Auswirkungen auf die Entwicklung und das Überleben von Amphibien haben (BERNAL et al. 2009; MANN et al. 2009; RELYAE und JONES 2009). Das Ausmaß variiert entsprechend der jeweiligen Konzentration und dem Ausbringungszeitpunkt (JONES et al. 2010).

Somit sollte für die Bewertung von Glyphosat nicht nur die gesundheitliche Bewertung des Bundesinstituts für Risikobewertung (BfR), sondern auch Erkenntnisse zur Ökotoxizität berücksichtigt werden. Die Facheinschätzung des BfR macht darüber hinaus darauf aufmerksam, dass „der wesentliche fachliche Dissens dagegen in einem grundlegend unterschiedlichen wissenschaftlichen Ansatz zu der Bewertung gesundheitlicher Risiken von Chemikalien besteht. Solche Paradigmenwechsel sollten nach Ansicht des BfR erst von der Fachwelt geprüft und auch in internationalen Gremien auf ihre Notwendigkeit hin diskutiert werden“ (BfR 2011a). Obwohl 2012 auf EU-Ebene eine Überprüfung der Zulassung von Glyphosat hätte stattfinden müssen, verlängerte die Europäische Kommission die Zulassung für Glyphosat – sowie für 38 weitere Pestizide – außerplanmäßig im November 2010 (Richtlinie 2010/77/EU). Glyphosat kann daher ohne weitere Überprüfung bis 2015 genutzt werden (Deutscher Bundestag 2011a).

615. Gerade bei einem breit angewendeten Pflanzenschutzmittelwirkstoff ist eine medienübergreifende Umweltbeobachtung erforderlich, um neben Daten über die Belastung mit dem Wirkstoff und seinen Abbauprodukten im Rahmen eines Effektmontoring Wirkungen auf Nichtzielorganismen erfassen zu können, die bei der Risikobewertung bislang möglicherweise nicht erkannt wurden.

10.3.4.3 Beispiele für Kenntnislücken in der Umweltbewertung von Stoffen

616. Ökologisch relevant sind sowohl Stoffe, die über besonders problematische Eigenschaften verfügen, als auch solche, die in großen Mengen freigesetzt werden und die Pufferkapazitäten der Ökosysteme überlasten. Unzureichend sind vor allem die Kenntnisse über chemische Belastungen in der Terrestrik und von Gewässern sowie die direkten und indirekten Auswirkungen von Pestiziden und Industriechemikalien auf die biologische Vielfalt.

Unzureichende Kenntnisse über chemische Belastungen der Terrestrik

617. Das Wissen über Pestizide (ISOE 2010) und Arzneimittel in der Terrestrik ist gering, obwohl diese per se umweltrelevant sind und über Gülle und Klärschlämme auf landwirtschaftlichen Böden verteilt werden. Trotz Pfadbetrachtung kommt es immer wieder zu unerwarteten Effekten (ISENRING 2010), wie zum Beispiel dem Bienensterben in Deutschland 2008 durch das Insektizid Clothianidin oder dem Aussterben von drei Geierarten auf dem indischen Subkontinent durch den Einsatz von Diclofenac in der Tiermedizin (KNOPP et al. 2007). Durch Ausscheidungen der Nutztiere in die Gülle können Antiparasitika-Rückstände, wie zum Beispiel Ivermectin, die Dungfauna schädigen (KREUZIG et al. 2007).

Flammschutzmittel sind ein Beispiel für das Fehlen von Umweltdaten von Schadstoffen (ARCADIS Belgium und EBRC Consulting 2011). In einer Untersuchung von 42 in Konsumgütern enthaltenen Flammschutzmitteln, konnten aufgrund fehlender Umweltdaten für den Umwelt- und Gesundheitsschutz lediglich 22 beurteilt werden, für 11 konnte ein Risiko gar nicht eingeschätzt werden.

Unzureichende Kenntnisse über chemische Belastungen von Gewässern

618. Die Lücke zwischen der chemischen Überwachung und der Bewertung der biologisch besonders empfindlichen Kleingewässer schließt das europäische MODELKEY-Projekt (BRACK 2011), das die Verknüpfung chemischer und biologischer Zustandsdaten thematisiert. Es hat mit dem SPEAR Index (species-at-risk) ein Bewertungsinstrument für die Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf Gewässerorganismen entwickelt, das chemische und biologische Daten zusammenführt (von der OHE et al. 2009). Das Projekt belegt auch den Entwicklungsbedarf im Monitoring.

Vor allem für die größeren Gewässer liegen bundesweite Informationen zu Belastungen mit Chemikalien vor, aber überwiegend zu den „prioritären Stoffen“. Für die ökologisch besonders wertvollen kleinen Gewässer gibt es diese Daten aber höchstens in den Ländern im Rahmen der länderspezifischen Messprogramme. Belastungs-Messwerte sind also vorhanden, wenn auch nicht gut verfügbar und methodisch nicht standardisiert.

Pflanzenschutzmittel können während oder nach ihrer Ausbringung durch Sprühabdrift, Oberflächenabfluss oder Drainage in Oberflächengewässer eingetragen werden (Deutscher Bundestag 2011b; SCHULZ 2004). Die dem Bund zur Verfügung stehenden Daten zum chemischen Monitoring erlauben keine präzise Aussage zur Pflanzenschutzmittelbelastung von den besonders betroffenen Oberflächengewässern, da unter anderem die Anzahl von Messstellen gering ist, kleine Fließgewässer nicht erfasst werden und nur eine eingeschränkte Wirkstoffpalette gemessen wird. Das heißt, ein geeigneter Zustandsindikator zur Belastung von allen Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln ist für die Umsetzung des in Erarbeitung befindlichen Nationalen Aktionsplans (NAP) zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf der Grundlage der neuen Pflanzenschutz-Rahmenrichtlinie 2009/128/EG nicht abzuleiten. Hier wäre mit einem repräsentativen Monitoring der Status Quo der Pflanzenschutzmittelbelastung in agrarischen Kleingewässern zu ermitteln, um die Ausgangsbasis für ein Erfolgsmonitoring zum NAP zu schaffen.

Unzureichende Kenntnisse über die Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die biologische Vielfalt

619. Chemisch-synthetische Pestizide gefährden die biologische Vielfalt insbesondere von Pflanzen, zum Beispiel durch den Rückgang der Artenzahlen in den Samenbanken in den Böden der Agrarlandschaften (ROBINSON und SUTHERLAND 2002). Unter anderem durch indirekte Effekte der Nahrungsketten, die in den Risikoüberprüfungen nicht berücksichtigt werden, ist die Artenzahl der Brutvögel in der Agrarlandschaft zurückgegangen (SUDFELDT et al. 2010). Bodenlebewesen, Wasserorganismen und Amphibien werden als Nichtzielorganismen in Anzahl und Artenzusammensetzung reduziert (Beispiele und Literaturangaben in HAFFMANS 2010; ISENRING 2010). Amphibien stehen über ihre Haut sehr stark im Austausch mit den sie umgebenden Medien. Deshalb reagieren sie auch empfindlich auf einen direkten Kontakt mit Bestandteilen von Pflanzenschutzmitteln. Außerdem sind sie durch ihren biphasischen Lebenszyklus einer Exposition von Substanzen, sowohl in einer aquatischen (Larvalstadium) als auch in einer terrestrischen Umgebung (Adultstadium) ausgesetzt (TODD et al. 2011). Beispielsweise wurde nach Feldapplikation von umweltrelevanten Fungizidaten eine 100 %ige Mortalität bei juvenilen Stadien von Amphibien festgestellt (BELDEN et al. 2010).

Eine Studie hat 2010 gezeigt, dass Pestizide maßgeblich für die Verringerung der Tier- und Pflanzenvielfalt auf landwirtschaftlichen Flächen Europas sind (GEIGER et al. 2010). Der Einsatz von Insektiziden reduziert zudem indirekt die Effektivität der biologischen Schädlingsbekämpfung (ebd.). Grundsätzlich ist es problematisch aber derzeit alternativlos, dass die Testsysteme mit Stellvertreterorganismen arbeiten, Teile des Hormonsystems nicht erfassen (z. B. Nebenniere, Bauchspeicheldrüse) sowie „Cocktail-Wirkungen“ und die chronische Toxizität nicht berücksichtigen (ISOE 2010). Zudem zeigt das Kontaminationsmuster von Insektiziden in der Umwelt in

der Regel Belastungsspitzen, die nur wenige Stunden andauern, und damit schwer nachweisbar, aber von hoher ökotoxikologischer Relevanz sind (Deutscher Bundestag 2011b).

620. Weiterhin werden bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln indirekte Wirkungen und kumulative Risiken nicht berücksichtigt (WOGRAM 2010). Nicht ausreichend umgesetzt wird auch der Schutz der landwirtschaftlichen Begleitflora und -fauna sowie die Schutzansprüche gesetzlich besonders geschützter Arten (LIESS et al. 2010). Hier wäre ein zulassungsbegleitendes, medienübergreifendes Monitoring als „Realitätscheck“ wichtig.

10.3.5 Regulierung von Stoffeinträgen

621. Die Regulierung von Stoffeinträgen in die Umwelt durch die verschiedenen Rechtsakte unterscheidet sich nicht nur hinsichtlich der Schutzziele, sondern auch bezüglich deren Operationalisierung. Sie ist traditionell grundsätzlich am Schutz der verschiedenen Umweltmedien orientiert. Die REACH-Verordnung verfolgt insofern einen umfassenden Ansatz, als sie Stoffe über ihren gesamten Lebensweg begleitet und Anforderungen an den Umgang mit ihnen formuliert. Vor allem werden durch die REACH-Verordnung aber Daten zu den Stoffeigenschaften, den Produktionsmengen und auch zur Verwendung der registrierungspflichtigen Stoffe bereitgestellt. Diese bergen Potenziale für die Verbesserung des Chemikalienmanagements – auch insofern, als sie die Ansätze in den Rechtsakten optimieren können – und können wichtige Informationen für das stoffliche Monitoring liefern.

Die Konzeption von Programmen zur Umweltbeobachtung muss auf diese Komplexität reagieren und sowohl Daten zur Verfügung stellen, die von den Behörden für Entscheidungen im Einzelfall genutzt werden können, als auch Schlussfolgerungen hinsichtlich notwendiger Nachbesserungen durch den Gesetzgeber ermöglichen.

622. Die einzelnen Komponenten eines verantwortlichen Umgangs mit Stoffen in der Umwelt sollten zielführend miteinander verknüpft werden:

- Zusammentragen und Generierung von Risikoinformationen zu Stoffen,
- Entwicklung von Maßnahmen, um Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und Umweltstandards einzuhalten,
- Erfolg von Maßnahmen durch Umweltbeobachtung überwachen und bei entsprechendem Anlass Nachbesserungen vornehmen,
- Beratung der Politik und Information der Öffentlichkeit durch Berichterstattung über die Ergebnisse der Umweltbeobachtungsprogramme.

Nur wenn eine sinnvolle Verknüpfung gelingt, kann der Eintrag von Stoffen in die Umwelt und damit die Belastung der Umwelt minimiert werden.

10.3.5.1 Regulierung in den EU-Rechtsakten

623. Die Vorgaben für die Regulierung von Umweltrisiken durch Stoffe werden zunehmend auf europäischer Ebene formuliert (vgl. Tab. 10-1). Dabei haben die einzelnen Rechtsakte zunächst sehr unterschiedliche Schutzziele. Während sich beispielsweise die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) auf den Schutz von aquatischen sowie von ihnen abhängigen terrestrischen Ökosystemen beschränkt, wird mit der Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG ein umfassender Ansatz verfolgt, mit dem die menschliche Gesundheit sowie die Umwelt insgesamt geschützt werden soll. Auch die Schutzziele der einzelnen Rechtsakte unterscheiden sich. So ist das Schutzziel der WRRL der gute ökologische Zustand, während beispielsweise die Biozidrichtlinie 98/8/EG unannehmbare Wirkungen auf die Zielorganismen verhindern soll. Dabei sind die unterschiedlichen Schutzziele zum einen der Abwägung mit anderen Belangen – etwa der Schädlingsbekämpfung – im Einzelfall geschuldet, lassen sich aber auch auf die unterschiedlichen Blickwinkel zurückführen. Denn während einige Rechtsakte die Belastungsquelle – also Stoffe – zum Anknüpfungspunkt haben, konzentrieren sich andere Rechtsakte auf das Schutzgut und somit die Umweltmedien. Dies ist darauf zurückzuführen, dass Stoffe nicht nur zu unterschiedlichen Zwecken verwendet werden, sondern auch mit den unterschiedlichsten Umweltmedien in Berührung kommen können. Entsprechend unterscheiden sich auch die Regulierungsansätze. So soll der WRRL entsprechend das Schutzziel beispielsweise durch die Aufstellung von Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe operationalisiert werden. Dagegen sieht beispielsweise die Verordnung (EG) Nr. 850/2004 über persistente organische Schadstoffe (POP-Verordnung) in langer Sicht die Einstellung der Freisetzung bestimmter Stoffe vor. Der Ansatz der REACH-Verordnung (vgl. Abschn. 10.3.5.2) ist insofern am umfassendsten, als nicht nur der Anwendungsbereich – also der Umfang der betroffenen Stoffe – sehr breit ist, sondern auch der gesamte Lebenszyklus eines Stoffes analysiert werden soll, um ein hohes Schutzniveau für die menschliche Gesundheit und die Umwelt sicherzustellen.

624. Entsprechend lassen sich den einzelnen Regelungen zahlreiche Vorgaben dazu entnehmen, wie mit Stoffen zum Schutz der Umwelt umzugehen ist und welche Ziele es dabei einzuhalten gilt. Um den Erfolg der Vorgaben und daraus abgeleiteter Maßnahmen zu überprüfen, werden den Mitgliedstaaten in vielen Rechtsakten Berichtspflichten gegenüber der Europäischen Kommission auferlegt. Daher müssen sie systematische Erfolgskontrollen durchführen. Diese können letztlich nur durch ein Monitoring gewährleistet werden, das entsprechende Daten liefert. Um Vergleichbarkeit auf europäischer Ebene zu gewährleisten, muss dieses auf international harmonisierten Erfassungs- und standardisierten Bewertungsmethoden beruhen.

