

A close-up photograph of a person's hand cupping water in a shallow stream. The water is clear, revealing a bed of smooth, light-colored stones. The hand is positioned on the right side of the frame, with fingers gently curved to hold the water. The background shows more of the stream and the rocky bed, with some water splashing in the upper left corner.

Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Abteilung II 2
Postfach 14 06
06813 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Autoren:

J. Arle, K. Blondzik, U. Claussen, A. Duffek, S. Grimm,
F. Hilliges, B. Kirschbaum, I. Kirst, D. Koch, J. Koschorreck,
P. Lepom, W. Leujak, V. Mohaupt, S. Naumann, U. Pirntke,
J. Rechenberg, P. Schilling, A. Ullrich, J. Wellmitz, S. Werner,
R. Wolter (alle Umweltbundesamt)

Redaktion:

C. Schulte (Umweltbundesamt, Abteilungsleitung II 2),
K. Blondzik (Umweltbundesamt, Fachgebiet II 2.4)

Gestaltung:

Atelier Hauer + Dörfler GmbH, Berlin

Zu zitieren als:

Umweltbundesamt (2017): Gewässer in Deutschland:
Zustand und Bewertung. Dessau-Roßlau.

Publikationen als pdf:

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

Bildquellen:

www.shutterstock.com
www.shutterstock.com/Rolf_52 (S. 73)

Stand: August 2017

ISSN 2363-832X

Gewässer in Deutschland:

Zustand und Bewertung

Inhalt

1 Einleitung	5
2 Grundlagen für die Bewertung von Grundwasser und Oberflächengewässern	7
2.1 Die europäischen Bewertungssysteme	7
2.2 Kriterien für Schadstoffe im Gewässerschutz	8
2.3 Zuverlässigkeit von Analyseergebnissen	8
2.4 Qualitätssicherung	8
3 Grundwasser	11
3.1 Grundlagen für die Bewertung	11
3.1.1 Mengenmäßiger Zustand	11
3.1.2 Chemischer Zustand	11
3.1.3 Messnetze für die Berichterstattung	12
3.2 Zustandsbewertung	13
3.2.1 Mengenmäßiger Zustand der Grundwasserkörper	13
3.2.2 Chemischer Zustand des Grundwassers	15
3.2.3 Biologie des Grundwassers	20
4 Bewertung der Oberflächengewässer	25
4.1 Oberflächenwasserkörper	25
4.2 Ökologischer und chemischer Zustand	25
4.2.1 Ökologischer Zustand und Ökologisches Potenzial	25
4.2.2 Flussgebietsspezifische Schadstoffe	27
4.2.3 Chemischer Zustand	30
4.3 Überwachungsprogramme	34
5 Fließgewässer	37
5.1 Grundlagen der Bewertung	37
5.1.1 Fließgewässertypen	37
5.1.2 Biologische Qualitätskomponenten	38
5.1.3 Hydromorphologische Qualitätskomponenten	38
5.1.4 Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	41
5.1.5 Weitere Bewertungsverfahren	41
5.1.6 Messstellennetz für die Berichterstattung	42
5.2 Zustandsbewertung	42
5.2.1. Ökologischer Zustand	42
5.2.2 Hydromorphologie	48
5.2.3 Nährstoffe	53
5.2.4 Schwermetalle und Metalloide	58
5.2.5 Industriechemikalien	59
5.2.6 Pestizide	60
5.2.7 Persistente Organische Schadstoffe nach der Stockholm Konvention	61
5.2.8 Arzneimittel	62
5.2.9 Chemischer Zustand	63

6 Seen und Talsperren	69
6.1 Grundlagen der Bewertung	69
6.1.1 Seentypen	69
6.1.2 Biologische Qualitätskomponenten	69
6.1.3 Hydromorphologische Qualitätskomponenten	70
6.1.4 Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	71
6.1.5 Messstellennetz für die Berichterstattung	72
6.2 Zustandsbewertung	72
6.2.1 Hydromorphologie	72
6.2.2 Nährstoff- und Trophiezustand	73
6.2.3 Ökologischer Zustand	82
6.2.4 Chemischer Zustand	84
7 Übergangs-, Küsten- und Meeresgewässer	87
7.1 Grundlagen der Bewertung	87
7.1.1 EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)	87
7.1.2 EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)	88
7.1.3 Meeresüberwachung und zentrale Datenhaltung des Bundes	91
7.1.4 Qualitätssicherung im Meeresmonitoring	93
7.2 Zustandsbewertung	93
7.2.1 Eutrophierung	93
7.2.1.1 Eutrophierung der Nordsee	94
7.2.1.2 Eutrophierung der Ostsee	103
7.2.2 Schadstoffe	112
7.2.2.1 Schwermetalle	112
7.2.2.2 Organische Verbindungen	116
7.2.3 Meeresmüll	117
7.2.4 Unterwasserlärm	119
8 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	123
9 Quellenverzeichnis	125



1 Einleitung

Unsere Gewässer werden in vielfältiger Weise mit vielfältigen Folgen genutzt. So beeinflussen vom Menschen verursachte (anthropogene) Stoffeinträge die chemische Qualität der Gewässer, können ihre Lebensgemeinschaften schädigen und auch Nutzungen wie die Trinkwassergewinnung beeinträchtigen. Und wasserbauliche Maßnahmen zum Hochwasserschutz sowie zur Nutzbarmachung der Flüsse für die Schifffahrt und die Energiegewinnung prägen Gestalt und Lauf der Oberflächengewässer und beeinflussen damit ihre ökologische Beschaffenheit.

In Deutschland werden Oberflächengewässer und Grundwasser regelmäßig untersucht. In nationalen und internationalen Überwachungsprogrammen erheben die Bundesländer Daten zu Biologie und Chemie sowie zur Hydromorphologie der Oberflächengewässer. Für das Grundwasser werden Menge und Qualität überwacht, letztere beeinträchtigen oft Nitrat und Pestizide. Bilanzen von Stoffeinträgen in Grund- und Oberflächengewässer aus Punktquellen beruhen auf den Ergebnissen der regelmäßigen Einleiterüberwachung. Zusammen mit Modellbilanzierungen geben sie Auskunft über die Herkunft von Problemstoffen, was den Gewässerschutzern möglich macht, die Einträge zu vermindern. Die Beurteilung der Belastung erfolgt anhand einheitlicher, rechtlich verbindlicher Verfahren und Umweltqualitätsnormen.

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) war 2000 die erste ökologisch orientierte Richtlinie im Gewässerschutz, zudem mit einer umfassenden Öffentlichkeitsbeteiligung. Sie fordert einen guten ökologischen und chemischen Zustand der Oberflächengewässer, einen guten chemischen und mengenmäßigen Zustands des Grundwassers sowie ein gutes ökologisches Potenzial morphologisch erheblich veränderter oder künstlicher Gewässer (EU-RL 2000/60/EG). Diese Zustände zu erreichen, ist Aufgabe der EU-Mitgliedstaaten. Für die Überwachung der Ziele für Oberflächengewässer führt die WRRL Umweltqualitätsnormen für chemische Parameter sowie Vorgaben für biologische Zustandsklassen ein. Für das Grundwasser gelten Kriterien zur Bewertung der Grundwassermenge und für den chemischen Zustand.

Verordnungen über die Oberflächengewässer und das Grundwasser setzen die Anforderungen der WRRL an die Bewertung der Gewässer in nationale Regelungen um. Die Oberflächengewässerverordnung fordert für Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer eine gewässertypspezifische Messung und eine integrative Bewertung des ökologischen Zustands. Für die Überwachung haben die

verantwortlichen Bundesländer Programme gestaltet. Sie ermitteln die biologische Besiedlung der Gewässer. Der Vergleich mit den im ungestörten Zustand vorkommenden naturraumtypischen Lebensgemeinschaften erlaubt den Behörden, die ökologische Qualität der Gewässer und wahrscheinliche Belastungsursachen zu bewerten. Da die Oberflächengewässerverordnung für biologische und chemische Untersuchungen hinreichend zuverlässige und genaue Ergebnisse fordert, ist die Qualitätssicherung der Daten wichtig (OGewV).

Die Verordnung zum Schutz des Grundwassers legt Schwellenwerte für die Beurteilung des chemischen Zustands sowie weitere Kriterien zur Einstufung des Zustands in die Kategorien „gut“ oder „schlecht“ fest (GrwV). Grundlagen dafür sind repräsentative Untersuchungen in jedem Grundwasserkörper. Bei steigenden Schadstofftrends sind die zuständigen Behörden verpflichtet Maßnahmen zu ergreifen, die den Trend umkehren, wenn sie 75 % der Grenzwerte erreichen.

Die EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) fordert von den EU-Mitgliedstaaten, alle wesentlichen Elemente der Meeresökosysteme gesamtheitlich und in ihren gegenseitigen Wechselwirkungen und möglichen kumulativen Effekten zu bewerten sowie zu schützen (EU-RL 2008/56/EG). Die Richtlinie integriert die Bewertungsansätze der WRRL und der Flora-Fauna-Habitat Richtlinie. Das Monitoring und die Bewertung der marinen Ökosysteme und ihrer Belastungen stützen sich auf die Kooperationen der Vertragsstaaten der regionalen Übereinkommen zum Schutz des Nordostatlantiks (Oslo-Paris Convention, OSPAR) und der Ostsee (Helsinki Convention, HELCOM). Für Aspekte der MSRL wie Müll und Lärm sind neue Methoden für Überwachung und Bewertung in der Entwicklung oder entwickelt worden.

Dieser Bericht enthält die wesentlichen Aspekte des Zustands der Oberflächengewässer und des Grundwassers mit einem Schwerpunkt auf den gegenwärtigen Belastungen. Zusätzlich beschreibt er die Entwicklung der Gewässergüte der Fließgewässer, größerer Seen, der Übergangs- (Ästuar), Küsten- und Meeresgewässer von Nord- und Ostsee. Die Auswertungen basieren auf Daten aus Bund und Ländern sowie auf Ergebnissen aus wissenschaftlichen Veröffentlichungen, Forschungsprojekten und eigenen Arbeiten des Umweltbundesamtes. Der vorliegende Bericht soll anhand von Daten und Fakten über den Gewässerzustand informieren und auf bestehende Probleme im Gewässerschutz hinweisen.



2 Grundlagen für die Bewertung von Grundwasser und Oberflächengewässern

2.1 Die europäischen Bewertungssysteme

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und die EU-Meresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) fordern von den Mitgliedstaaten, den Zustand der Gewässer zu bewahren (Verschlechterungsverbot) und ihn dort zu verbessern, wo der gute Zustand verfehlt wird. Sie bewerten den Zustand der Gewässer integrativ über die Bewertungskategorien Biologie, Chemie, Wassermenge und Hydromorphologie (WRRL) sowie Lärm und Müll (MSRL).

Als Objekte der Bewertung und Bewirtschaftung führt die WRRL „Wasserkörper“ ein. Wasserkörper sind bestimmte Abschnitte oder Teile von Gewässern, die von Belastung und Struktur her einheitlich sind, zu einer bestimmten „Kategorie“ (Grundwasser, Fluss, See, Übergangs- oder Küstengewässer) und zu einem „Typ“ gehören. Der ökologische Zustand der Oberflächengewässer (Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer) wird anhand der „Naturnähe“ charakterisiert. Der Bezugsmaßstab für die Naturnähe und damit für die Bewertung sind gewässertypspezifisch definierte Referenzbedingungen für das Vorkommen und die Häufigkeit von Pflanzen und Tieren, für physikalisch-chemische Bedingungen (wie Nährstoffe, Sauerstoff, Temperatur und pH-Wert) und für die Hydromorphologie. Anhand des Grades der Abweichungen von diesen Referenzbedingungen wird die ökologische Zustandsklasse bestimmt. Ergänzend werden national geltende Umweltqualitätsnormen für regional relevante (spezifische) Schadstoffe herangezogen.

Den chemischen Zustand der Oberflächengewässer definiert die WRRL über europaweit geltende Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe. Um Schadstoffbelastungen über längere Zeiträume bewerten zu können, sind Trendermittlungen in Biota, Schwebstoffen oder Sedimenten durchzuführen.

Grundwasserkörper werden anhand der Kategorien „Menge“ und „Qualität“ bewertet. Der mengenmäßige Zustand ist gut, wenn die langfristige mittlere jährliche

Grundwasserentnahme das nutzbare Grundwasserdargebot nicht übersteigt. Die Bewertung des chemischen Zustands ist von der Einhaltung der europaweit einheitlichen Schwellenwerte für Nitrat und Pestizide sowie der national festgelegten Schwellenwerte für acht weitere Schadstoffe abhängig.

Die MSRL benennt 11 Deskriptoren für den ökologischen Zustand der Meeresgebiete. Einige der Deskriptoren beschreiben Belastungen (kommerziell genutzte Fisch- und Schalentierbestände, Eutrophierung (= Nährstoffübersorgung), Vorkommen nicht einheimischer Arten, Veränderungen der hydrographischen Bedingungen, Schadstoffe im Ökosystem und in Meeresfrüchten, Müll, Energie (z. B. Lärm), andere beziehen sich auf den Zustand des Ökosystems (Biodiversität, Nahrungsnetze, Meeresböden).

Nachfolgend werden Aspekte der Gewässerbewertung erläutert, die für Grundwasser und Oberflächengewässer einschließlich der Meere gleichermaßen gelten. Dazu gehören u. a. Grundsätze zur Festlegung von Schwellenwerten im Grundwasser und Umweltqualitätsnormen in Oberflächengewässern sowie Anforderungen an die Zuverlässigkeit und Genauigkeit von Messergebnissen. Folgende Aspekte werden in den jeweils benannten Kapiteln ausführlicher dargestellt:

- ▶ Qualitätsnormen und Schwellenwerte im Grundwasser und die Beurteilung seines mengenmäßigen Zustands in Kap. 3.1,
- ▶ Umweltqualitätsnormen in Oberflächengewässern im Kap. 4,
- ▶ die Bewertung der biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten in Flüssen und Seen in den Kapiteln 5.1 und 6.1 und
- ▶ die Bewertung der Übergangs-, Küstengewässer und Meere im Kap. 7.1.