**Wesentliche Regulierungen von Stoffeinträgen in die Umwelt
(EU-Rechtsakte)**

Rechtsakt	Schutzgut bzw. -ziel	Regulierungsansatz
Sektorales Umweltrecht		
Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL)	Schutzgut: Binnenoberflächengewässer, Übergangsgewässer, Küstengewässer, Grundwasser Schutzziel: guter ökologischer Zustand, guter chemischer Zustand	Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe und sonstige Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden
Richtlinie 2008/105/EG über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik	Schutzgut: Oberflächengewässer, Küstengewässer, Sedimente und/oder Biota Schutzziel: guter chemischer Zustand	Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe und bestimmte andere Schadstoffe
Nitratrichtlinie 91/676/EWG	Schutzgut: Binnengewässer, Mündungsgewässer, Küstengewässer, Meere, Grundwasser Schutzziel: durch Nitrat aus landschaftlichen Quellen verursachte oder ausgelöste Gewässerverunreinigungen verringern bzw. weiteren Gewässerverunreinigungen vorbeugen	Ausweisung gefährdeter Gebiete und Festlegen von Aktionsprogrammen
Kommunale Abwasserrichtlinie 91/271/EWG	Schutzgut: Umwelt Schutzziel: Schutz vor schädlichen Auswirkungen des Abwassers	Sammeln, Behandeln und Einleiten von Abwasser und Zielvorgaben für die Belastung des Abwassers hinsichtlich Phosphor, Stickstoff und biochemischer Parameter
Grundwasserrichtlinie 2006/118/EG	Schutzgut: Grundwasser Schutzziel: Verhinderung und Begrenzung der Verschmutzung	Grundwasserqualitätsnormen und Schwellenwerte für Nitrate und Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln bzw. Bioziden
Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG	Schutzgut: menschliche Gesundheit und die Umwelt insgesamt Schutzziel: Vermeidung, Verhinderung oder Verringerung schädlicher Auswirkungen	Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität bzw. Luftqualitätspläne für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel (PM ₁₀ und PM _{2,5}), Blei, Benzol, Kohlenmonoxid
Richtlinie 2004/107/EG	Schutzgut: menschliche Gesundheit und die Umwelt insgesamt Schutzziel: Vermeidung, Verhinderung oder Verringerung schädlicher Auswirkungen	Zielwerte für Arsen, Kadmium, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 2008/56/EG (MSRL)	Schutzgut: Meeresumwelt Schutzziel: bis zum Jahr 2020 guten Zustand der Meeresumwelt erhalten oder erreichen	Beschreibung des guten Umweltzustands, Festlegung von Umweltzielen und Erstellung und Umsetzung von Maßnahmenprogrammen

noch Tabelle 10-1

Rechtsakt	Schutzgut bzw. -ziel	Regulierungsansatz
Stoffbezogenes Umweltrecht		
REACH-Verordnung (EG) Nr. 1907/2006	Schutzgut: menschliche Gesundheit und Umwelt Schutzziel: hohes Schutzniveau	Analyse des Lebenszyklus von Chemikalien von der Herstellung über die Verwendung bis zur Entsorgung; Zulassung für besonders besorgniserregende Stoffe, Verbote und Beschränkungen für gefährliche Stoffe
Biozid-Richtlinie 98/8/EG	Schutzgut: Mensch, Tier und Umwelt Schutzziel: hohes Schutzniveau bzw. keine unannehmbaren Wirkungen auf die Zielorganismen (wie Resistenz oder unannehmbare Toleranz; im Fall von Wirbeltieren keine unnötigen Leiden oder Schmerzen), auf die Gesundheit von Mensch, Tier oder Oberflächen- und Grundwasser und auf die Umwelt	Zulassung von Wirkstoffen und Biozidprodukten
Pflanzenschutzmittel-Verordnung (EG) Nr. 1107/2009	Schutzgut: Gesundheit von Mensch und Tier und Umwelt Schutzziel: hohes Schutzniveau bzw. keine schädlichen Auswirkungen auf die Gesundheit von Menschen oder von Tieren und keine unannehmbaren Auswirkungen auf die Umwelt	Zulassung von Wirkstoffen, Safenern und Synergisten; Bestimmungen für Zusatz- und Beistoffe
POP-Verordnung (EG) Nr. 850/2004	Schutzgut: menschliche Gesundheit und die Umwelt Schutzziel: Schutz vor persistenten organischen Schadstoffen	Verbot, möglichst baldige Einstellung oder Beschränkung von Herstellung, Inverkehrbringen und Verwendung der Stoffe, die dem POP-Übereinkommen unterliegen
Richtlinie 2001/83/EG zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Humanarzneimittel (Gemeinschaftskodex für Humanarzneimittel)	Schutzgut bzw. -ziel: wirksamer Schutz der öffentlichen Gesundheit	Genehmigung für das Inverkehrbringen von Arzneimitteln; Auflagen bzgl. Umweltrisiken
Verordnung (EG) Nr. 726/2004 zur Festlegung von Gemeinschaftsverfahren für die Genehmigung und Überwachung von Human und Tierarzneimitteln und zur Errichtung einer Europäischen Arzneimittel-Agentur	Schutzgut bzw. -ziel: wirksamer Schutz der öffentlichen Gesundheit	europäische Genehmigung für das Inverkehrbringen von Arzneimitteln; Auflagen bzgl. Umweltrisiken
Bodenschutz-Richtlinie	fehlt bislang	
SRU/UG 2012/Tab. 10-1		

10.3.5.2 Potenziale der REACH-Verordnung für Regulierung und Monitoring von Stoffeinträgen

625. Mit der REACH-Verordnung werden für registrierpflichtige Stoffe Daten zu Grundeigenschaften, Produktionsmengen und Anwendungen bereitgestellt. Die Daten werden jedoch zunächst einzelstoff- und herstellerbezogen erhoben. Eine übergreifende Zusammenführung der abgeschätzten Umweltbelastung zwischen verschiedenen

räumlich verbundenen Herstellern ist nicht vorgesehen. Die Prüfpflicht für umweltrelevante Eigenschaften ist nur für die hohen Produktionsvolumina ausreichend. Die Ableitung der Hintergrundbelastungen, von möglichen Additions- oder Kumulationseffekten ist nicht ohne Weiteres möglich.

626. Nachfolgend soll dargestellt werden, warum und in welcher Form insbesondere die REACH-Verordnung ein großes Potenzial besitzt, das Monitoring von Stoffeinträ-

gen besser zu regulieren. Wie gezeigt wird, kann dies teilweise schon dadurch erfolgen, dass Defizite der Verordnung beseitigt werden. Durch die REACH-Verordnung soll ein hohes Schutzniveau für die menschliche Gesundheit und die Umwelt mit dem Ziel einer nachhaltigen Entwicklung sichergestellt werden. Sie zielt darauf ab, bis 2018 schrittweise bestehende Datenlücken zur Umweltwirkung und -exposition von Stoffen zu schließen und verfolgt dabei einen weitestgehend Sektor übergreifenden Ansatz. Entsprechend verpflichten schon Herstellung bzw. Import von Stoffen grundsätzlich zum Sammeln und Generieren von Stoffdaten und zur Durchführung einer ersten Risikoabschätzung, auf deren Grundlage bei entsprechendem Anlass behördliche Maßnahmen im Rahmen des sektoralen Umweltrechts oder nach der REACH-Verordnung selbst (Zulassung oder Verbot bzw. Beschränkung) getroffen werden können. Unterhalb der Schwellen, die zu behördlichen Maßnahmen Anlass geben, ist die chemische Industrie selbst für die Ermittlung, Anwendung und Kommunikation von Maßnahmen zur angemessenen Beherrschung der Stoffrisiken verantwortlich (Eigenverantwortung der chemischen Industrie).

Dieser Ansatz birgt insofern Potenziale, als in Zukunft zahlreiche Daten zu den Eigenschaften und Wirkungen von Stoffen vorliegen werden, die es für die Regulierung, aber auch für das Design und das methodische Vorgehen des Monitorings von Stoffen zu nutzen gilt. Damit die Potenziale ausgeschöpft werden können, ist allerdings eine Weiterentwicklung innerhalb der REACH-Verordnung notwendig (Registrierungsdefizite beseitigen). Darüber hinaus sollten Schnittstellenprobleme mit anderen Rechtsakten gelöst und dafür gesorgt werden, dass im Rahmen des stofflichen Monitorings erhobene Daten in das Chemikalienmanagement nach der REACH-Verordnung einfließen (Chemikalienmanagement verbessern). Zuletzt sollten Wege geschaffen werden, um die durch die REACH-Verordnung gesammelten Informationen für Programme der Umweltbeobachtung nutzbar zu machen (Registrierungsdaten nutzen).

Beseitigung von Defiziten im Rahmen der Registrierung

627. Das Instrument der REACH-Verordnung zur Ermittlung von Risikoinformationen für Stoffe ist die Registrierungspflicht für Hersteller und Importeure. Hiernach muss der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) ab einer Menge von 1 t/a ein technisches Dossier und ab einer Menge von 10 t/a zusätzlich ein Stoffsicherheitsbericht vorgelegt werden (Artikel 10 REACH-Verordnung). Dabei sind die im technischen Dossier aufzunehmenden Daten mengenabhängig gestaffelt (Artikel 12 REACH-Verordnung). Der Umfang des Stoffsicherheitsberichtes ist vor allem von den gefährlichen Stoffeigenschaften und damit auch von PBT- bzw. vPvB-Eigenschaften (vgl. Tz. 603) abhängig (Artikel 14 Absatz 4 REACH-Verordnung). Damit werden innerhalb der Registrierung umfangreiche, für das Chemikalienmanagement wichtige Informationen abgefragt, im Einzelnen besteht jedoch noch Verbesserungsbedarf:

- Daten zu den Eigenschaften von Stoffen werden im technischen Dossier schon ab einer Menge von 1 t/a abgefragt. Allerdings haben die gestaffelten Datenanforderungen zur Folge, dass PBT-Stoffe unterhalb von 100 t/a mit den REACH-Kriterien gar nicht als kritisch zu erkennen sind (SRU 2008, Tz. 734). Damit entsprechende Maßnahmen zum Schutz der Umwelt getroffen werden können, sollten es die Datenanforderungen ermöglichen, schon bei niedriger Tonnage PBT- und vPvB-Stoffe zu identifizieren.
- Zwar werden im technischen Dossier bereits Angaben zur Exposition verlangt, Expositionsszenarien für die einzelnen Verwendungen sind jedoch erst im Rahmen des Stoffsicherheitsberichtes zu machen und hier auch nur für gefährliche Stoffe. Werden PBT-Stoffe unterhalb von 100 t/a jedoch gar nicht als kritisch erkannt, so ist es unwahrscheinlich, dass für sie im Stoffsicherheitsbericht schon unterhalb dieser Schwelle Expositionsszenarien entwickelt werden müssen. Expositionsszenarien sind Ausgangspunkt für die Ermittlung und Beurteilung auftretender Expositionen und berücksichtigen alle Stadien des Lebenszyklus eines Stoffes mit den jeweils unterschiedlichen Verwendungen – sie sind damit essenziell für das Chemikalienmanagement. Die Verwendungen können dabei in einer einheitlich strukturierten Art unter Nutzung des „Use Descriptor Systems“ beschrieben werden (BUNKE 2011, S. 169). In den Leitlinien der ECHA (2008) wird ein Standardformat für das endgültige Expositionsszenario empfohlen. Grundsätzlich kann auf Modellierungen zurückgegriffen werden. Diese beruhen zwar auf sehr konservativen Schätzungen, bilden die Realität jedoch nur unzureichend ab. Zudem gilt, dass bei der Ableitung der Expositionshöhe nur der bestimmungsgemäße Gebrauch zu berücksichtigen ist und die Beachtung aller empfohlenen Sicherheitsmaßnahmen zugrunde gelegt werden kann (INGEROWSKI 2009, S. 170). Um den Eintrag von Schadstoffen in die Umwelt verhindern oder vermindern zu können, sollten Expositionsszenarien schon unterhalb der Mengenschwelle von 10 t/a angefertigt werden. Insofern, als sie auf Modellierungen beruhen, sollten sie durch Daten aus dem Stoffmonitoring abgesichert werden.
- Teil des Stoffsicherheitsberichtes ist auch die Ermittlung schädlicher Wirkungen auf die Umwelt (Artikel 14 Absatz 3 REACH-Verordnung). Hierzu gehört die Ableitung der prognostizierten Wirksamkeitsschwelle für den jeweiligen Stoff (Predicted no Effect Concentration (PNEC)). Dabei gilt, dass Wirkungen auf komplexe Systeme notwendigerweise modelliert werden, sodass sich im Nachhinein unvorhergesehene Effekte zeigen können (MAXIM und SPANGENBERG 2009, S. 44). Insofern, als die PNEC-Werte durch die chemische Industrie abgeleitet werden, können sie mangels unabhängiger Qualitätssicherung in anderen Rechtsbereichen nicht problemlos zur Begründung von Maßnahmen genutzt werden. Eine Qualitätssicherung der Daten wäre hier hilfreich (SRU 2008, Tz. 743).

Monitoringdaten zur Optimierung des Chemikalienmanagements

628. Die REACH-Verordnung liefert wertvolle Daten für das Chemikalienmanagement, die jedoch auf Grundlage von Laborversuchen und Modellierungen von der chemischen Industrie generiert werden. Sie können nicht nur Maßnahmen nach der REACH-Verordnung auslösen, sondern auch helfen, Maßnahmen im sektoralen Umweltrecht zu begründen. Dazu gilt es aber noch methodische Unterschiede und Zugriffshindernisse zu beseitigen. Zudem sind diese Daten neben solchen, die im Rahmen einer Umweltbeobachtung erhoben werden, nur ein Standbein eines effektiven Chemikalienmanagements. Um das Chemikalienmanagement zu verbessern, sollten die im Rahmen eines Monitorings ermittelten Daten in die Stoffbewertung einfließen. Hier gibt es die folgenden Ansatzpunkte:

- Maßnahmen werden auf der Grundlage einer Stoffbewertung getroffen. Die Verantwortung für einen Großteil der Stoffe liegt bei der Industrie (vgl. Tz. 623), während sich die Behörden auf die Priorisierung regulierungsbedürftiger Stoffe konzentrieren. Dieser Aufgabenverteilung wird es nicht gerecht, dass nur die Stoffbewertungsbehörden, nicht aber Hersteller und nachgeschaltete Anwender Hintergrundbelastung, Kombinationswirkungen und gemischte Expositionen bei Stoffbewertung und Risikomanagement berücksichtigen müssen. Die Maßnahmen der chemischen Industrie zur angemessenen Risikobeherrschung legen nicht die tatsächliche Umweltbelastung zugrunde. Weil die Expositionsszenarien auf Modellierungen beruhen, sollten sie mithilfe von Daten aus dem Monitoring verfeinert werden. Dies gilt insbesondere für die Erstellung der sogenannten spezifischen Umweltemissionskategorien (LÜSKOW et al. 2010, S. 15 ff.).
- Die REACH-Verordnung hat nur den einzelnen Unternehmer bzw. den einzelnen Stoff im Blick. Um den Erfolg zu kontrollieren und eine Problemverlagerung zu vermeiden, müssen auch Wechselwirkungen (z. B. Additions- oder Kumulationseffekte) berücksichtigt werden. Hier reichen die Registrierungsdaten alleine nicht aus, da man ihnen keine konkreten Informationen zum Eintrag von Stoffen in die Umwelt entnehmen kann. Sie sollten durch Umweltdaten aus einem Monitoring ergänzt werden.
- Insbesondere bei PBT- und vPvB-Stoffen sind Eintrag in die Umwelt und Wirkung zeitlich und räumlich voneinander getrennt. Zudem können sich Stoffe erst im Nachhinein als besonders besorgniserregend herausstellen. Hier kann das Umweltmonitoring zusätzliche Erkenntnisse liefern.