2.2 Kriterien für Schadstoffe im Gewässerschutz

Haushalte, Industrie, Gewerbe, Verkehr und Landwirtschaft tragen Chemikalien in Gewässer ein. Mit fortschreitender Analysetechnik werden immer mehr Stoffe in immer kleineren Konzentrationen in Gewässern gefunden. Die WRRL fordert, die Bedeutung dieser Stoffe für den Umwelt- und Gesundheitsschutz zu prüfen und bei Bedarf Umweltqualitätsnormen festzulegen. Sie gruppiert die Stoffe in solche mit EU-weiter und solche mit lokaler Bedeutung für Grund- und Oberflächengewässer.

Für Oberflächengewässer werden diese Umweltqualitätsnormen in der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer festgelegt (s. Kap. 4):

- Für den chemischen Zustand legt die Richtlinie 2008/105/EG Umweltqualitätsnormen für 45 prioritäre und 5 weitere Stoffe/Stoffgruppen fest. Hinzu kommt Nitrat, mit einem Aktionswert aus der EG-Nitratrichtlinie (EU-RL 91/676/EWG).
- Der ökologische Zustand wird anhand weiterer Umweltqualitätsnormen für spezifische Schadstoffe beurteilt, die in signifikanten Mengen in einem Flussgebiet eingetragen werden.

Für Grundwasser sind die Schwellenwerte in der Grundwasserverordnung geregelt (s. Kap. 3.1):

- Der chemische Zustand des Grundwassers ist zum einen über europäisch einheitliche Qualitätsnormen für Nitrat (50 mg/l) und Pestizide (0,1 µg/l pro Stoff) definiert.
- Zusätzlich müssen die Mitgliedstaaten Schwellenwerte für die Parameter/Stoffe festlegen, die zu einer Gefährdungseinstufung bei der Bestandsaufnahme der Belastungen geführt haben. Ein Mindestparametersatz ist aber europaweit vorgegeben.

2.3 Zuverlässigkeit von Analyseergebnissen

Um die Zuverlässigkeit von Analyseergebnissen bei der Überwachung zu gewährleisten, legen die Richtlinie zur „Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands“ (EU-RL 2009/90/EG) und die Anlage 9 der Oberflächengewässerverordnung Mindestleistungskriterien für die Untersuchungsverfahren fest. Danach dürfen für die Gewässerüberwachung nur solche Verfahren zur Anwendung kommen, deren Messunsicherheiten höchstens 50 % betragen und deren Bestimmungsgrenzen nicht über 30 % der jeweiligen Umweltqualitätsnorm liegen. Darüber hinaus ist gefordert, dass alle an der Gewässerüberwachung beteiligten Laboratorien ein Qualitätsmanagementsystem in Anlehnung an die DIN EN ISO/IEC 17025 etabliert haben und an Eignungsprüfungsprogrammen teilnehmen. Obwohl keine Verpflichtung zur Akkreditierung besteht, wird diese von vielen Laboratorien genutzt, um sich die Kompetenz für die Durchführung bestimmter Untersuchungen regelmäßig durch eine unabhängige Einrichtung bestätigen zu lassen.

2.4 Qualitätssicherung

Eine wichtige Voraussetzung für die Erfassung und Beschreibung des Gewässerzustands und für die Bewertung anthropogener Einflüsse und daraus abzuleitender Maßnahmen ist die Zuverlässigkeit und Vergleichbarkeit der erhobenen Daten (s. a. Kap. 7.1.4). Aus diesem Grund finden vorzugsweise nationale und internationale Standardverfahren für chemische, physikalische und biologische Untersuchungen in der Überwachung Anwendung. Diese sind in den „Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung“ zusammengefasst.

Eine geeignete Maßnahme zur Sicherstellung bzw. Verbesserung der Qualität analytischer Daten ist die Akkreditierung bzw. Notifizierung von Laboratorien. Die Akkreditierung analytischer Laboratorien erfolgt entsprechend der Norm DIN EN ISO/IEC 17025 „Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und



Kalibrierlaboratorien“. Sie beinhaltet die formelle Anerkennung der Kompetenz eines Labors zur Durchführung bestimmter Analysen durch eine autorisierte Stelle. Die Notifizierung beinhaltet die Anerkennung und Bekanntgabe von Laboratorien für Untersuchungsaufgaben

im gesetzlich geregelten Bereich (z. B. für Trink- oder Abwasseruntersuchungen) durch die jeweils zuständige Landesbehörde. Voraussetzung ist meist eine Akkreditierung, gegebenenfalls auch eine Kompetenzfeststellung durch die zuständige Behörde.



3 Grundwasser

3.1 Grundlagen für die Bewertung

Grundwasservorkommen sind vielerorts Gefährdungen ausgesetzt. Dies ist häufig der Fall, wenn Stoffeinträge die Puffer- und Filterwirkung der darüber liegenden Bodenschichten überfordern. Verunreinigungen des Grundwassers sind häufig Langzeitschäden, die zunächst nicht unmittelbar erkennbar sind. Eine Sanierung ist – wenn überhaupt – nur mit großem finanziellem und technischem Aufwand und über lange Zeiträume möglich. Deshalb ist ein vorsorgender, flächendeckender Grundwasserschutz von besonderer Bedeutung. Eine systematische, regelmäßige Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit ist ein wesentlicher Bestandteil des Grundwasserschutzes. Wurden Maßnahmen zum Schutz oder zur Sanierung von Grundwasservorkommen eingeleitet, so geben die Überwachungsergebnisse wichtige Hinweise zur Wirksamkeit und Effektivität der eingeleiteten Maßnahmen. Eine Reihe von Stoffen wird entsprechend ihres Gefährdungspotentials und ihrer Eintragswahrscheinlichkeit in unterschiedlichen Zeitabständen untersucht und ausgewertet. Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fordert die Bewertung des Grundwasserzustands auf der Ebene von Grundwasserkörpern (GWK), die als „ein abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter“ definiert sind.

3.1.1 Mengenmäßiger Zustand

Die WRRL fordert für alle GWK einen guten mengenmäßigen Zustand (Anhang V Nr. 2.1 EU-RL 2000/60/EG). Parameter für die Beurteilung des mengenmäßigen Zustands des Grundwassers ist der Grundwasserspiegel. Der mengenmäßige Zustand des Grundwassers ist gut, wenn die verfügbare Grundwasserressource nicht von der langfristigen mittleren jährlichen Entnahme überschritten wird. Stark vereinfacht bedeutet dies, dass der Grundwasserspiegel keinen anthropogenen Veränderungen unterliegen darf, die

- ▶ zu einem Verfehlen der ökologischen Qualitätsziele für in Verbindung stehende Oberflächengewässer führen,
- ▶ zu einer signifikanten Verringerung der Qualität dieser Gewässer führen,
- ▶ zu einer signifikanten Schädigung von Landökosystemen führen würden, die unmittelbar von dem GWK abhängen,
- ▶ zu Änderungen der Strömungsrichtung führen, die einen Zustrom von Salzwasser oder sonstige schädliche Zuströme verursachen.