Nutzung der Registrierungsdaten für das Stoffmonitoring

629. Das Monitoring von Stoffen in der Umwelt ist mit großem Arbeitsaufwand verbunden. Entsprechend ist es, auch weil eine Auswertung gar nicht leistbar wäre, nicht zielführend, für sämtliche Stoffe die Umweltbelastung

abzubilden. Vielmehr sollte eine frühzeitige Fokussierung auf prioritäre Stoffe vorangetrieben werden. Die im Rahmen des REACH-Systems generierten Daten können – wie teilweise bereits begonnen – genutzt werden, um solche Stoffe auszuwählen, die in Monitoringprogramme einbezogen werden sollten. Denn im Rahmen der Registrierung werden sowohl Daten zur Herstellungsmenge und zur Exposition erhoben als auch gefährliche bzw. PBT- oder vPvB-Eigenschaften abgeprüft. Dabei bietet es sich an, einerseits solche Stoffe zu beobachten, die dem Chemikalienmanagement der REACH-Verordnung (Zulassung oder Verbot bzw. Beschränkung) unterliegen, um den Erfolg dieser Maßnahmen zu überprüfen. Andererseits sollten aber auch solche Stoffe beobachtet werden, für deren Risikomanagement die Industrie eigenverantwortlich durch geeignete Maßnahmen zur angemessenen Beherrschung der Risiken zu sorgen hat (Artikel 14 Absatz 6 bzw. Artikel 37 Absatz 6 REACH-Verordnung). Insofern würde der Erfolg des Regulierungsansatzes, der die Verantwortung für die sichere Verwendung von Stoffen primär der chemischen Industrie überträgt, messbar.

10.3.6 Verknüpfung des medienübergreifenden Monitorings mit der gesundheitsbezogenen Umweltbeobachtung

630. Eine Implementierung des medienübergreifenden Monitorings hätte auch Vorteile für die gesundheitsbezogene Umweltbeobachtung. Von besonderer Bedeutung für das Schutzgut „menschliche Gesundheit“ sind Veränderungen in der Umwelt als Frühwarnung vor etwaigen Risiken auch für den Menschen (Risikokommission 2003, S. 29). Informationsquellen für solche Frühwarnsysteme sind vor allem die Umweltbeobachtungsprogramme.

631. Da der Mensch in die natürliche Umwelt eingebunden ist, ergeben sich enge Zusammenhänge, die für die öko- und humantoxikologischen Risikoabschätzungen benutzt werden können, wie zum Beispiel Informationen zur Exposition. Die für den Menschen relevanten Eintragungspfade für stoffliche Belastungen sind die Luft, die Nahrungsaufnahme und das Trinkwasser. Daneben spielen Stoffe in Produkten (z. B. Kosmetik) und stoffliche Belastungen in Innenräumen eine Rolle.

Auf Ebene der Ministerien und Bundesoberbehörden vernetzt das Aktionsprogramm Umwelt und Gesellschaft (APUG) die Politikbereiche Umwelt-, Gesundheits- und Verbraucherschutz. Mehrere Ministerien und Bundesoberbehörden kooperieren im Rahmen dieses Programms und fördern Forschungsprojekte und Informationskampagnen. In der gesundheitsbezogenen Umweltbeobachtung wird die Belastung der Bevölkerung mit Schadstoffen ermittelt (Belastungsmonitoring) und im Effektmonitoring die biologischen Parameter gemessen, die auf die Belastungen reagieren oder deren Wirkung anzeigen (BADER und LICHTNECKER 2003). Ein Suszeptibilitätsmonitoring misst modulierende Eigenschaften bestimmter Gene bzw. Gengruppen auf den Metabolismus und die Toxizität von Fremdstoffen. Praktische Erhebungen der gesundheitsbezogenen Umweltbeobachtung finden im Rahmen der Um-

weltsurveys und der Datenermittlung der Umweltprobenbank (www.umweltprobenbank.de) statt.

10.4 Auf dem Weg zu einem medienübergreifenden Monitoring

632. Auf Natur und Umwelt wirkt eine Vielzahl von diffusen stofflichen, klimatischen und strukturellen Belastungen. Diffuse stoffliche Belastungen bestehen beispielsweise in Akkumulationsprozessen, in Stofftransfers und stofflichem Austausch zwischen den Umweltmedien sowie indirekten Wirkungen. Strukturell verändernd wirken Landnutzungen oder beispielsweise Eingriffe in den Wasserhaushalt. Um Umweltveränderungen und ihre Ursachen aufzuzeigen, zu analysieren und zu bewerten, bedarf es daher nicht nur einer medienbezogenen Bewertung des Zustandes der Kompartimente Boden, Wasser und Luft, sondern vor allem auch der medienübergreifenden Umweltbeobachtung und Bewertung (vgl. Abschn. 10.2.4). Das übergeordnete Ziel der medienübergreifenden Umweltbeobachtung ist die kontinuierliche Erfassung der Veränderung, Entwicklung und Belastung der Umwelt als Ganzes. Für die Umweltverwaltungen und auch für die Eigenverantwortung der chemischen Industrie (im Rahmen der REACH-Verordnung), aber auch für die interessierte Öffentlichkeit würde so eine Rückkopplung gesellschaftlich gesetzter Qualitätsstandards mit aktuellen Daten aus der Umwelt möglich und deren Einhaltung überprüfbar.

Die medienübergreifende Umweltbeobachtung hat die Auswirkungen auf Organismen, Ökosysteme und die Funktionen des Naturhaushaltes zum Gegenstand und verknüpft dabei biologische, chemisch-physikalische und sonstige Daten aus verschiedenen Messnetzen. Daher ist es wichtig, dass chemisch-analytische Bestimmungen (Expositions-/Belastungsmonitoring) mit biologischen Wirkungsuntersuchungen (Effektmonitoring) stärker als bislang verknüpft werden (AK Umweltmonitoring 2008). Dazu ist eine Evaluierung der vorhandenen Instrumente und Methoden im Hinblick auf die gemeinsamen Ressortziele notwendig.

Die Primärdaten eines Monitoringprogramms müssen sowohl dem eigentlichen Ziel des Programms dienen, aber zusätzlich auch aggregiert werden können, um nutzerspezifisch aufbereitet werden zu können. Ein Verknüpfen mit anderen Messnetzen oder anderen Messnetzinhalten muss weitestgehend möglich sein. Die Primärdaten müssen auch bei der Suche nach Ursachenzusammenhängen genutzt werden können und somit öffentlich zugänglich sein. Innovative Ziele sind die Eingrenzung von ökosystembezogenen Wirkungsschwellenwerten im Sinn der nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU 2007, Kap. B 3.1), um letztendlich die ökologischen Grenzen einhalten zu können.

Ziele für das stoffliche Monitoring auf EU-Ebene

633. Konsistenz zwischen den Vollzugsaufgaben stellt auch ein wesentliches Ziel der Europäischen Kommission und ihrer wissenschaftlichen Gremien dar (SCHER 2010).

Die methodischen Diskussionen sollten nicht mehr nach Vollzugsaufgaben oder Umweltmedien getrennt werden, sondern sollten zukünftig vor allem an Wirkungseigenschaften orientiert sein. Das Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER) unterstützt es, die Wirkung aller gefährlichen Stoffe nach einem harmonisierten Grundschema zu prüfen und Konsistenz zwischen den bestehenden Methoden-Leitfäden herzustellen. Bei spezifischen Wirkungsmechanismen (vor allem bei Pflanzenschutzmitteln, Bioziden, Arzneimitteln) soll mittels gezielter Verfeinerungsschritte vorgegangen werden, um Unsicherheiten zu reduzieren.

634. Auf EU-Ebene empfahl die EEA (2007) die Entwicklung eines harmonisierten Chemikalieninformationssystems. Das Monitoring von Chemikalien sollte wegen der niedrigen Nachweisgrenzen und der möglichen Kombinationswirkung von Chemikalien durch ein biologisches Monitoring ergänzt werden, das die mögliche Toxizität als Zielpunkt hat (ebd., S. 29).

Deutschland wird sich dieser Entwicklung nicht verschließen können. Das bedeutet, dass die Entwicklung eines medienübergreifenden Monitorings rechtzeitig konzipiert und organisatorisch vorbereitet werden sollte. Im Folgenden wird auf die dafür notwendigen Schritte eingegangen.

10.4.1 Entwicklung eines medienübergreifenden Monitorings

635. Schwerpunkte der Umweltbeobachtung in einem koordinierten Netzwerk von Programmen sollten die folgenden Themen sein, die aber auch einzeln ihre politische Bedeutung erfüllen, gesellschaftlich gesetzte Qualitätsstandards auf ihre Einhaltung hin zu prüfen:

- die Entwicklung der Biodiversität mit ihren drei Ebenen (genetische, Art- und Ökosystemebene),
- Chemikaliensicherheit,
- Einfluss des Klimawandels und der Anpassungsmaßnahmen auf die Biodiversität,
- Sicherheit in der Anwendung der Gentechnik,
- Zusammenhang von Gesundheit und Umwelt.

Dazu ist eine Harmonisierung und Koordinierung der Umweltbeobachtungsprogramme des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) auf Bundesebene mit anderen Ressorts – vor allem dem Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) – notwendig. Grundgerüst dafür sollte die modulare Einführung der ÖFS in allen Bundesländern sein.

Für das Gesamtkonzept und das Schließen von Datenlücken, die durch die mediale Struktur bedingt sind und die einer ökologischen Modellierung und Bewertung entgegenstehen, ist ein strukturelles Vorgehen festzulegen (UBA 2002). Grundlegend für ein medienübergreifendes Monitoring sind

- eine Bestandsaufnahme der Umweltbeobachtungsprogramme, ihrer Messnetze und ihrer jeweiligen Methodik sowie ihrer räumlichen Verteilung und Repräsentativität,
- ein Herausarbeiten der Schnittstellen, um die unterschiedlichen Monitoringkonzepte – zumindest teilweise – integrierbar gestalten zu können,
- die methodische Anpassung und gegebenenfalls die Zusammenführung der Umweltbeobachtungsprogramme in den Bundesländern,
- die inhaltliche oder geografisch/räumliche Ergänzung fehlender Umweltbeobachtungsprogramme oder fehlender Teilaspekte (z. B. Ergänzung durch ein Effektmontoring, Erweiterung der Programme durch umweltrelevante Stoffe oder Ergänzung von Stichprobenflächen fehlender Naturräume),
- der Aufbau geeigneter Datenmanagementsysteme (vgl. Abschn. 10.4.3.2).

Dieses medien- und fachübergreifende Vorgehen sollte in einer ressortübergreifenden Arbeitsgruppe organisiert werden. Dies stellt eine Herausforderung für alle Beteiligten dar und braucht insbesondere den guten Willen, die eigenen Beobachtungsprogramme auf andere abzustimmen und die Daten uneingeschränkt zur Verfügung zu stellen (BANDHOLTZ 2004). Zunächst müssen die Daten aufbereitet und ihre Gültigkeit, Zuverlässigkeit und Nachvollziehbarkeit (Tab. 10-2) dargestellt werden. Dies bindet Personalkapazitäten. Weiterhin muss in manchen Fällen die Rechtslage zur Weitergabe von Daten geklärt werden.

10.4.2 Ökologische Flächenstichprobe als Grundnetz für ein Monitoring

636. Eine deutschlandweite Einführung der ÖFS wäre sinnvoll, um den Zustand der Biodiversität flächendeckend und statistisch relevant auch in der Normallandschaft darstellen und Ursachen von Veränderungen abbilden zu können (vgl. Abschn. 10.3.1). Das Grundnetz der ÖFS stellt bundesweit bereits die Grundlage für den Indikator Artenvielfalt und Landschaftsqualität dar (MITSCHKE et al. 2007) und ist die Grundlage für das Monitoring zur Unterfütterung des HNV-Farmland-Indikators (HNV – High Nature Value) (im Rahmen der ELER-Verordnung). Ein bundesweiter Ausbau der ÖFS würde zusätzlich

- bislang fehlende statistisch abgesicherte Aussagen über die biologische Vielfalt in der Normallandschaft liefern, wie beispielsweise die Darstellung der Biodiversität in Agrarlandschaften, Siedlungen und Wäldern (Artenzusammensetzungen, Flächen- und Bestandsentwicklungen (inklusive Problemarten/Neophyten)) (KÖNIG et al. 2008; KÖNIG 2008; WERKING-RADTKE et al. 2008),
- das Erstellen von Verbreitungskarten mit Angaben von Nutzungsveränderungen und dem Einfluss des Klimawandels (SANTORA 2011),

- die Darstellung der Wirkung von Vertragsnaturschutz- und Agrarumweltmaßnahmen (WERKING-RADTKE und KÖNIG 2011) ermöglichen,
- zu den Berichtspflichten im Rahmen der FFH-Richtlinie beitragen (KÖNIG und BOUVRON 2005) und
- Grundlagen einer überwachenden und fallspezifischen Beobachtung beim Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen stellen, die im Spezialfall für die gentechnisch veränderten Organismen um relevante Aspekte ergänzt werden (FIEBIG 2010).

637. Der SRU empfiehlt deshalb als Grundlage für die Überwachung von Schutz und nachhaltiger Nutzung der biologischen Vielfalt die flächendeckende Einführung der ÖFS.

10.4.3 Operationalisierung eines medienübergreifenden Monitorings

638. Die Überwachung des Schutzes der natürlichen Lebensgrundlagen liegt in der Verantwortung der öffentlichen Hand. Eine zentrale übergeordnete Organisation, die als Informations- und Koordinationsstelle über die verschiedenen Verwaltungsebenen hinweg die Datenerhebung und die Datennutzung regelt, wäre wünschenswert (vgl. Abschn. 10.4.1). So würden unterschiedliche Dateninteressen – etwa aus Sicht des Natur- oder des Umweltschutzes – von vornherein offenbar und koordiniert. Ein organisatorisches Vorbild könnte die Ansiedlung des Netzwerk Ecologische Monitoring (NEM) der Niederlande am dortigen Bundesamt für Statistik (Centraal Bureau voor de Statistiek) sein (SOLDAAT 2011).

Das Statistische Bundesamt ist bereits mit dem Erstellen der umweltökonomischen Gesamtrechnung betraut, welche die Faktoren Energie, Rohstoffe, Emissionen, Flächennutzung, Umweltindikatoren und Umweltschutzmaßnahmen analysiert beziehungsweise bearbeitet. Zudem erarbeitet das Statistische Bundesamt alle zwei Jahre den Indikatorenbericht zur Nachhaltigkeitsstrategie (Statistisches Bundesamt 2011). Dadurch wird die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung unterstützt. Eine organisatorische Anbindung eines medienübergreifenden Monitorings beim Statistischen Bundesamt wäre auch vor dem Hintergrund der zukünftig im von der Europäischen Kommission geplanten Regelungsrahmen für die umweltökonomische Gesamtrechnung zu erfassenden Ökosystemleistungen sinnvoll (vgl. Tz. 549). Das Statistische Bundesamt mit seiner ausgewiesenen Erfahrung im Bereich der Datenaufbereitung eignet sich also als neutraler „Makler“ von Informationen. Gleichzeitig sichert es durch seinen langjährigen Publikationsservice eine qualitativ hochwertige Information der Öffentlichkeit.

639. Diese Schritte werden nicht ohne eine Institutionalisierung vonstattengehen können. Bereits 1991 hat der SRU (1991, Tz. 109) eine Institutionalisierung der Umweltbeobachtung vorgeschlagen „wie es im Bereich der Volkswirtschaft längst üblich ist.“ Es wurde damals vorgeschlagen, zusätzliches Personal von Bund und Ländern bereitzustellen. Schließlich können durch eine organisato-

rische Neuregelung der Umweltbeobachtung wahrscheinlich auch Kosten eingespart werden.

10.4.3.1 Kooperationen verbessern

640. Dringend geboten ist eine bessere Koordinierung der vorhandenen Ansätze und Instrumente. Umweltverwaltungen auf Bundes- und Landesebene sowie in den sektoral aufgebauten Verwaltungen haben komplexe planerische, bewertende und abwägende Aufgaben zu erfüllen. Um einen integrierten Umweltschutz sicherzustellen, sollte jeder Bereich der Umweltverwaltung über medienübergreifende Beurteilungskompetenzen verfügen und eine über das eigene Ressort hinausreichende Koordinierung der Arbeitsabläufe organisieren können. Insbesondere mit dem umweltqualitätszielorientierten Schutzansatz gehen notwendige Verpflichtungen zu Umweltmonitoring, Evaluation und Berichterstattung einher (SRU 2007, Kap. 1.2). Außerdem verlangen das nationale Verfassungsrecht, das europäische sowie das internationale Recht von der Umweltverwaltung eine zunehmende Öffnung hin zu einer verstärkten Beteiligung der Öffentlichkeit an umweltrelevanten Verwaltungsverfahren.

641. Die Operationalisierung der Integrationsziele einer medienübergreifenden Umweltbeobachtung in bestehende Routinen ist schwierig, denn das Umweltrecht ist zersplittert, Zielkonflikte sind intransparent und viele stoffbezogene Vorgaben gelten parallel (Tab. 10-1). Dieses Problem ist seit Mitte der 1990er-Jahre politisch erkannt (Enquete-Kommission Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung 1998) und behindert nach wie vor einen effizienten Vollzug und eine effektive Stoffpolitik. Regulative Bewertungsmethoden, Instrumente und Kriterien der Erfolgskontrolle wurden problembezogen entwickelt (Risikokommission 2003).

Sowohl im Umweltrecht als auch in den Bewertungsmethoden herrschen daher immer ein additiver Ansatz und Abwägungsgebote. Ein Schutzziel oder ein Rechtsakt überzuordnen ist politisch und rechtlich kaum durchsetzbar. Auch kann auf Einzelabwägungen nicht verzichtet werden. Andererseits betreibt die Europäische Kommission eine entschiedene, dezentrale Integrationspolitik, indem sie die Berücksichtigungspflichten zwischen den Sektorpolitiken systematisch vergrößert. Die Umsetzungskontrolle obliegt dabei weitgehend den Mitgliedstaaten und trifft hier auf die etablierten Überwachungsroutrinen. Diese Strategie der dezentralen Integrationspolitik ist angesichts der komplexen Schutzziele sinnvoll, droht aber in „organisierter Unverantwortung“ statt in effizienten Maßnahmen zu versickern.

642. Nach dem Willen der Europäischen Kommission sollen methodische Diskussionen nicht mehr nach Vollzugsaufgaben oder Umweltmedien getrennt werden, sondern zukünftig vor allem an Wirkungseigenschaften orientiert sein (SCHER 2010; vgl. Tz. 633). Daher stellt sich nicht allein auf rechtlicher Ebene die Frage nach Integration und Konsistenz der Schutzziele und -anforderungen (z. B. Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und Erhaltung des Schutzgutes Biodiversität), sondern auch im

Verwaltungsvollzug. Schon aus pragmatischen Gründen ist eine Erfolgskontrolle nicht neu aufzubauen, sondern soweit wie möglich in die bestehenden Überwachungsprogramme zu integrieren.

Beispielsweise werden bereits in allen Bundesländern die Daten aus der WRRL für die Bewertung der meisten FFH-Fischarten im Rahmen des FFH-Monitorings herangezogen. Das Monitoring häufiger FFH-Waldlebensraumtypen wird über die Bundeswaldinventur abgedeckt. Und die Relation zwischen dem Vorkommen von Flächen des HNV-Farmland-Indikators und der Kulisse von Agrarumweltmaßnahmen wird im Rahmen eines FuE-Vorhabens (FuE – Forschung und Entwicklung) des BfN geprüft. Ein integrativer Vollzug sollte inhaltlich erprobt werden. Dazu und über die Integration von Forschungsergebnissen in die Routinen der Umweltbeobachtung besteht Forschungs- und Handlungsbedarf.

Projekte zu ubiquitären Schadstoffen werden bereits in Koordination zwischen den Verwaltungen erprobt. So wird die Zusammenarbeit zwischen BfN und UBA bezüglich des Stickstoff-Monitorings in Relation zu den Lebensraumtypen der Natura 2000-Flächen weiter ausgebaut. Dagegen wurde das Moosmonitoring, mit dem die atmosphärische Schwermetall- und Stickstoffexposition der deutschen Natura 2000-Gebiete erfasst werden kann, 2009 eingestellt (SCHRÖDER et al. 2010; KRATZ und SCHRÖDER 2009) und sollte nach Meinung des SRU reaktiviert werden.

Im Rahmen der Bodendauerbeobachtung der Länder (TLL 2006) und der Bundeswaldinventur werden unter anderem das Chemikalienmonitoring mit anderen biologischen und wirtschaftlichen Daten korreliert. Das nationale forstliche Umweltmonitoring (Level I des ICP Forests (BZE – Bodenzustandserhebung im Wald, WZE – Waldzustandserhebung), Level II des ICP Forests (Intensivdauerbeobachtung)) könnte in Bezug auf seine Organisation als kooperatives Bund-Länder-Monitoringsystem auch für die Landwirtschaft und den Naturschutz beispielgebend sein (BOLTE et al. 2008; 2007; SEIDLING et al. 2002; SPLETT und INTEMANN 1994).

10.4.3.2 Austausch und Nutzung von Daten: Informationsfluss stärken

643. Grundsätzlich ist es für ein effektives Monitoring – vor allem, wenn es mehrere Einzelprogramme miteinander verbindet – zentral, den Informationsfluss zu verbessern. Hierzu sollten vermehrt übergreifende Datenbanken aufgebaut und Datentransfers erleichtert werden. Vereinbarungen zwischen dem Bund und den Ländern reichen hier nicht aus, vielmehr muss auch die europäische Ebene mit eingebunden werden.

Damit Doppelarbeiten vermieden werden, Daten ausgewertet und für Maßnahmen nutzbar gemacht werden können, ist eine Verbesserung des Austauschs und der Nutzung von Daten innerhalb der Behörden notwendig. Die dafür erforderliche integrative Datenanalyse erfordert die Zusammenführung von Daten sowohl verschiedenen Typs als auch aus verschiedenen Quellen. Damit werden

konkrete Anforderungen an das Qualitätsmanagement bei der Datenerfassung notwendig, die auch für daraus abgeleitete Kriterien für Qualitätsstandards Voraussetzung sind (KNETSCH 2011a). Dafür ist es notwendig, verbindliche Regeln für Organisation, Methoden und Technik aufzustellen (Tab. 10-2).

644. Darüber hinaus können auch Wissenschaft und interessierte Öffentlichkeit durch den Zugang zu Daten in deren Auswertung und die Initiierung von Maßnahmen einbezogen werden. Daher sollte grundsätzlich zwischen den Behörden, aber auch gegenüber der Öffentlichkeit freier Zugang zu Daten ermöglicht werden. Werden Grenzen gezogen, die sich etwa durch das Gebot der klaren Zuständigkeitsordnung oder Geheimhaltungsinteressen ergeben, so sollte hierbei die Bedeutung von Informationen für staatliche und gesellschaftliche Entscheidungsprozesse berücksichtigt werden (RICHTER 2003, S. 199 ff.).

645. Einen zielführenden Ansatz bietet die INSPIRE-Richtlinie 2007/2/EG, mit deren Hilfe eine Geodateninfrastruktur innerhalb der EU geschaffen werden soll. Danach sollen verfügbare Daten entsprechend aufbereitet und über Portale bereitgestellt werden, sodass die Richtlinie auch für die Umweltbeobachtung große Bedeutung erlangen wird. Überschneidungen gibt es mit der Umweltinformationsrichtlinie 2003/4/EG, wonach Behörden verpflichtet sind, Umweltinformationen der Öffentlichkeit verfügbar zu machen. Dabei müssen die Antragsteller – sofern es sich nicht ohnehin um öffentliche Verzeichnisse oder Listen handelt – eine Gebühr entrichten; ein Interesse müssen sie allerdings nicht geltend machen. In

diese Richtung gilt es weiterzudenken und nach technischen und rechtlichen Möglichkeiten für den Informationsaustausch zwischen Behörden und auch mit der Öffentlichkeit zu suchen.

646. Im Hinblick auf Daten und Informationen zu Stoffen gilt es zunächst die stoffbezogenen Daten, wie durch die REACH-Verordnung vorgesehen, zusammenzuführen und für das Chemikalienmanagement nutzbar zu machen. Dabei sollte nicht nur den Zugang geregelt, sondern auch die Voraussetzungen für die Verwendung der Daten festgelegt werden. Denn während die Behörden, die innerhalb der REACH-Verordnung die Aufgabe der Stoffbewertung übernehmen, weitgehende Zugangsrechte zu dieser Datenbank haben, haben Überwachungsbehörden und sektorale Vollzugsbehörden (etwa Genehmigungsbehörden für Industrieanlagen) nur Zugriff auf das REACH-Informationsportal (RIPE (Réseaux IP Européens): www.ripe.net) oder sind auf Amtshilfe angewiesen (HEIß 2011, S. 343; FÜHR 2011, S. 246). Hierdurch werden der schnelle Zugriff und die effektive Nutzung der Datenbank für das Chemikalienmanagement erschwert. Sämtliche vorhandene Stoffdaten sollten in eine europäische Datenbank eingestellt werden und den beteiligten Behörden der erforderliche Zugang verschafft werden (SCHMOLKE 2011, S. 548). Dazu gibt es bereits Vorarbeiten wie die Zusammenführung von Datenbanken mit Informationen zu Chemikalien im frei zugänglichen Portal „Stoffdatenbanken der Bundesrepublik Deutschland“ (www.stoffdaten-deutschland.de). Diese Anwendung erlaubt einen Zugriff auf nationale Stoffdatenbanken.

Tabelle 10-2

Notwendige Regelungsbereiche für eine integrative Datenanalyse

Organisatorische Regelungen
<ul style="list-style-type: none"> – betreffen nachvollziehbare und nachprüfbare Prozessschritte der Datenerhebung sowie die eindeutige Verantwortlichkeit des Datenhalters, – umfassen Angaben zur Validität (Gültigkeit), Reliabilität (Zuverlässigkeit) und Reproduzierbarkeit (Nachvollziehbarkeit) der Daten, – schließen die Dokumentation von Auffälligkeiten ein, die im Kontext zu dem Datum steht.
Methodische Regelungen
<ul style="list-style-type: none"> – betreffen die Validität der Probennahmeplanung und das Messnetzdesign, die Probennahme und die Aufbereitung für das Ziel der Untersuchung, – umfassen das Qualitätssicherungsmanagement der Analysen, – schließen die Art und Weise der statistischen Bearbeitung und Auswertung der Daten ein.
Technische Regelungen
<ul style="list-style-type: none"> – betreffen die technische Übermittlung der Daten nach vorgegebenen organisatorischen Regelungen, – umfassen die Einhaltung von technischen Standards und von Datenformaten, – schließen die Interoperabilität von Umweltdaten in einen anderen Kontext ein (semantischer Datensatz).
Quelle: KNETSCH 2011a, S. 7, verändert

10.4.3.3 Erste organisatorische Umsetzungsschritte

647. Organisatorisch sollte eine Umweltbeobachtung als ein wachsendes Netzwerk, transparent und verfügbar für die Öffentlichkeit aufgebaut werden (Internetverfügbarkeit). Bislang besteht keine dauerhafte technische, dokumentarische und operative Organisationsform für die integrative Zusammenschau von vorhandenen und im Aufbau befindlichen Informationsbeständen der Umweltbeobachtung. Jedoch bestehen dafür die Voraussetzungen (BANDHOLTZ 2004). Daten liegen in großer Menge vor, deren Weitergabe ist aber „durch Unsicherheiten der Rechtslage und der erforderlichen Qualitätsstufen wesentlich behindert“ (ebd., S. 127). Neben den Umweltbeobachtungsprogrammen sollte eine „Integrationschicht“ gewährleisten, dass im Stoffrecht generierte Daten verknüpft werden können (BANDHOLTZ 2004): zum Beispiel die Nutzung der REACH-Daten, um die Stoffe zu bestimmen, die beobachtet werden sollen. Eine Internetverfügbarkeit ist dabei heutzutage selbstverständlich und macht auch die Daten der Öffentlichkeit zugänglichlich.

Notwendig ist auch eine GIS-basierte räumliche Zuordnung. Beispiele dafür gibt es auf drei räumlichen Konkretisierungsstufen. Auf der Ebene der Landnutzungen können die CORINE-Daten genutzt werden. Für flächenscharfe Aussagen, insbesondere auf landwirtschaftlichen Flächen, bietet es sich an, InVeKos (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem, eingeführt im Rahmen der Umsetzung der Gemeinsamen Agrarpolitik) zu nutzen, ein elektronisches System, das bereits zur internen Dokumentation und Evaluation des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) auf behördlicher Ebene der Landwirtschaft zur Verfügung steht. Adressenscharf arbeitet das Deutsche Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (Pollutant Release and Transfer Register – PRTR) (UBA 2011).

648. Es ist zu prüfen, ob inhaltliche und organisatorische Schwerpunkte eines medienübergreifenden Monitorings nach der Novellierung des Bundesnaturschutzrechtes unter Nutzung von § 6 BNatSchG „Umweltbeobachtung“ bundeseinheitlich geregelt werden können (vgl. Abschn. 10.4.4). Die notwendige Kooperation zwischen den Behörden und Ressorts sollte durch Verwaltungsvereinbarungen konkretisiert und abgesichert werden.

10.4.4 Festschreibung bundesweit einheitlicher Monitoringstandards

649. Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit erhobener Daten und der einfachen Anpassung an europäische Vorgaben ist die Festschreibung bundesweit gültiger Monitoringstandards notwendig. Dies sollte im Rahmen des geltenden Naturschutzrechtes erfolgen, das nach § 1 Absatz 1 BNatSchG nicht nur auf die dauerhafte Sicherung der Biodiversität, sondern auch auf Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts als Ganzem abzielt und entsprechend einen umfassenden Ansatz verfolgt.