In der Praxis reicht jedoch vielfach die alleinige Betrachtung des Grundwasserspiegels oder seiner Entwicklung nicht aus, um den mengenmäßigen Zustand ausreichend zuverlässig beurteilen zu können. Es ist deshalb notwendig, die Wasserbilanz in den einzelnen GWK oder Teilräumen von GWK zu bewerten.

3.1.2 Chemischer Zustand

Die EG-Grundwasserrichtlinie (EU-RL 2006/118/EG), eine Tochterrichtlinie der WRRL, legt Qualitätsanforderungen (sogenannte Qualitätsnormen und Schwellenwerte) für eine Reihe von Stoffen fest. Werden in einem GWK diese Werte eingehalten, ist der GWK in einem guten Zustand. Werden die Werte überschritten, sind Art und Ausmaß der Überschreitungen zu prüfen. Auf Grundlage dieser Prüfung ist gegebenenfalls eine Einstufung in den schlechten Zustand erforderlich und die Mitgliedstaaten sind verpflichtet, Maßnahmenprogramme durchzuführen, die geeignet sind, den guten Zustand wieder herzustellen, d. h. die Belastung so weit zu vermindern, dass die Qualitätsnormen bzw. Schwellenwerte wieder eingehalten werden. Die EG-Grundwasserrichtlinie legt für folgende Stoffe und Stoffgruppen europaweit geltende Qualitätsnormen fest:

- ▶ Nitrat – 50 mg/l und
- ▶ Pestizide (= Pflanzenschutzmittel (PSM) und Biozide) – [Einzelgrenzwert 0,1 µg/l, Summengrenzwert 0,5 µg/l].

Diese Werte wurden auch in die deutsche Grundwasserverordnung übernommen. National sind zusätzlich für weitere Stoffe Schwellenwerte festzulegen, die dafür verantwortlich sein können, dass GWK in einen schlech-

ten Zustand eingestuft werden müssen. Derzeit sind in der Anlage 2 der Grundwasserverordnung Schwellenwerte für 8 weitere Stoffe bzw. Stoffgruppen festgelegt (s. Tabelle 1).

Tabelle 1

Qualitätsnormen und Schwellenwerte zur Einstufung des chemischen Grundwasserzustands

Substanzname	CAS-Nr.	Schwellenwert	Ableitungskriterium
Nitrat		50 mg/l	Grundwasserqualitätsnorm gemäß Richtlinie 2006/118/EG
Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln und Biozidprodukten einschließlich relevanter Stoffwechsel-, Abbau und Reaktionsprodukte		jeweils 0,1 µg/l; insgesamt 0,5 µg/l	Grundwasserqualitätsnorm gemäß Richtlinie 2006/118/EG
Arsen	7440-38-2	10 µg/l	Trinkwasser – Grenzwert für chemische Parameter
Cadmium	7440-43-9	0,5 µg/l	Ökotoxikologisch abgeleitet: PNEC + Hintergrundwert
Blei	7439-92-1	10 µg/l	Trinkwasser – Grenzwert für chemische Parameter
Quecksilber	7439-97-6	0,2 µg/l	Ökotoxikologisch abgeleitet: PNEC + Hintergrundwert
Ammonium	7664-41-7	0,5 mg/l	Trinkwasser – Grenzwert für Indikatorparameter
Chlorid	168876-00-6	250 mg/l	Trinkwasser – Grenzwert für Indikatorparameter
Sulfat	14808-79-8	240 mg/l	Trinkwasser – Grenzwert für Indikatorparameter
Summe aus Tri- und Tetrachlorethen	79-01-6; 127-18-4	10 µg/l	Trinkwasser – Grenzwert für chemische Parameter

PNEC = Predicted No Effect Concentration

Quelle: Anlage 2 GrwV

3.1.3 Messnetze für die Berichterstattung

Die WRRL verpflichtet die Mitgliedstaaten, Messnetze zur Überwachung des chemischen und mengenmäßigen Zustands des Grundwassers einzurichten. Der chemische Zustand wird an operativen Messstellen und Überblicksmessstellen ermittelt. Überblicksmessstellen wurden vorwiegend in unbelasteten GWK eingerichtet, wohingegen operative Messstellen in GWK errichtet wurden, die im schlechten Zustand sind. In Deutschland sind für die Einrichtung und den Betrieb der Messnetze die Bundesländer verantwortlich. Insgesamt betreiben die Länder 4.892 Überblicksmessstellen, 2.273 operative Messstellen und knapp 6.000 Messstellen zur Überwachung des mengenmäßigen Zustands.

Des Weiteren gab es bis Anfang 2015 zwei länderübergreifende Messnetze, die auf bereits bestehende Messstellen der Ländernetze zurückgriffen. Beide Netze dienten dazu, die Datengrundlagen für die Berichterstattung

der Bundesrepublik Deutschland an die Europäische Union und die Europäische Umweltagentur (EUA) zu schaffen. Das sogenannte EUA-Messnetz bestand aus ca. 800 Messstellen und lieferte die Datengrundlage für die jährlichen Berichte an die EUA über den Zustand des Grundwassers in Deutschland. Die Daten aus dem EU-Nitratmessnetz hingegen waren die Grundlage für den Nitratbericht der Bundesrepublik Deutschland über die Umsetzung der EG-Nitratrichtlinie (91/676/EWG), der alle vier Jahre an die EU-Kommission zu übermitteln ist.

Auf Beschluss der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) wurde das EU-Nitratmessnetz überarbeitet. Dabei wurden das EU-Nitratmessnetz und das EUA-Messnetz zusammengeführt und auf ca. 1.200 Messstellen erweitert.

Die Messstellen des neuen EUA-Messnetzes wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- ▶ Messstellen sollen möglichst im oberflächennahen Grundwasserleiter (oberstes Grundwasserstockwerk, freies Grundwasser ohne Sperrschicht) ausgebaut sein, damit sich die Nitratausträge der Landnutzungen in dem mit den Messstellen erfassten Grundwasser abbilden können.
- ▶ Die ausgewählten Messstellen sollen die Verteilung der Landnutzungen (Siedlung, Wald, Grünland, Acker und Sonderkulturen) in den Bundesländern und somit auch in Deutschland repräsentativ abbilden. Die Anzahl der Messstellen in den einzelnen Bundesländern ergibt sich aus ihrer Flächengröße.
- ▶ Weiterhin sollte die regionale Verteilung der Nitratbelastung im Grundwasser repräsentativ wiedergegeben werden.
- ▶ Die Messdaten der ausgewählten Messstellen sollten rückwirkend mindestens bis zum Jahr 2008 vorliegen, um einen Vergleich mit dem vorherigen Berichtszeitraum zu ermöglichen.
- ▶ Soweit möglich sollten die alten EUA- und EU-Nitratmessstellen, die dem ersten bis fünften Nitratbericht zugrunde lagen, in das neue Messnetz übernommen werden.