Mit der Föderalismusreform wurden die Kompetenzen für die umweltrechtliche Gesetzgebung neu geordnet. Hierdurch sollte dem Bund die Möglichkeit zur Vollregelung der Materie und zur einheitlichen Umsetzung von EU-Recht gegeben werden (Deutscher Bundestag 2006, S. 7 ff.). Entsprechend wurde die Rahmengesetzgebungskompetenz aufgegeben. Für den Bereich des Naturschutzes und der Landschaftspflege hat der Bund nun – wie für andere Bereiche des Umweltrechts auch – eine konkurrierende Gesetzgebungskompetenz (Artikel 74 Absatz 1 Nummer 29 GG; Artikel 72 Absatz 1 Grundgesetz (GG)). Zwar können die Bundesländer grundsätzlich abweichende Regelungen treffen, abweichungsfest sind allerdings neben dem Recht des Arten- und Meeresschutzes vor allem die allgemeinen Grundsätze des Naturschutzes (Artikel 72 Absatz 3 Nummer 2 GG). Über deren Auslegung wird in der Literatur viel diskutiert, das Bundesverfassungsgericht (BVerfG) hat sich hierzu bisher noch nicht geäußert. Gemeinhin wird davon ausgegangen, dass die Umweltbeobachtung zu den allgemeinen Grundsätzen des Naturschutzes gehört, da nur so ein bundesweites Konzept realisierbar sei (HENDRISCHKE 2007, S. 456; SCHULZE-FIELITZ 2007, S. 257; FISCHER-HÜFTLE 2007, S. 83; DEGENHART 2010, S. 429). Ein solches setzt nicht nur Monitoringprogramme in den einzelnen Bundesländern voraus, sondern erfordert auch eine gewisse Vergleichbarkeit. Insofern liegt es auch im gemeinsamen Interesse von Bund und Ländern, sich auf bestimmte Mindestanforderungen und Strukturen zu einigen und diese auch festzuschreiben. Auch der Gesetzgeber selbst ist bei der Novellierung des BNatSchG davon ausgegangen, dass es sich bei der Umweltbeobachtung um einen allgemeinen Grundsatz handelt und hat sie im Gesetz auch als solchen bezeichnet. Entsprechend können bundesweit einheitliche Monitoringstandards im Naturschutzrecht verankert werden, ohne dass die Länder hier abweichen können.

Fraglich ist, ob hiervon auch das Chemikalienmonitoring erfasst ist. Durch die Änderung des Wortlauts von Beobachtung des „Naturhaushalts“ (§ 12 BNatSchG a. F.) hin zu der Beobachtung von „Natur und Landschaft“ (§ 6 BNatSchG) sollte laut Gesetzesbegründung eine entsprechende Eingrenzung des Beobachtungsgegenstandes vorgenommen werden (Deutscher Bundestag 2009). Ob damit eine Abweichung vom bisherigen Bezugsobjekt des Monitorings in Form des umfänglich definierten „Naturhaushalts“ intendiert ist, ist fraglich (KOCH und KROHN 2008, S. 31 f.). Teilweise wird davon ausgegangen, dass sich keine Eingrenzung ergeben hat (SCHUMACHER/SCHUMACHER in: SCHUMACHER/FISCHER-HÜFTLE 2010, § 6 Rn. 9). Zumindest ist ein Chemikalienmonitoring von der Beobachtung von Natur und Landschaft auch weiterhin mit umfasst, da nach § 6 Absatz 2 BNatSchG nicht nur die Veränderungen des Zustands von Natur und Landschaft zu beobachten sind, sondern eben auch ihre Ursachen. Entsprechend ist die Festschreibung bundesweit gültiger Standards für ein Monitoring – auch von Chemikalien – auf Grundlage des Naturschutzrechtes möglich.

10.4.5 Finanzierung eines medienübergreifenden Monitorings

650. Insbesondere hinsichtlich eines Stoffmonitorings gibt es verschiedene Ansatzpunkte dafür, die chemische Industrie an der Finanzierung zu beteiligen. Allerdings sind diese nicht nur hinsichtlich der zu beobachtenden Stoffe, sondern auch bezüglich deren Wirkungen begrenzt. Ein medienübergreifendes Monitoringprogramm aufzubauen und zu unterhalten macht die Bereitstellung zusätzlicher finanzieller Mittel erforderlich, vor allem für Personal. Hierdurch entstehen zwar zunächst zusätzliche Kosten, die jedoch – wenn auf Grundlage zusätzlicher Informationen zielgerichtete Maßnahmen möglich werden – an anderer Stelle eingespart werden können (Europäische Kommission 2012). Grundsätzlich ermöglicht das umweltrechtliche Verursacherprinzip, die Kosten für Vermeidung, Beseitigung und Ausgleich von Umweltbelastungen demjenigen anzulasten, der sie verursacht hat (vgl. zum Verursacherprinzip KLOEPFER 2004, S. 189 ff.). Auch die Finanzierung des medienübergreifenden Umweltmonitorings sollte sich grundsätzlich am Verursacherprinzip orientieren.

Sofern ein Gesamtkonzept angestrebt wird, das die Auswirkungen auf die Biodiversität umfassend zu ermitteln versucht, stößt das Verursacherprinzip dann an seine Grenzen, wenn die durch die Monitoringprogramme abgefragten Daten nicht auf die Umweltbelastungen durch klar identifizierbare Verursacher zurückgehen. Insofern wären die Kosten dem Gemeinlastprinzip entsprechend über den Staatshaushalt – und damit durch den Bund und die Länder – zu finanzieren. Dies schließt jedoch nicht aus, dass die Kosten für die Erhebung bestimmter Daten dem Verursacherprinzip entsprechend angelastet werden.

651. Insbesondere hinsichtlich eines Stoffmonitorings gibt es verschiedene Ansatzpunkte dafür, die chemische Industrie an der Finanzierung zu beteiligen.

Ansatzpunkte innerhalb der REACH-Verordnung:

- Die ECHA finanziert sich unter anderem über Registrierungsgebühren. Fügt man das Monitoring zum Aufgabenkatalog der ECHA hinzu, so könnten die Gebühren auch für ein Monitoring verwendet werden. Dieser Ansatz stößt jedoch auf mehrere Probleme. Zunächst fallen die Gebühren einmalig bei Registrierung oder Aktualisierung an. Da ab 2018 nur noch dann neu hergestellte Chemikalien registriert werden müssen, steuert die ECHA ohnehin auf eine Finanzierungslücke zu. Ab diesem Zeitpunkt erhofft man sich zwar, ausreichend Gelder über die Zulassungsgebühren aufbringen zu können. Angesichts der vermutlich wenigen bis dahin zulassungspflichtigen Stoffe ist das Gelingen äußerst fragwürdig. Dann werden die ECHA und ihre Aufgaben ohnehin vermehrt über Gelder aus dem Haushalt der EU finanziert werden.
- Im Rahmen der Stoffbewertung können von den Bewertungsbehörden weitere Daten verlangt werden. Hier könnte – wie im Altstoffprogramm – eine Monitoringpflicht durch die Behörden ausgesprochen werden. Problematisch ist allerdings, dass sich das Monitoring

nur auf offene Fragen in der Bewertung einzelner Stoffe bezieht.

- Bei Erteilung einer Zulassung gehört es zu den Auflagen, die zugelassenen Stoffe während der Zulassungsspanne oder auch noch darüber hinaus zu beobachten. Problematisch ist hier, dass sich das Monitoring nur auf die zugelassenen Verwendungen oder Stoffe bezieht. Ein flächendeckendes, medienübergreifendes Monitoring kann nur schwer initiiert werden.

Sonstige Ansatzpunkte:

- Es könnte eine Monitoring-Verordnung erlassen werden, auf deren Grundlage die chemische Industrie finanziell in die Pflicht genommen wird. Sofern sich die Monitoringprogramme jedoch auch auf Stoffe beziehen sollen, die nicht mehr hergestellt oder verwendet werden, ist der Anknüpfungspunkt für eine finanzielle Beteiligung fraglich. Insbesondere muss eine nachträgliche Verpflichtung der Hersteller wohl ausscheiden.
- Möglich ist die Erhebung einer Chemikalienabgabe im Sinne einer Sonderabgabe, durch die die Finanzierungsverantwortlichkeit der chemischen Industrie eingefordert wird. Ihr Aufkommen fließt nicht in den allgemeinen Staatshaushalt, sondern wird für die Finanzierungsaufgabe, das Chemikalienmonitoring, genutzt (vgl. zur Sonderabgabe KIRCHHOFF 2007, Rn. 69 ff.). Auch hier ist jedoch fraglich, ob das Monitoring von Stoffen, die nicht mehr hergestellt und verwendet werden, über diese Abgabe finanziert werden könnte.

652. Auch in anderen Bereichen ist es grundsätzlich möglich, die Kosten für das Monitoring oder sogar die eigentliche Aufgabe den Verursachern anzulasten (z. B. Agro-Gentechnik). Ein umfassendes Biodiversitätsmonitoring wird aber durch den Staat zu finanzieren sein. Insofern, als dieser die Ergebnisse nutzen kann, um seinen Berichtspflichten gegenüber der Europäischen Union nachzukommen, oder seine getroffenen Maßnahmen zu evaluieren, liegt das Monitoring aber auch im Interesse des Staates.

10.5 Zusammenfassung und Empfehlungen

Bedeutung des Monitorings für die Umweltpolitik

653. Natur und Umwelt sind die Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung. Kenntnisse über ihren Zustand sind Voraussetzung für Schutzmaßnahmen. Das Konzept der starken Nachhaltigkeit verlangt, dass die natürlichen Lebensgrundlagen langfristig bewahrt und schonend in Anspruch genommen werden. Die drei Hauptaufgaben der Umweltbeobachtung – die Analyse des Umweltzustandes, das frühzeitige Erkennen und Bewerten von Risiken und die Erfolgskontrolle von umwelt- und naturschutzpolitischen Maßnahmen und nachhaltigkeitspolitischen Zielsetzungen – sind daher grundlegend für Entscheidungen in Politik und Verwaltung. Lösungen müssen mit konkreten Daten für konkrete Entscheidungen begründet werden.

Gesellschaftlich festgelegte Risikostandards, wie zum Beispiel Grenzwerte in der Stoffregulierung oder der Schutz der Umwelt beim Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen, müssen überprüfbar sein. Deshalb sollte das Einhalten dieser Standards durch ein medienübergreifendes Monitoring verifiziert werden. Dies gilt insbesondere deshalb, weil der Verlust einmal ausgestorbener Gensequenzen oder gar Arten nicht rückgängig gemacht werden kann.

Wegen der erheblichen Zeitverzögerung zwischen Erkennung und Behebung der Ursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt besteht im Sinn der Ressourcen- und Risikovorsorge die Notwendigkeit, frühzeitig tätig zu werden. Vor diesem Hintergrund ist die Erstellung eines Gesamtkonzepts geboten, mit dem auch der Status der biologischen Vielfalt selbst dargestellt wird.

Fragmentiertes Monitoring als Problem

654. Eine Ausrichtung der Monitoringprogramme am medial aufgebauten Umweltrecht hat historisch zu sektoralen Erhebungen und Messnetzen geführt (Beobachtungen von Wasser, Luft, Boden, Erfassungen von Arten und Strukturen). Dies gilt sowohl für die nationalen als auch für die europäischen Umweltbeobachtungsprogramme. Ursache war und ist die Überprüfung der Wirkungen der jeweiligen Rechtsvorschriften.

Die Umweltbeobachtung in Deutschland und Europa ist daher durch eine Vielzahl an Messnetzen gekennzeichnet, die nach Umweltmedien und administrativen Zuständigkeiten getrennt voneinander betrieben werden. Daraus resultieren oft Abstimmungsschwierigkeiten über die Ressortgrenzen aber auch Ländergrenzen hinweg und Inkonsistenzen zwischen den vorhandenen Daten. Insbesondere fehlen harmonisierte Mindestanforderungen für eine Erfolgskontrolle der stoffbezogenen Teilziele. Aber auch die Datenverfügbarkeit bzw. die Zugriffsrechte auf die Daten sind oft ungeklärt.

Ziel muss es also sein, diese Konzepte sowohl in Bezug auf den Inhalt als auch auf die Bewertungsmöglichkeiten und die öffentliche Zugänglichkeit zu vernetzen und gegebenenfalls zu harmonisieren. Schon aus pragmatischen Gründen ist eine Erfolgskontrolle nicht neu aufzubauen, sondern – soweit wie möglich – in die bestehenden Beobachtungsprogramme zu integrieren.

Erfassen der multifaktoriellen Belastungen der biologischen Vielfalt

655. Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt sind nachhaltig zu sichern, daher müssen Schutzgebiete und die Normallandschaft (land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen, Gewässer, Siedlungen) kontinuierlich überwacht werden. Die Ziele des Naturschutzes gelten auf der gesamten Landesfläche. Auch in der sogenannten Normallandschaft kommen geschützte Arten vor, die auf die Landnutzung selbst und die dabei eingesetzten Stoffe bzw. die möglichen Auswirkungen gentechnisch veränderter Organismen reagieren.

Der Zustand der biologischen Vielfalt wird durch multifaktorielle Umweltbelastungen beeinflusst. Neben den Auswirkungen von Landnutzungen und Landnutzungsänderungen sind drei hauptsächliche Umweltfaktoren zu nennen:

- Stoffe aus diffusen Quellen, die chronische Belastungen verursachen;
- der Klimawandel, der zur Verschiebung von Verbreitungsgebieten von Arten führt und
- die Wirkungen von gentechnisch veränderten Organismen auf ihre Umwelt.

Es handelt sich also um chemische, physikalische und biologische Stressoren, die einzeln und in der Summe komplexe Wirkungen und systemische Risiken verursachen und nicht durch punktuelle Maßnahmen zu steuern sind. Diese multifaktoriellen Belastungen der Biodiversität werden durch mehrfache Zuständigkeiten in der Verwaltung gespiegelt. Die Kooperation und Zusammenarbeit der Verwaltungen sollte in Zukunft gestärkt und gefördert werden.

Medienübergreifendes Monitoring

656. Um Umweltveränderungen und ihre Ursachen aufzuzeigen, zu analysieren und zu bewerten, bedarf es nicht nur einer medienbezogenen Erfassung des Zustands der Kompartimente Boden, Wasser und Luft und der biologischer Vielfalt, sondern vor allem auch der medienübergreifenden Umweltbeobachtung. Um die Tendenz zur Anreicherung von Schadstoffen über eine kritische Schwelle hinaus zu stoppen, müssen für flächendeckende diffuse Stoffeinträge die Umweltwirkungen ermittelt und eine Expositionsabschätzung vorgenommen werden, auf deren Grundlage das Risiko (Gefährlichkeit + Exposition) naturwissenschaftlich bewertet und Maßnahmen des Risikomanagements abgeleitet werden können.

657. Die Umweltwirkungen von Chemikalien werden zunehmend nach international harmonisierten Methoden erfasst und bewertet. Die Konsistenz zwischen den Vollzugsaufgaben stellt auch ein wesentliches Ziel der Europäischen Kommission und ihrer wissenschaftlichen Gremien dar. Die methodischen Diskussionen sollen nicht mehr nach Vollzugsaufgaben oder Umweltmedien getrennt werden, sondern zukünftig vor allem an Wirkungseigenschaften orientiert sein. Im Ergebnis stehen handlungsleitende Informationen für die Verwendung und schutzgutspezifische Orientierungswerte zur Verfügung, die mit Umweltdaten verglichen werden können und so eine systematische Erfolgskontrolle ermöglichen. Deutschland wird sich dieser Entwicklung nicht verschließen können. Das bedeutet, dass die Entwicklung eines medienübergreifenden Monitorings rechtzeitig konzipiert und organisatorisch vorbereitet werden sollte.

658. Im Rahmen der REACH-Verordnung liegen hier wertvolle Möglichkeiten für stoffbezogene Informationen, die einerseits nicht genutzt werden. Andererseits ist aber auch die REACH-Verordnung im Sinne eines medienübergreifenden Monitorings lückenhaft. So ist eine

Expositionsabschätzung durch den Hersteller nur dann vorgesehen, wenn die Stoffe gefährlich im Sinne der CLP-Verordnung sind oder die Kriterien eines PBT- oder vPvB-Stoffes erfüllen und in Mengen über 10 t/a hergestellt werden. Die Expositionsabschätzungen basieren auf Modellierungen und berücksichtigen keine Kombinationswirkungen mit anderen Stoffen bzw. zusätzliche Belastung durch andere Hersteller. Ihre Expositionspfade in der Umwelt sind nicht immer vollständig erfasst.

659. Je mehr stoffspezifische Risikoinformation vorhanden ist, umso drängender wird ein Konzept, um die Information in die betreffenden Gesetzgebungen zu integrieren. Für diesen horizontalen Informationsaustausch fehlen derzeit noch geeignete Verfahren und Strukturen. Ohne geeignete fachliche und organisatorische Vorgaben und Messnetze bleibt auch das Ziel der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, flächendeckende diffuse Stoffeinträge und ihre Wirkungen auf die biologische Vielfalt zu reduzieren, nicht überprüfbar. Gleichzeitig fordern auch die Fachgesetze der Chemikalienregulierung entsprechende Daten zu möglichen Wirkungen auf biologische Endpunkte ein.

Bundesweite Einführung der ökologischen Flächenstichprobe

660. Flächendeckende Aussagen zum Zustand der Biodiversität in den verschiedenen Landnutzungstypen (auf den drei Ebenen der Biodiversität: Ökosysteme und Lebensräume, Arten und Gemeinschaften, Genome und Gene) sind zurzeit nicht möglich. Ein medienübergreifendes Monitoring muss deshalb mit einem bundesweiten Netz der ÖFS kombiniert werden, um die im Bereich Beobachtung der Biodiversität zu erhebenden Daten mit den Erhebungsdaten von Chemikalien bzw. den möglichen Auswirkungen der Gentechnik statistisch relevant aufeinander beziehen zu können. Eine flächendeckende Einführung der ÖFS kann auch Auswirkungen von Landnutzung und Klimawandel auf die biologische Vielfalt darstellen und zu den Berichtspflichten im Rahmen der FFH-Richtlinie und der ELER-Verordnung beitragen. Das Grundnetz der ÖFS dient bereits in Teilen der bundesweiten Erhebung des Indikators Artenvielfalt und Landschaftsqualität und dem bundesweiten Monitoring zur Unterfütterung des HNV-Farmland-Indikators. Der SRU empfiehlt deshalb eine Erweiterung dieses Teilnetzes hin zu einer flächendeckenden Einführung der ÖFS als Grundlage für die Überwachung von Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt.

Institutionalisierung des medienübergreifenden Monitorings

661. Die Umsetzungsschritte für eine medienübergreifende Umweltbeobachtung werden nicht ohne eine Institutionalisierung vonstattengehen können. Jedoch können durch eine organisatorische Neuregelung der Umweltbeobachtung wahrscheinlich auch Kosten eingespart werden. Der SRU schlägt eine institutionelle Anbindung am Statistischen Bundesamt vor. So würden unterschiedliche Dateninteressen – etwa aus Sicht des Natur- oder des Um-

weltschutzes – von vornherein offenbar und koordiniert. Weiterhin spricht für eine Anbindung, dass das Statistische Bundesamt das Konzept der ÖFS mit entwickelt hat und dass es bereits mit dem Erstellen der umweltökonomischen Gesamtrechnung und der Herausgabe der Indikatorenberichte zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie betraut ist. Eine organisatorische Anbindung hier wäre auch vor dem Hintergrund der zukünftig zu erfassenden Ökosystemleistungen sinnvoll.

Auf behördlicher Ebene haben die Umweltverwaltungen komplexe planerische, bewertende und abwägende Aufgaben zu erfüllen. Um einen integrierten Umweltschutz sicherzustellen, sollte jeder Bereich der Umweltverwaltung über medienübergreifende Beurteilungskompetenzen verfügen und eine über den eigenen Bereich hinausreichende Koordinierung der Arbeitsabläufe organisieren können.

Festschreibung bundesweit einheitlicher Monitoringstandards

662. Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit erhobener Daten und der einfachen Anpassung an europäische Vorgaben ist die Festschreibung bundesweit gültiger Monitoringstandards notwendig. Dies sollte im Rahmen des geltenden Naturschutzrechts erfolgen, das nach § 1 Absatz 1 BNatSchG nicht nur auf die dauerhafte Sicherung der Biodiversität, sondern auch auf Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts als Ganzem abzielt und entsprechend einen umfassenden Ansatz verfolgt. Für den Bereich des Naturschutzes und der Landschaftspflege hat der Bund nun – wie für andere Bereiche des Umweltrechts auch – eine konkurrierende Gesetzgebungskompetenz. Entsprechend ist die Festschreibung bundesweit gültiger Standards für ein Monitoring – auch von Chemikalien – auf Grundlage des Naturschutzrechts möglich.

Finanzierung

663. Grundsätzlich ermöglicht das umweltrechtliche Verursacherprinzip, die Kosten für Vermeidung, Beseitigung und Ausgleich bei Umweltbelastungen demjenigen anzulasten, der sie verursacht hat. Auch die Finanzierung des medienübergreifenden Umweltmonitorings sollte sich grundsätzlich am Verursacherprinzip orientieren. Bezüglich der Kosten sollte nach dem Verursacherprinzip insbesondere im Bereich des Monitorings von Chemikalien und der Gentechnik auch die Industrie herangezogen werden, die im Rahmen der neueren Umweltgesetze letztendlich auf diese Daten angewiesen ist. Sofern eine Anlastung der Kosten nach dem Verursacherprinzip nicht möglich ist, wären die Kosten über den Staatshaushalt zu finanzieren.

Öffentliche Zugänglichkeit der Daten

664. Organisatorisch sollte eine Umweltbeobachtung als ein wachsendes Netzwerk, transparent und verfügbar für die Öffentlichkeit, aufgebaut werden (Internetverfügbarkeit). Grundsätzlich sollte ein freier Zugang zu Daten ermöglicht werden, die Geheimhaltung hingegen nur aus-

nahmsweise zulässig sein. So können auch Wissenschaft und interessierte Öffentlichkeit durch den Zugang zu Daten in deren Auswertung und die Initiierung von Maßnahmen mit einbezogen werden. Transparenz in der Umweltpolitik erhöht zudem deren Glaubwürdigkeit.

10.6 Literatur

AK Umweltmonitoring (2008): Positionspapier zum stoffbezogenen Umweltmonitoring (Kurzfassung). *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 13 (3), S. 155–164.

Antoniou, M., Brack, P., Carrasco, A., Fagan, J., Habib, M., Kageyama, P., Leifert, C., Nodari, R. O., Pengue, W. (2010): GV-SOJA Nachhaltig? Verantwortungsbewusst? Bochum: GLS Bank.

Antoniou, M., Habib, M., Howard, C. V., Jennings, R. C., Leifert, C., Nodari, R. O., Robinson, C., Fagan, J. (2011): Roundup and birth defects. Is the public being kept in the dark? Cameron, Tex.: Farm and Ranch Freedom Alliance. <http://farmandranchfreedom.org/sff/RoundupandBirth-Defects.pdf> (29.02.2012).

ARCADIS Belgium, EBRC Consulting (2011): Identification and evaluation of data on flame retardants in consumer products. Final report. Brüssel: Europäische Kommission – Generaldirektion Gesundheit und Verbraucher. Contract number 17.020200/09/549040.

Arenholz, U., Bergmann, S., Bosshammer, K., Busch, D., Dreher, K., Eichler, W., Geueke, K.-J., Grubert, G., Hähle, J., Harff, K., Kraft, M., Leisner-Saaber, J., Oberdörfer, M., Rauchfuss, K., Respondek, R., Reupert, R., Rose-Luther, J., Schroers, S., Tiedt, M., Just, P., Poschner, A., Susset, B. (2011): Verbreitung von PFT in der Umwelt. Ursachen – Untersuchungsstrategie – Ergebnisse – Maßnahmen. Recklinghausen: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. LANUV-Fachbericht 34.

Back, H.-E., Rohner, M.-S., Seidling, W., Willecke, S. (1996): Konzepte zur Erfassung und Bewertung von Landschaft und Natur im Rahmen der „ökologischen Flächenstichprobe“. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. UGR-Materialien 6.

Bader, M., Lichtnecker, H. (2003): Umweltmedizinische Leitlinie Human-Biomonitring. Aachen: Deutsche Gesellschaft für Arbeitsmedizin und Umweltmedizin. http://www.dgaum.de/images/stories/pdf/LL_U_%20Humanbiomonitring.pdf (29.02.2012).

BAFU (Bundesamt für Umwelt Schweiz), Umweltrat EOBC (Umweltbeobachtungs- und -bilanzrat für Europa) (2009): Bilanzen als Instrument für Umweltbeobachtung und Ressourcenmanagement. Ergebnisse der Umweltbeobachtungskonferenz. Bern, Karlsruhe: BAFU, Umweltrat EOBC. <http://www.eobc.eu/journal/U01-EU09-de.pdf> (29.02.2012).

Bandholtz, T. (2004): Machbarkeitsstudie. Integrations-schicht Umweltbeobachtung. Abschlussbericht. Berlin: Umweltbundesamt. UBA Z 2.1-93501-11/1.

Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (2008): Erster integrierter Umweltbericht für das länderübergreifende UNESCO-Biosphärenreservat Rhön. Kurzfassung. Oberelsbach: Bayerische Verwaltungsstelle Biosphärenreservat Rhön.

Belden, J., McMurry, S., Smith, L., Reilley, P. (2010): Acute toxicity of fungicide formulations to amphibians at environmentally relevant concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29 (11), S. 2477–2480.

Bernal, M. H., Solomon, K. R., Carrasquilla, G. (2009): Toxicity of formulated glyphosate (glyphos) and cosmo-flux to larval and juvenile colombian frogs 2. Field and laboratory microcosm acute toxicity. *Journal of Toxicology and Environmental Health / A* 72 (15–16), S. 966–973.

Beudert, B., Breit, W., Höcker, L., Stamm, O., Schwarz, B. (2007): Integrierte Umweltbeobachtung im Forellenbachgebiet des Nationalparks Bayerischer Wald im Netzwerk des Internationalen Kooperationsprogramms über die Auswirkungen grenzüberschreitender Luftschadstoffe und des Klimawandels auf Ökosysteme (UN/ECE – ICP Integrated Monitoring). Berlin, Grafenau: Umweltbundesamt, Nationalpark Bayerischer Wald.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2009): Agro-Gentechnik in der Kontroverse. Anforderungen und Risiken beim Anbau von GVP. Wissenschaftliche Kontroversen und Anwendung des Vorsorgeprinzips. Hintergrundpapier zum Pressegespräch am 12.01. am Bundesamt für Naturschutz (BfN) in Bonn. Bonn: BfN. <http://www.bfn.de/fileadmin/MDb/documents/presse/Agro-Gentechnik-Hintergrund.pdf> (01.03.2012).

BfR (Bundesinstitut für Risikobewertung) (2011a): Neue Daten zu gesundheitlichen Aspekten von Glyphosat? Eine aktuelle, vorläufige Facheinschätzung des BfR. Berlin: BfR. Stellungnahme 035/2011.

BfR (2011b): Organozinnverbindungen in verbrauchernahen Produkten. Berlin: BfR. Stellungnahme 034/2011.

BfR (2006): Hohe Gehalte an perfluorierten organischen Tensiden (PFT) in Fischen sind gesundheitlich nicht unbedenklich. Berlin: BfR. Stellungnahme 035/2006.

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2011): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2010. Berlin: BMELV. http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Wald-Jagd/ErgebnisseWaldzustandserhebung2010.html?jsessionid=AC0BFA61F0BF32815E67BA5B90B23174.2_cid238 (03.04.2012).

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2010): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin: BMU.

- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.
- Bolte, A., Schröck, H.-W., Block, J. (2007): Pflanzenvielfalt der Wälder in Deutschland – Beitrag der forstlichen Umweltbeobachtung zu ihrer Erfassung und Bewertung. In: Begemann, F., Schröder, S., Wenkel, K.-O., Weigel, H.-J. (Hrsg.): Agrobiodiversität. Bonn: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. Schriftenreihe des Informations- und Koordinationszentrums für Biologische Vielfalt 27, S. 214–234.
- Bolte, A., Wellbrock, N., Lux, W., Strich, S., Steinhauser, D. (2008): Waldmonitoring und Umweltpolitik. AFZ – Der Wald 63 (17), S. 921–923.
- Brack, W. (2011): Models for Assessing and Forecasting the Impact of Environmental Key Pollutants on Marine and Freshwater Ecosystems and Biodiversity <http://www.modelkey.org/> (29.02.2012).
- Bühler, C. (2010): Biodiversitätsmonitoring als Grundlage für andere Überwachungsprogramme – Beispiele aus der Schweiz. Vortrag, Umweltbeobachtungskonferenz, 23.–24.09.2010, Essen.
- Bühler, C., Birrer, S., Kohli, L., Martinez, N., Plattner, M., Roth, T. (2008): Erhebungsdesign und -Methoden für ein GVP-Monitoring Schweiz. Bern: Bundesamt für Umwelt Schweiz.
- Bundesregierung (2008): Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Vom Bundeskabinett am 17. Dezember 2008 beschlossen. Berlin: Bundesregierung.
- Bunke, D. (2011): Expositionsszenarien: Aufgabe, Struktur, Entwicklung. In: Führ, M. (Hrsg.): Praxishandbuch REACH. Köln: Heymann, S. 167–180.
- Calliess, C. (2001): Rechtsstaat und Umweltstaat: Zugleich ein Beitrag zur Grundrechtsdogmatik im Rahmen mehrpoliger Verfassungsrechtsverhältnisse. Tübingen: Mohr Siebeck. Jus Publicum 71.
- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M. I., Gonzalez, A. (2011): The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98 (3), S. 572–592.
- Clarke, N., Fischer, R., Vries, W. de, Lundin, L., Papale, D., Vesala, T., Merilä, P., Matteucci, G., Mirtl, M., Simpson, D., Paoletti, E. (2011): Availability, accessibility, quality and comparability of monitoring data for European forests for use in air pollution and climate change science. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 4 (4), S. 162–166.
- Degenhart, C. (2010): Verfassungsrechtliche Rahmenbedingungen der Abweichungsgesetzgebung. *Die Öffentliche Verwaltung* 63 (10), S. 422–430.
- Deutscher Bundestag (2011a): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Harald Ebner, Cornelia Behm, Hans-Josef Fell, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Bundestagsdrucksache 17/6858 – Risikobewertung und Zulassung des Herbizid-Wirkstoffes Glyphosat. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/7168.
- Deutscher Bundestag (2011b): Stellungnahme des Einzel-sachverständigen (Prof. Dr. Ralf Schulz) Institute of Environmental Sciences, University of Koblenz-Landau für die 51. Sitzung des Ausschusses für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz zur Öffentlichen Anhörung zum Thema: „Neuordnung des Pflanzenschutzrechtes“. Berlin: Deutscher Bundestag, Ausschuss für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. http://www.bundestag.de/bundestag/ausschuesse17/a10/anhoeungen/_A_26_10_2011_Neuordnung_des_Pflanzenschutzrechtes/_Stellungnahmen/A-Drs__624-G_Schulz.pdf (01.03.2012).
- Deutscher Bundestag (2009): Gesetzentwurf der Fraktionen der CDU/CSU und SPD. Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/12274.
- Deutscher Bundestag (2006): Gesetzentwurf der Fraktionen der CDU/CSU und SPD. Entwurf eines Gesetzes zur Änderung des Grundgesetzes (Artikel 22, 23, 33, 52, 72, 73, 74, 74a, 75, 84, 85, 87c, 91a, 91b, 93, 98, 104a, 104b, 105, 107, 109, 125a, 125b, 125c, 143c). Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/813.
- DFG Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe (Deutsche Forschungsgemeinschaft Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe) (2007): MAK- und BAT-Werte-Liste 2007. Weinheim: Wiley-VCH. Mitteilung der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe 43.
- Diehl, P. (2010): Anforderungen an die Gestaltung von chemisch-physikalischen Monitoringprogrammen am Rhein. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 22 (3), S. 205–212.
- DJV (Deutscher Jagdschutz-Verband) (2009): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Ergebnisse 2009. Bonn: DJV.
- Doerpinghaus, A., Dröschmeister, R. (2010): Stand des Naturschutzmonitorings in Deutschland. In: Doerpinghaus, A., Dröschmeister, R., Fritsche, B. (Hrsg.): Naturschutz-Monitoring in Deutschland: Stand und Perspektiven. Tagungsband zum Statusseminar an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm vom 14. bis 18. April 2008. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 83, S. 7–17.
- Doyle, U., Heiß, C. (2009): Bewertung von diffusen Stoffeinträgen im Rahmen der nationalen Biodiversitätsstrategie. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 21 (6), S. 539–548.
- Dröschmeister, R. (2001): Bundesweites Naturschutzmonitoring in der Normallandschaft mit der Ökologischen Flächenstichprobe. *Natur und Landschaft* 76 (2), S. 58–69.
- Dröschmeister, R., Benzler, A., Berhorn, F., Doerpinghaus, A., Eichen, C., Fritsche, B., Graef, F., Neukirchen, M.,