Aus diesen Vorgaben und den zur Verfügung stehenden Messstellen ergab sich für Deutschland eine Anzahl von rund 1.200 Messstellen und eine Messnetzdichte von ca. 3,5 Messstellen/1.000 km². Das EUA-Messnetz gibt damit einen repräsentativen Überblick über die Belastung des Grundwassers in Deutschland über alle Landnutzungen.

Die EG-Nitratrichtlinie fordert, dass bei der Auswahl der Messstellen ein Zusammenhang zwischen der Nitratbelastung der Gewässer und der landwirtschaftlichen Nutzung hergestellt werden kann (Artikel 5 EU-RL 91/676/EWG). Daher werden für die Nitrat-Berichterstattung aus dem EUA-Messnetz nur diejenigen Messstellen ausgewählt bzw. näher betrachtet, in deren Einzugsgebiet die Nutzungseinflüsse von

- ▶ Acker
- ▶ Grünland
- ▶ Sonderkulturen

auf die Grundwassermessstellen dominieren. Diese Messstellen wurden zu einem „Teilmessnetz Landwirtschaft“, auch als „EU-Nitratmessnetz“ bezeichnet, zusammengefasst. Dieses neue EU-Nitratmessnetz umfasst 697 Messstellen und damit mehr als viermal so viele Messstellen wie das alte Netz. Es beschreibt repräsentativ den Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers in Deutschland. Die Daten dieses EUA-Messnetzes sind Grundlage für einige der nachfolgenden Auswertungen.

3.2 Zustandsbewertung

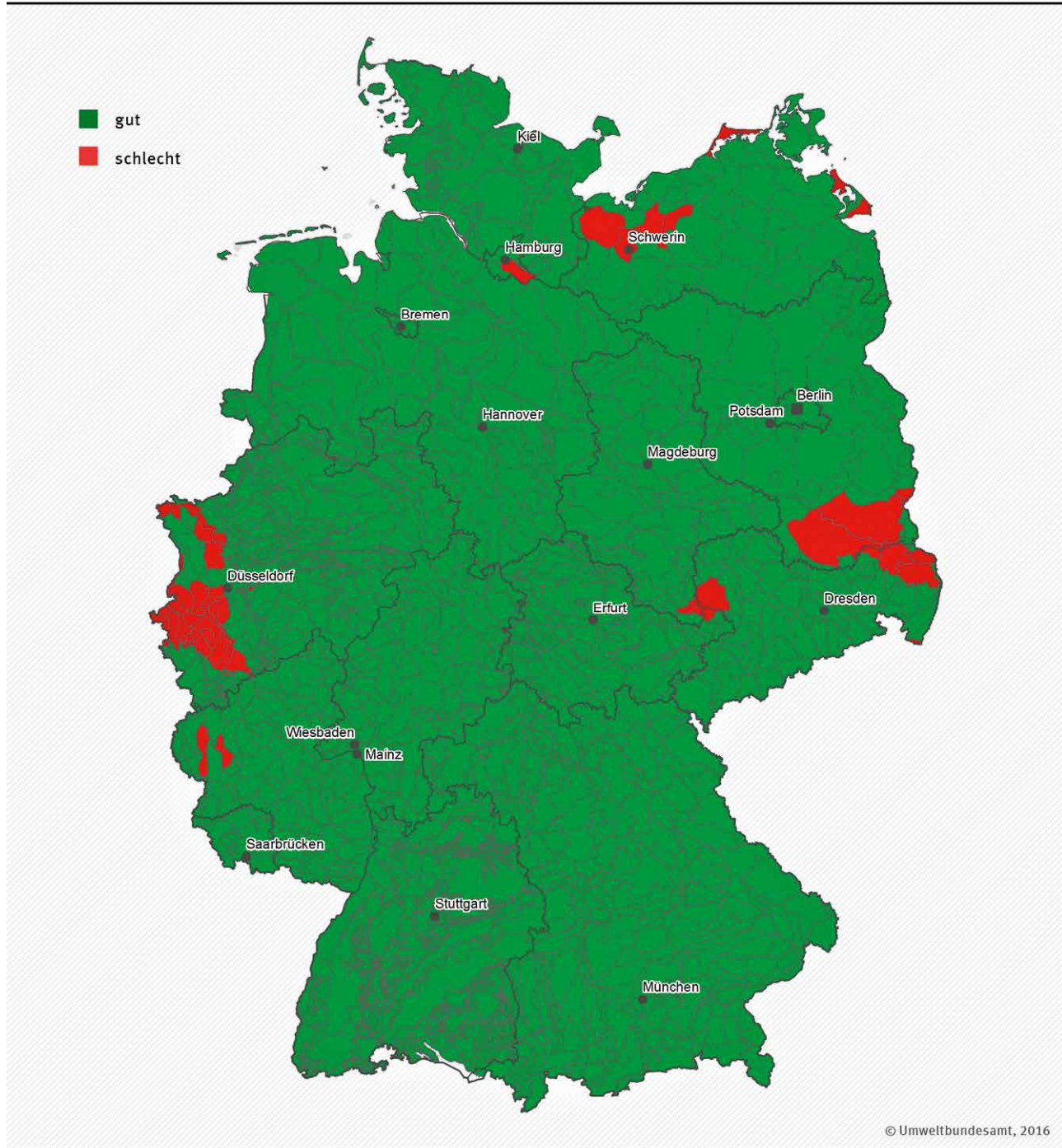
3.2.1 Mengenmäßiger Zustand der Grundwasserkörper

In der Abbildung 1a ist der mengenmäßige Zustand der GWK in Deutschland dargestellt. Insgesamt gibt es in Deutschland nur wenige GWK, die Wassermengenprobleme aufweisen. Von den insgesamt 1.253 GWK verfehlten 2016 lediglich 52 (4,2 %) den „guten mengenmäßigen Zustand“ (LAWA 2016b).



Abbildung 1a

Mengenmäßiger Zustand der Grundwasserkörper in Deutschland



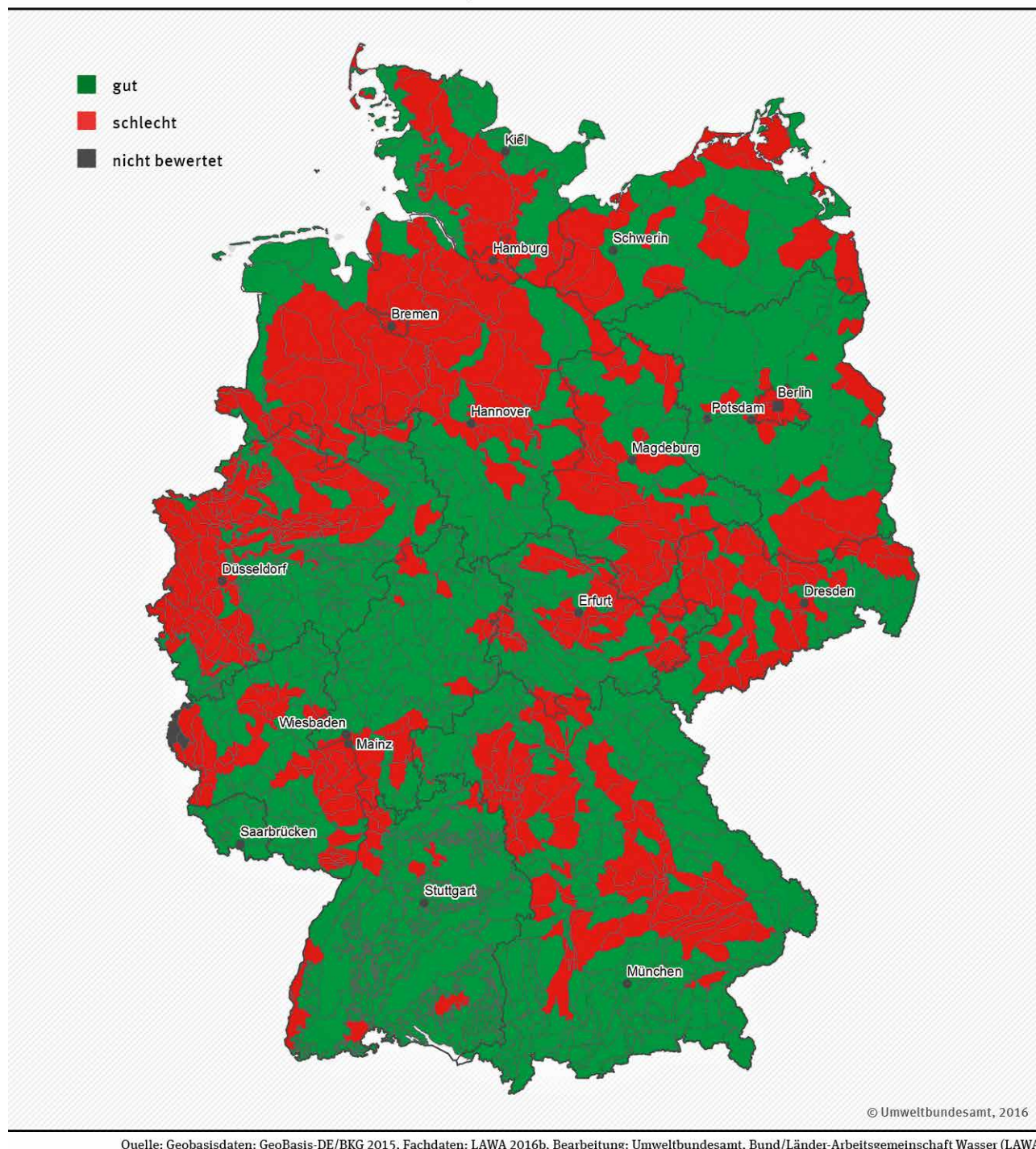
Quelle: Geobasisdaten: GeoBasis-DE/BKG 2015, Fachdaten: LAWA 2016b, Bearbeitung: Umweltbundesamt, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Mengenmäßige Probleme treten z. B. im Zusammenhang mit Bergbauaktivitäten auf, insbesondere mit Braunkohletagebauen. In diesen Regionen ist oft über viele Jahrzehnte der Grundwasserspiegel stark abgesenkt worden. Selbst nach Beendigung des Bergbaus wird es viele Jahrzehnte dauern, ehe sich der natürliche Grundwasserspiegel wieder eingestellt hat. In Regionen, in denen in großem Umfang Salzvorkommen abgebaut werden, treten verstärkt anthropogen bedingte Salzintrusionen auf, die

für eine Einstufung der betroffenen GWK in den „schlechten Zustand“ verantwortlich sind. Ist der Zustrom von Salzwasser auf hohe Wasserentnahmen zurückzuführen, dann ist der GWK in einem schlechten mengenmäßigen Zustand. Werden die Salzbelastungen aber beispielsweise durch Abwassereinträge aus der Salzgewinnung verursacht, so ist der GWK in einem schlechten chemischen Zustand. Welche Bewertung im Einzelfall zutreffend ist, kann nur durch eine Einzelfallbetrachtung entschieden

Abbildung 1b

Chemischer Zustand der Grundwasserkörper in Deutschland



werden. Auch hier wird es voraussichtlich lange dauern, bis der GWK seinen natürlichen Zustand erreicht und in einen „guten Zustand“ zurückkehrt.

3.2.2 Chemischer Zustand des Grundwassers

Maßstab für die Bewertung des chemischen Zustands des Grundwassers sind europaweit geltende Qualitätsnormen für Nitrat und Pestizide sowie Schwellenwerte für relevante Schadstoffe, die von den Mitgliedstaaten

festgesetzt werden (s. Kap. 3.1.2). Eine aktuelle Bewertung des chemischen Zustands des Grundwassers in Deutschland zeigt, dass 34,8 % aller GWK in einem schlechten chemischen Zustand sind (Abbildung 1b).

Hauptursache sind diffuse Belastungen durch Nitrat (27,1 % der GWK überschreiten die Qualitätsnorm) und Pflanzenschutzmittel (2,8 % der GWK überschreiten die Qualitätsnorm) aus der Landwirtschaft (LAWA 2016b).