- Sukopp, U., Weddeling, K., Züghart, W. (2006): Naturschutzmonitoring: Potenziale und Perspektiven. *Natur und Landschaft* 81 (12), S. 578–584.
- EBCC (European Bird Census Council) (2012): What is Pan-European Common Bird Monitoring Scheme? <http://www.ebcc.info/pecbm.html> (02.02.2012).
- ECHA (Europäische Chemikalienagentur) (2008): Leitlinien zu Informationsanforderungen und Stoffsicherheitsbeurteilung. Teil D: Erstellung von Expositionsszenarien. Helsinki: ECHA.
- EEA (European Environment Agency) (2007): Towards a European chemicals information system. A survey on reported monitoring activities of chemicals in Europe. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. EEA Technical report 06/2007.
- EEA (2001): Late lessons from early warnings: The precautionary principle 1896-2000. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Environmental issue report 22.
- Enquete-Kommission Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung (1998): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlußbericht der Enquete-Kommission Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung. Bonn: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 13/11200.
- EPA (U. S. Environmental Protection Agency) (2005): Draft risk assessment of the potential human health effects associated with exposure to perfluorooctanoic acid and its salts. Washington, DC: EPA.
- Europäische Kommission (2012): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Konkretere Vorteile aus den Umweltmaßnahmen der EU: Schaffung von Vertrauen durch mehr Information und größere Reaktionsbereitschaft der Behörden. COM(2012) 95 final. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011a): 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.
- Europäische Kommission (2011b): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Rio+20: Hin zu einer umweltverträglichen Wirtschaft und besserer Governance. KOM(2011) 363 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2008): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Hin zu einem gemeinsamen Umweltinformationssystem (SEIS). KOM(2008) 46 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2000): Mitteilung der Kommission. Die Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips. KOM(2000) 1 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt (2010): Feasibility Study on Establishment of a Chemical Data Centre. Specifications to Invitation to Tender ENV.D.3/SER/2010/0084r1. Brüssel: Europäische Kommission, Generaldirektion Umwelt.
- Fei, C., McLaughlin, J. K., Lipworth, L., Olsen, J. (2009): Maternal levels of perfluorinated chemicals and subfecundity. *Human Reproduction* 24 (5), S. 1200–1205.
- Fiebig, C. (2010): GVO-Monitoring NRW. Integration eines GVO-Monitoring in das System der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS). Vortrag, Umweltbeobachtungskonferenz, 23.–24.09.2010, Essen.
- Fischer-Hüftle, P. (2007): Zur Gesetzgebungskompetenz auf dem Gebiet „Naturschutz und Landschaftspflege“ nach der Föderalismusreform. *Natur und Recht* 29 (2), S. 78–85.
- Fricke, M., Lahl, U. (2005): Risikobewertung von Perfluortensiden als Beitrag zur aktuellen Diskussion zum REACH-Dossier der EU-Kommission. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 17 (1), S. 36–49.
- Führ, M. (Hrsg.) (2011): Praxishandbuch REACH. Köln: Heymann.
- Führ, M., Krieger, N., Bizer, K., Mereny, S., Cichorowski, G., Kleihauer, S., Ahrens, A., Heitmann, K., Hackmack, U., Ewringmann, D., Koch, L., Rehbinder, E. (2006): Risikominderung für Industriechemikalien unter REACH. Anforderungen an eine technische Arbeitshilfe für Hersteller, Importeure und Stoffanwender. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 05/06.
- Gebhardt, H., Rammert, U., Schröder, W., Wolf, H. (2010): Klima-Biomonitoring: Nachweis des Klimawandels und dessen Folgen für die belebte Umwelt. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 22 (1), S. 7–19.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardt, 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.
- Haffmans, S. (2010): Auswirkungen chemisch-synthetischer Pestizide auf die biologische Vielfalt. Hamburg: Pestizid Aktions-Netzwerk e.V.
- Haffmans, S. (2008): Pestizide in der Biodiversitäts-Diskussion. In: Haffmans, S. (Hrsg.): Biodiversität versus Pestizide. Dokumentation der Vorträge des Workshops

- „Biodiversität versus Pestizide“ vom 21. Februar 2008 in Hannover. Hamburg: Pestizid Aktions-Netzwerk e.V., S. 77.
- Haines-Young, R., Potschin, M. (2010): Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting (VI), 21st March 2010. Nottingham: Centre for Environmental Management, University of Nottingham. EEA/BSS/07/007.
- Heiß, C. (2011): Aufgaben und Kooperationsbedarf im Vollzug. In: Führ, M. (Hrsg.): Praxishandbuch REACH. Köln: Heymann, S. 336–346.
- Heiß, C. (2010): Was kann die stoffbezogene Umweltbeobachtung für die Biodiversitätsstrategie leisten? In: Doeringhaus, A., Dröschmeister, R., Fritsche, B. (Hrsg.): Naturschutzmonitoring in Deutschland. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 83, S. 211–220.
- Hendrichske, O. (2007): „Allgemeine Grundsätze“ als abweichungsfester Kern der Naturschutzgesetzgebung des Bundes. *Natur und Recht* 29 (7), S. 454–458.
- Hoffmann, F., Kloas, W. (2012): Estrogens Can Disrupt Amphibian Mating Behavior. *PLoS ONE* 7 (2), S. e32097.
- Hoover, R. N., Hyer, M., Pfeiffer, R. M., Adam, E., Bond, B., Cheville, A. L., Colton, T., Hartge, P., Hatch, E. E., Herbst, A. L., Karlan, B. Y., Kaufman, R., Noller, K. L., Palmer, J. R., Robboy, S. J., Saal, R. C., Strohsnitter, W., Titus-Ernstoff, L., Troisi, R. (2011): Adverse Health Outcomes in Women Exposed In Utero to Diethylstilbestrol. *New England Journal of Medicine* 365 (14), S. 1304–1314.
- IARC (International Agency for Research on Cancer) (2006): Inorganic and Organic Lead Compounds. Lyon: IARC. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans 87.
- ICP Forests (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) (2010): Der Waldzustand in Europa 1985 bis 2010. 25 Jahre Waldzustandsmonitoring des ICP Forest. Hamburg: Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- ICP Forests, Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt (2011): The condition of forests in Europe. 2011 Executive Report. Hamburg: Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- Ingerowski, J. B. (2009): Die REACH-Verordnung: Eine Bestandsaufnahme und Bewertung der Instrumente und Strategien des neuen europäischen Chemikalienrechts unter dem Aspekt des wirksamen Schutzes von Umwelt und Gesundheit vor chemischen Risiken. Baden-Baden: Nomos. *Forum Umweltrecht* 59.
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W. S., Reich, P. B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., Ruijven, J. van, Weigelt, A., Wilsey, B. J., Zavaleta, E. S., Loreau, M. (2011): High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477 (7363), S. 199–202.
- Isenring, R. (2010): Pesticides reduce biodiversity. *Pesticide News* 88 (June 2010), S. 4–7.
- ISOE (Institut für sozial-ökologische Forschung) (2010): Vorsorge durch gemeinsame Verantwortung: Integrative Strategien zu Risikominderung im chemischen Pflanzenschutz. Eine Handreichung für die Praxis. Frankfurt am Main: ISOE. *Materialien Soziale Ökologie* 33.
- Jones, D. K., Hammond, J. I., Relyae, R. A. (2010): Roundup and Amphibians: The importance of concentration, application time, and stratification. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29 (9), S. 2016–2025.
- Kirchhoff, P. (2007): Nichtsteuerliche Abgaben. In: Isensee, J., Kirchhoff, P. (Hrsg.): *Handbuch des Staatsrechts der Bundesrepublik Deutschland*. Bd. 5: Rechtsquellen, Organisation, Finanzen. 3., völlig Neubearb. und erw. Aufl. Heidelberg: C.F. Müller, S. 1101–1174.
- Klitzing, F. von (2002): Konkretisierung des Umweltbeobachtungsprogramms. Integration der Beobachtungsprogramme anderer Ressorts. Aktualisierung und Fortschreibung der Bestandsaufnahme der Beobachtungsprogramme anderer Ressorts (Erstaufnahme – 1995/1996). Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 65/02.
- Klitzing, F. von, Corsten, A., Mischke, A. (1998): Konkretisierung des Umweltbeobachtungsprogramms. Integration der Beobachtungsprogramme anderer Ressorts. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 73/98.
- Kloepfer, M. (2004): *Umweltrecht*. 3. Aufl. München: Beck.
- Knetsch, G. (2011a): Auswahl und Bewertung von Daten aus Umweltbeobachtungsprogrammen zur Bilanzierung von Polychlorierten Biphenylen. Berlin, Freie Universität, Fachbereich Geowissenschaften, Dissertation.
- Knetsch, G. (2011b): V-2.6 Behördliche Umweltinformationssysteme. In: Schröder, W., Fränze, O., Müller, F. (Hrsg.): *Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung*. Losebl.-Ausg., 20. Erg.-Lfg., 3/11. Landsberg am Lech: Ecomed, S. 3–20.
- Knetsch, G., Rosenkranz, D. (2003): Umweltbeobachtung – Konzepte und Programme des Bundes. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.): *Ziele, Strategien, Konzepte des Bundes und ausgewählter Länder*. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, S. 6–24.
- Knopp, D., Deng, A., Letzel, M., Taggart, M., Himmelsbach, M., Zhu, Q.-Z., Peröbner, I., Kudlak, B., Frey, S., Sengl, M., Buchberger, W., Hutchinson, C., Cunningham, A., Pain, D., Cuthbert, R., Raab, A., Meharg, A., Swan, G., Jhala, Y., Prakash, V., Rahmani, A., Quevedo, M., Niessner, R. (2007): Immunological determination of the pharmaceutical diclofenac in environmental and biological samples. In: Kennedy, I. R. (Hrsg.): *Rational environmental management of agrochemicals*.

- Risk assessment, monitoring, and remedial action. Washington, DC: American Chemical Society. ACS Symposium Series 966, S. 203–226.
- Kobialka, H., Plattner, M., Rüetschi, J. (2010): Das Biodiversitäts-Monitoring der Schweiz. Methoden und Ergebnisse am Beispiel der Mollusken. *Natur und Landschaft* 85 (4), S. 142–148.
- Koch, H.-J., Krohn, S. (2008): Das Naturschutzrecht im Umweltgesetzbuch. Den Auftrag der Föderalismusreform erfüllen. Dessau: Umweltbundesamt. Forum Umweltgesetzbuch 7.
- Köck, W. (1997): Umweltqualitätsziele und Umweltrecht. *Zeitschrift für Umweltrecht* 8, S. 79–87.
- Kommission Human-Biomonitoring (2009): 2. Addendum zur „Stoffmonographie Blei – Referenz- und „Human-Biomonitoring“-Werte der Kommission „Human-Biomonitoring“. Stellungnahme der Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes. *Bundesgesundheitsblatt, Gesundheitsforschung, Gesundheitsschutz* 2009 (52), S. 983–986.
- König, H. (2010): Die Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) in Nordrhein-Westfalen. In: Doerpinghaus, A., Dröschmeister, R., Fritsche, B. (Hrsg.): *Naturschutzmonitoring in Deutschland*. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 83, S. 19–28.
- König, H. (2008): Biodiversität nordrhein-westfälischer Siedlungen. *Natur in NRW* 2008 (2), S. 44–46.
- König, H. (2003): Naturausstattung der nordrhein-westfälischen Normallandschaft. Zahlen und Trends zu Biotop-typen, Strukturen, Flora und Avifauna aus der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS) Nordrhein-Westfalen. *LÖBF-Mitteilungen* 28 (2), S. 15–24.
- König, H., Bouvron, M. (2005): Die Ökologische Flächenstichprobe als Beitrag zur FFH-Berichtspflicht. *LÖBF-Mitteilungen* 30 (3), S. 20–25.
- König, H., Werking-Radtke, J., Neitzke, A. (2008): Biodiversität nordrhein-westfälischer Agrarlandschaften. *Natur in NRW* 2008 (2), S. 39–43.
- Koordinationsstelle Biodiversitäts-Monitoring Schweiz (2009): Zustand der Biodiversität in der Schweiz. Ergebnisse des Biodiversität-Monitoring Schweiz (BDM) im Überblick. Stand: Mai 2009. Bern: Bundesamt für Umwelt Schweiz. *Umwelt-Zustand* 11/09.
- Koordinationsstelle Biodiversitätsmonitoring Schweiz (2006): Zustand der Biodiversität in der Schweiz. Ergebnisse des Biodiversitätsmonitorings Schweiz (BDM) im Überblick. Stand: Mai 2006. Bern: Bundesamt für Umwelt Schweiz. *Umwelt-Zustand* 04/06.
- Kowarik, I., Bartz, R., Heink, U. (2008): Bewertung „ökologischer Schäden“ infolge des Anbaus gentechnisch veränderter Organismen (GVO) in der Landwirtschaft. Bonn: BfN. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 56.
- Kratz, W., Schröder, E. (2009): Moosmonitoring. Wider die Vernunft – zum Ende eines Programms effektiver Umweltdatenerhebung in Bund-Länder-Kooperation. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 22 (1), S. 1–6.
- Kreuzig, R., Höltge, S., Heise, J., Kolb, M., Berenzen, N., Hahn, T., Jergentz, S., Wogram, J., Schulz, R. (2007): Untersuchungen zum Abflussverhalten von Veterinärpharmaka bei Ausbringung von Gülle auf Ackerland und Weide. *Runoff-Projekt*. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 24/07.
- Lange, M., Burkhard, B., Gee, K., Kannen, A. (2010): Risiko im Kontext von Offshore-Windkraft und systemischem Risikodiskurs. *Costline Reports* 2010 (15), S. 1–13.
- Liess, M., Kattwinkel, M., Kaske, O., Beketov, M., Steinicke, H., Scholz, M., Henle, K. (2010): Considering protected aquatic non-target species in the environmental risk assessment of plant protection products. Leipzig: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung.
- Lüskow, H., Wirth, O., Reihlen, A., Jepsen, D. (2010): Standardisation of Emission Factors for the Exposure Assessment under REACH. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 12/11.
- Mamy, L., Gabrielle, B., Barriuso, E. (2010): Comparative environmental impacts of glyphosate and conventional herbicides when used with glyphosate-tolerant and non-tolerant crops. *Environmental Pollution* 158 (10), S. 3172–3178.
- 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.
- Marquard, E., Förster, J., Vohland, K. (2012): Nationales Biodiversitäts-Monitoring 2020. Eine Übersicht von Diversitas Deutschland e.V. und dem Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland (NeFo) zum Beitrag der deutschen Biodiversitätsforschung zur Weiterentwicklung des nationalen Biodiversitäts-Monitoring. Berlin, Leipzig: Diversitas Deutschland e.V., Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland.
- Maxim, L., Spangenberg, J. H. (2009): Driving forces of chemical risks for the European biodiversity. *Ecological Economics* 69 (1), S. 43–54.
- Middelhoff, U., Hildebrandt, J., Breckling, B. (2006): Die Ökologische Flächenstichprobe als Instrument eines GVO-Monitoring. Bonn: BfN. *BfN-Skripten* 172.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg (2011): *Natur – das grüne Kapital unseres Landes. Naturschutzstrategie Baden-Württemberg 2020*. Stuttgart: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg.
- Mitschke, A., Sudfeldt, C., Heidrich-Riske, H., Dröschmeister, R. (2007): Monitoring häufiger Brutvögel in der Normallandschaft. In: Begemann, F., Schröder, S., Wenkel, K.-O., Weigel, H.-J. (Hrsg.): *Monitoring und Indikatoren der Agrobiodiversität*. Tagungsband eines Sym-

posiums am 7. und 8. November 2006 in Königswinter. Bonn: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. Agrobiodiversität 27, S. 129–147.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2002): Co-operation on existing chemicals. Hazard assessment of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and its salts. Paris: OECD. ENV/JM/RD(2002)17/FINAL.

Offenthaler, I., Bassan, R., Belis, C., Garo-Stach, I., Ganz, S., Iozza, S., Jakobi, G., Kaiser, A., Kirchner, M., Knoth, W., Kräuchi, N., Levy, W., Moche, W., Nurmi-Legat, J., Raccanelli, S., Schramm, K.-W., Schröder, P., Sedivy, I., Simoncic, P., Staudinger, M., Thanner, G., Uhl, M., Vilhar, U., Weiss, P. (Hrsg.) (2009): MONARPOP Technical Report. Rev. ed. Wien: Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management.

Ohe, P. C. von der, Deckere, E. de, Prüß, A., Muñoz, I., Wolfram, G., Villagrasa, M., Ginebreda, A., Hein, M., Brack, W. (2009): Toward an integrated assessment of the ecological and chemical status of European river basins. *Integrated Environmental Assessment and Management* 5 (1), S. 50–61.

Pascher, K., Moser, D., Dullinger, S., Sachslehner, L., Gros, P., Sauberer, N., Traxler, A., Frank, T. (2010): Biodiversität in österreichischen Ackerbaugebieten im Hinblick auf die Freisetzung und den Anbau von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen. Wien: Bundesministerium für Gesundheit.

Pascher, K., Moser, D., Dullinger, S., Sachslehner, L., Gros, P., Sauberer, N., Traxler, A., Grabherr, G., Frank, T. (2011): Setup, efforts and practical experiences of a monitoring program for genetically modified plants – an Austrian case study for oilseed rape and maize. *Environmental Sciences Europe* 23 (12). <http://www.enveurope.com/content/pdf/2190-4715-23-12.pdf> (05.03.2012).

Pascher, K., Moser, D., Traxler, A., Frank, T., Dullinger, S., Sauberer, N., Sachslehner, L., Höttinger, H., Grabherr, G. (2007): Untersuchungsdesign zur Erfassung der Biodiversität in österreichischen Ackerbauflächen. In: Breckling, B., Dolek, M., Lang, A., Reuter, H., Verhoeven, R. (Hrsg.): GVO-Monitoring vor der Umsetzung. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 49, S. 33–43.

Pliening, T., Bieling, C., Gerdes, H., Ohnesorge, B., Schaich, H., Schleyer, C., Trommler, K., Wolff, F. (2010): Ökosystemleistungen in Kulturlandschaften. Konzept und Anwendung am Beispiel der Biosphärenreservate Oberlausitz und Schwäbische Alb. *Natur und Landschaft* 85 (5), S. 187–192.

Raps, A. (2007): Umweltmonitoring von GVO in der Schweiz – Forschung und Umsetzung. In: Breckling, B., Dolek, M., Lang, A., Reuter, H., Verhoeven, R. (Hrsg.): GVO-Monitoring vor der Umsetzung. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 49, S. 25–32.

Reese, M. (2010): Leitbilder des Umweltrechts. Zur Zukunftsfähigkeit leitender Schutzkonzepte. *Zeitschrift für Umweltrecht* 21 (7–8), S. 339–346.

Relyae, R. A., Jones, D. K. (2009): The toxicity of Roundup original max to 13 species of larval amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28 (9), S. 2004–2008.

Richter, E. (2003): Anforderungen an eine nachhaltigkeitsgerechte Informations- und Kommunikationsordnung im Umweltrecht. In: Lange, K. (Hrsg.): Nachhaltigkeit im Recht. Eine Annäherung. Baden-Baden: Nomos. *Gießener Abhandlungen zum Umweltrecht* 14, S. 199–223.

Risikokommission (2003): ad hoc-Kommission „Neuordnung der Verfahren und Strukturen zur Risikobewertung und Standardsetzung im gesundheitlichen Umweltschutz der Bundesrepublik Deutschland“. Abschlussbericht der Risikokommission. Salzgitter: Risikokommission.

Robinson, R. A., Sutherland, W. J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39 (1), S. 157–176.

Santora, G. (2011): Von der Stichprobenaufnahme zur Verbreitungskarte. *Natur in NRW* 2011 (3), S. 33–36.

SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks) (2010): Opinion on the Chemicals and the Water Framework Directive: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/environmental_risks/docs/scher_o_127.pdf (02.03.2012).

Scherber, C., Eisenhauer, N., Weisser, W. W., Schmid, B., Voigt, W., Fischer, M., Schulze, E.-D., Roscher, C., Weigelt, A., Allan, E., Beszler, H., Bonkowski, M., Buchmann, N., Buscot, F., Clement, L. W., Ebeling, A., Engels, C., Halle, S., Kertscher, I., Klein, A.-M., Koller, R., König, S., Kowalski, E., Kummer, V., Kuu, A., Lange, M., Lauterbach, D., Middelhoff, C., Migunova, V. D., Milcu, A., Müller, R., Partsch, S., Petermann, J. S., Renker, C., Rottstock, T., Sabais, A., Scheu, S., Schumacher, J., Temperton, V. M., Tschardtke, T. (2010): Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature* 468 (7323), S. 553–556.

Schleswig-Holsteinischer Landtag (2011): Kleine Anfrage der Abgeordneten Antje Jansen (DIE LINKE) und Antwort der Landesregierung – Ministerin für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume. Gefährdungslage für Mensch, Tier und Umwelt durch Glyphosat und AMPA. Kiel: Schleswig-Holsteinischer Landtag. Drucksache 17/1812.

Schmolke, A. (2011): Zuständigkeiten im behördlichen Vollzug auf EU-Ebene und in Deutschland. In: Führ, M. (Hrsg.): *Praxishandbuch REACH*. Köln: Heymann, S. 522–549.

Schröder, W., Pesch, R., Kratz, W., Holy, M., Zechmeister, H., Harmens, H., Fagerli, H., Ilyin, I. (2010): Atmosphärische Deposition und Anreicherung von Schwermetallen und Stickstoff in Natura-2000-Gebieten Deutschlands. Um-

- weltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 22 (6), S. 711–720.
- Schulte, C. (2006): Persistente, bioakkumulierende und toxische Stoffe in der EU – Anspruch und Wirklichkeit. *Mitteilungen der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie* 12 (3), S. 65–68.
- Schulz, R. (2004): Field Studies on Exposure, Effects, and Risk Mitigation of Aquatic Nonpoint-Source Insecticide Pollution. *Journal of Environmental Quality* 33 (2), S. 419–448.
- Schulze-Fielitz, H. (2007): Umweltschutz im Föderalismus – Europa, Bund und Länder. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 26 (3), S. 249–259.
- Schumacher, J., Fischer-Hüftle, P. (2010): Bundesnaturschutzgesetz. Kommentar. 2. Aufl. Stuttgart: Kohlhammer.
- Seidling, W., Lux, W., Kürbis, H. (2002): Das Level-II-Programm – Brücke zwischen Ökosystemforschung und Monitoring im Wald. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 36 (3), S. 103–107.
- Soldaat, L. (2011): Monitoring der Biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften der Niederlande. Vortrag, Monitoring der Biologischen Vielfalt im Agrarbereich, 12.–13.04.2011, Braunschweig.
- Splett, P., Intemann, H. (1994): Intensive Waldzustandsüberwachung auf Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. *AFZ – Der Wald* 22 (49), S. 1237.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2011a): Vorsorgestrategien für Nanomaterialien. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2011b): Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2007): Umweltverwaltungen unter Reformdruck. Herausforderungen, Strategien, Perspektiven. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2004a): Koexistenz sichern: Zur Novellierung des Gentechnikgesetzes. Berlin: SRU. Kommentar zur Umweltpolitik 4.
- SRU (2004b): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.
- SRU (2002): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Voreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU (1994): Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU (1991): Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. Sondergutachten. Oktober 1990. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Statistisches Bundesamt (2011): Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatoren zu Umwelt und Ökonomie 2011. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Statistisches Bundesamt, BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2000): Konzepte und Methoden zur Ökologischen Flächenstichprobe – Ebene II: Monitoring von Pflanzen und Tieren. Bonn: BfN. *Angewandte Landschaftsökologie* 33.
- Staub, C., Ott, W., Heusi, F., Klingler, G., Jenny, A., Häcki, M., Hauser, A. (2011): Indikatoren für Ökosystemleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung. Bern: Bundesamt für Umwelt Schweiz. *Umwelt-Wissen* 1102.
- 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.
- Sukopp, U., Neukirchen, M., Ackermann, W. (2010): Bilanzierung der Indikatoren der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Wo steht Deutschland beim 2010-Ziel? *Natur und Landschaft* 85 (7), S. 288–300.
- TLL (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft) (Hrsg.) (2006): Bodendauerbeobachtung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Monitoring zur Erfassung von Veränderungen wesentlicher Bodenfunktionen. Abschlussbericht. Jena: TLL.
- Todd, B. D., Bergeron, C. M., Hepner, M. J., Hopkins, W. A. (2011): Aquatic and terrestrial stressors in amphibians: A test of the double jeopardy hypothesis based on maternally and trophically derived contaminants. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30 (10), S. 2277–2284.
- UBA (Umweltbundesamt) (2012): Daten zur Umwelt. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de> (05.03.2012).
- UBA (2011): PRTR-WIKI. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.prtr.bund.de/frames/index.php?PHPSESSID=730e9e38469b2167084e7c24bba5e8ac&gui_id=PRTR (05.03.2012).
- UBA (2010): Bisphenol A – Massenchemikalie mit unerwünschten Nebenwirkungen. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (2009a): Per- und polyfluorierte Chemikalien: Einträge vermeiden – Umwelt schützen. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (2009b): Wie identifiziert das Umweltbundesamt besonders besorgniserregende Stoffe? Dessau-Roßlau: UBA. www.reach-info.de/dokumente/svhc_strategie.pdf (01.03.2012).
- UBA (2002): Projekt Umweltbeobachtung. Endbericht. Berlin: UBA.
- UBA (2000): Ziele für die Umweltqualität. Eine Bestandsaufnahme. Berlin: UBA.
- Umweltrat EOBC (Umweltbeobachtungs- und -bilanzrat für Europa) (2011): Monitoring im Bereich Umwelt und Biodiversität. Ergebnisse der Umweltbeobachtungskonfe-

- renz. Karlsruhe: Umweltrat EOBC. <http://www.eobc.eu/journal/U01-EU11-de.pdf> (01.03.2012).
- Vohland, K. (2008): Impacts of climate change on biodiversity – consolidated knowledge and research gaps. CAB Reviews 3 (086), S. 1–11.
- Werking-Radtke, J., König, H. (2011): Wirkung von Vertragsnaturschutz- und Agrarumweltmaßnahmen. Natur in NRW 2011 (3), S. 28–32.
- Werking-Radtke, J., König, H., Bittner, C. (2008): Biodiversität nordrhein-westfälischer Wälder. Natur in NRW 2008 (2), S. 44–46.
- Wogram, J. (2010): Effekt- und Risikobewertung von Pflanzenschutzmitteln. Vortrag, Fachökotoxikologie-Kurs, 15.03.2011, Dessau-Roßlau.
- ZKBS (Zentrale Kommission für die Biologische Sicherheit) (2009): Stellungnahme der ZKBS zur Risikobewertung von MON810. Neue Studien zur Umweltwirkung von MON810. Kurzfassung. Braunschweig: ZKBS. http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/06_Gentechnik/ZKBS/01_Allgemeine_Stellungnahmen_deutsch/04_Pflanzen/MON810_Neubewertung_2009_Kurzfassung.pdf?__blob=publicationFile&v=2 (01.03.2012).
- Züghart, W., Benzler, A. (2007): Monitoring der Umweltwirkungen gentechnisch veränderter Organismen – eine Herausforderung. In: Breckling, B., Dolek, M., Lang, A., Reuter, H., Verhoeven, R. (Hrsg.): GVO-Monitoring vor der Umsetzung. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 49, S. 7–18.
- Züghart, W., Benzler, A., Berhorn, F., Graef, F., Sukopp, U. (2005): Monitoring der Wirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf Natur und Landschaft nach Marktzulassung. Natur und Landschaft 80 (7), S. 307–315.
- Züghart, W., Raps, A., Wust-Saucy, A.-G., Dolezel, M., Eckerstorfer, M. (2011): Monitoring of genetically modified organisms. A policy paper representing the view of the National Environment Agencies in Austria and Switzerland and the Federal Agency for Nature Conservation in Germany. Wien: Umweltbundesamt GmbH. Report REP-0305.