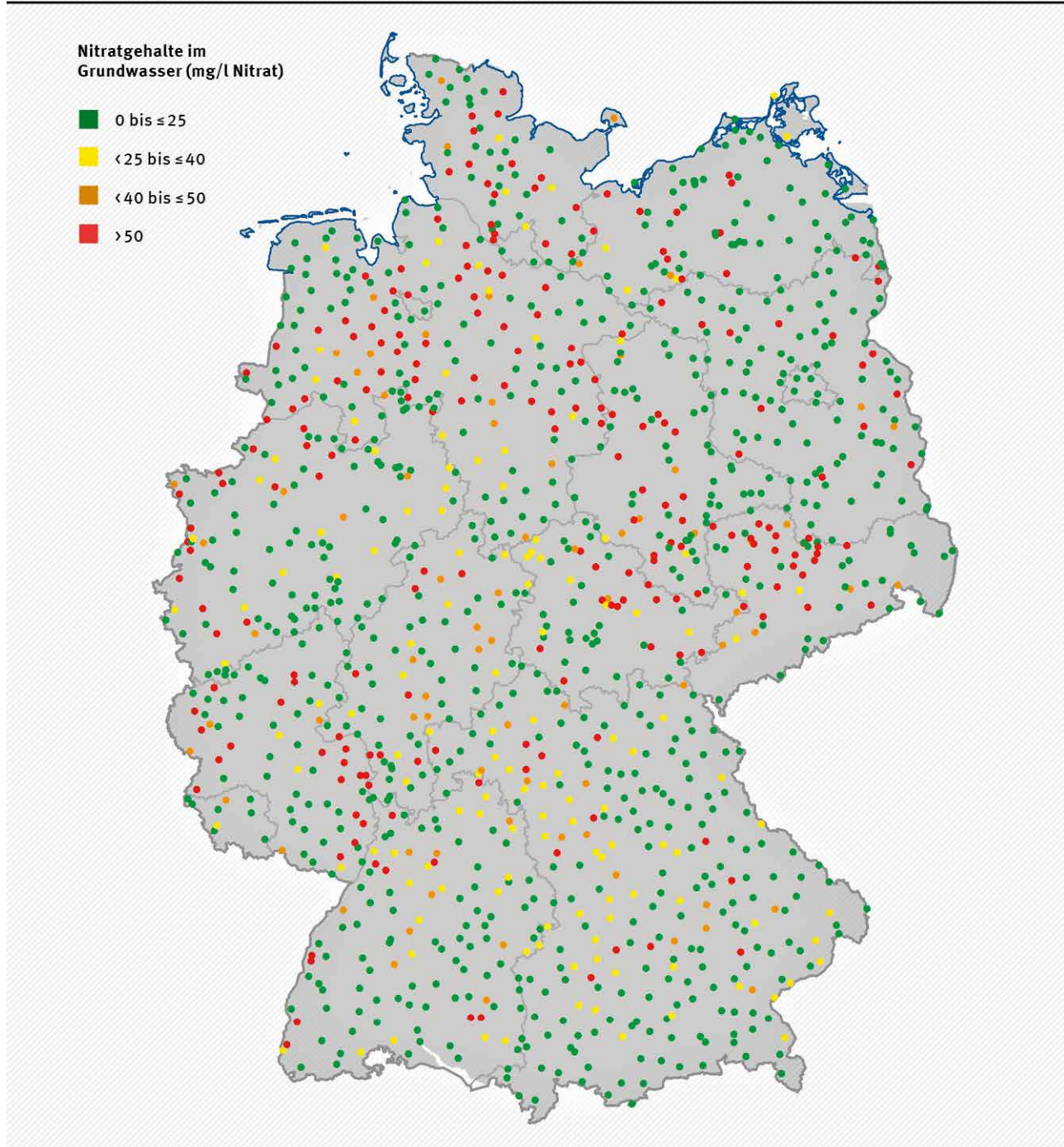
Nitrat im Grundwasser

Stickstoffverbindungen – in der Regel Nitrat – sind die häufigste Ursache für einen schlechten Zustand des Grundwassers in Deutschland und in den meisten Europäischen Ländern. Aus den Messdaten des EUA-Messnetzes ergibt sich für den Zeitraum 2012–2014 über die Belastung des Grundwassers in Deutschland (Abbildung 2) folgendes Bild:

Für 1.215 Messstellen des neuen EUA-Messnetzes liegen für den Zeitraum 2012–14 Untersuchungsergebnisse zur Nitratkonzentration des Grundwassers vor (Abbildung 3). Rund 64,5 % aller Messstellen zeigen Nitratkonzentrationen zwischen 0 und 25 mg/l und sind damit nicht oder mäßig belastet. Bei 17,4 % der Messstellen liegt die Nitratkonzentration zwischen 25 und 50 mg/l. Diese Messstellen sind deutlich bis

Abbildung 2

Mittlere Nitratgehalte an den Messstellen des EUA-Messnetzes für den Zeitraum 2012–2014



Quelle: Geobasisdaten: DLM1000, 2015, BKG, Fachdaten: LAWA, Bearbeitung: Umweltbundesamt 2016

stark durch Nitrat belastet. Die übrigen 18,1 % der Messstellen sind so stark durch Nitrat belastet, dass das Grundwasser nicht ohne weiteres zur Trinkwassergewinnung genutzt werden kann, da der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l zum Teil erheblich überschritten wird.

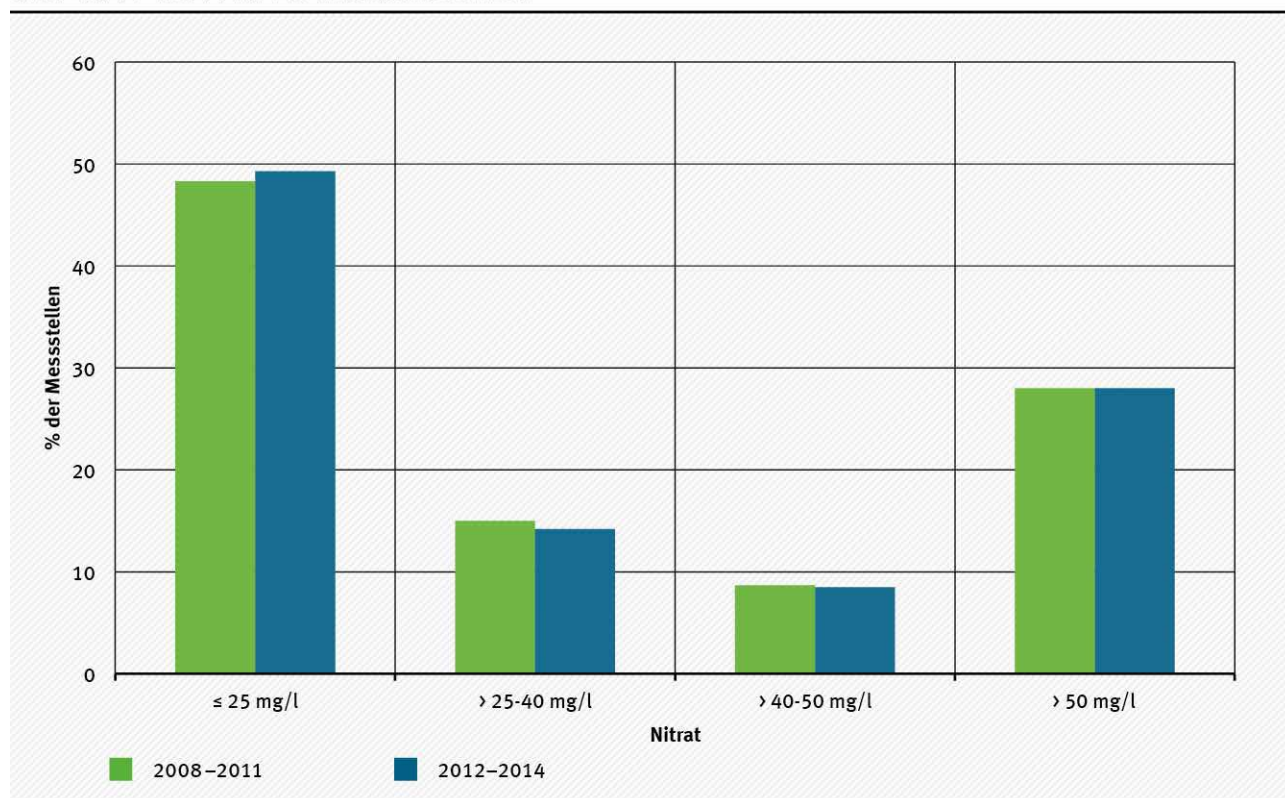
Hinweise auf die Haupteintragsursachen von Nitrat in das Grundwasser ergeben sich durch einen Vergleich zwischen den bevorzugten Landnutzungen im Umfeld einer Messstelle und den Nitratkonzentrationen im Grundwasser. In der Gruppe der Messstellen, in deren Umfeld Wald dominiert, findet sich die geringste Belastung. Wird das Umfeld der Messstellen dominiert durch Grünlandnutzung (Wiesen und Weiden), so steigt die Zahl der hoch durch Nitrat belasteten Messstellen. Dominieren im Umfeld der Messstellen Acker- und Siedungsflächen, so steigt der Anteil der Messstellen mit Nitratkonzentrationen von mehr als 50 mg/l nochmals deutlich an. Der Eintrag von Stickstoff aus der Landwirtschaft ist somit die Hauptursache für die Belastung des Grundwassers durch Nitrat.

Zum Schutz des Grundwassers in Regionen mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung hat die EU im Jahr 1991 die Richtlinie 91/676/EG zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Nitrat-Richtlinie) erlassen. Die Nitrat-Richtlinie verlangt die Einhaltung der „guten fachlichen Praxis“ in der Landwirtschaft und die Durchführung weitergehender Reduktionsmaßnahmen im Rahmen von Aktionsprogrammen. Die Wirksamkeit der Maßnahmenprogramme ist von den Mitgliedstaaten durch gezielte Grundwassermessungen nachzuweisen und in regelmäßigen Berichten gegenüber der Kommission zu dokumentieren. Die Datenbasis für die deutschen Berichte liefert seit 2016 das neue EU-Nitratmessnetz (s. Kap. 3.1.3).

Im Rahmen der Berichterstattung zur Umsetzung der Nitrat-Richtlinie wird dargestellt, wie sich die Nitratkonzentrationen an den repräsentativen Messstellen des EU-Nitratmessnetzes verändert haben (Abbildung 3). Durch die Neugestaltung des Messnetzes liegen zurzeit lediglich vergleichbare Angaben über die Entwicklung der Nitratbelastung für die Zeiträume von 2008–2011 bis 2012–2014 vor.

Abbildung 3

Häufigkeitsverteilungen der mittleren Nitratgehalte für die Zeiträume 2008–2011 und 2012–2014 im EU-Nitratmessnetz



Quelle: Umweltbundesamt nach BMUB und BMEL 2017

Insgesamt ist festzustellen, dass die Maßnahmen, die in den verschiedenen Aktionsprogrammen durchgeführt wurden in den Zeiträumen 2008–2011 bzw. 2012–2014 noch nicht zu einer signifikanten Verminderung der Nitratbelastung des Grundwasser geführt haben (Abbildung 4). Auswirkungen auf die Nitratkonzentrationen des Grundwassers können sich aber stark verzögern, weil die Fließzeit von der Bodenoberfläche durch die wasserungesättigten Deckschichten bis ins Grundwasser oft Jahre oder Jahrzehnte betragen kann. Der Vergleich der Zeiträume 2008–2011 und 2012–2014 (Abbildung 4) zeigt allerdings auch, dass an 27,7 % aller Messstellen des EU-Nitratmessnetzes leicht bzw. stark steigende Nitratkonzentrationen zu beobachten sind. Im gleichen Zeitraum wiesen 33,4 % der Messstellen leicht bis stark fallende Nitratkonzentrationen auf. Dabei ist der Anteil der Messstellen mit stark steigenden bzw. stark fallenden Nitratkonzentrationen mit 15,9 % bzw. 16,3 % nahezu gleich (BMUB und BMEL 2017).

Pflanzenschutzmittel

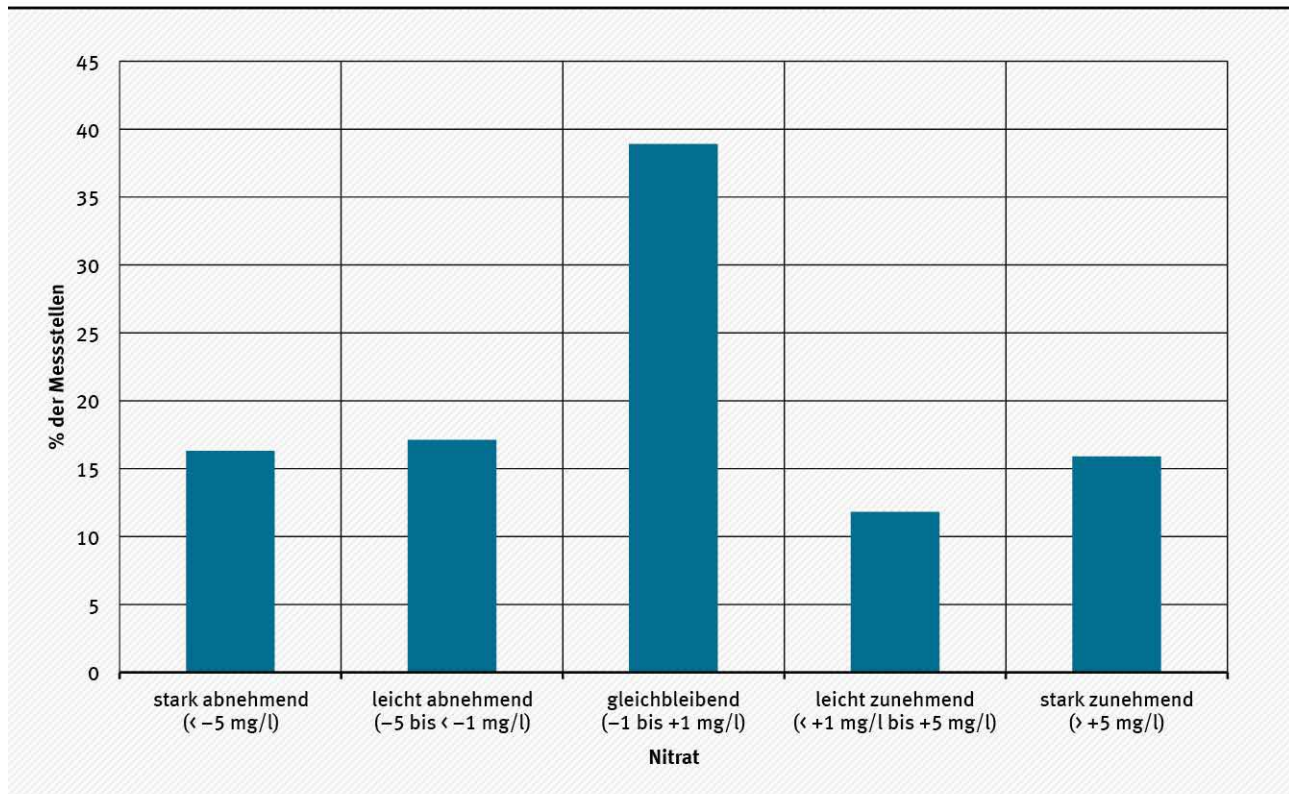
In unregelmäßigen Abständen erarbeitet die LAWA gemeinsam mit dem Umweltbundesamt einen zu-

sammenfassenden Bericht über die Belastung des Grundwassers mit PSM. 2015 ist der 4. LAWA-Pflanzenschutzmittel-Bericht erstellt worden. Der Bericht gibt einen Überblick über die Belastung des Grundwassers im Zeitraum von 1990 bis 2012. Über alle fünf Betrachtungszeiträume (1990–1995, 1996–2000, 2001–2005, 2006–2008 und 2009–2012) hat sich die Anzahl der Messstellen in Deutschland, an denen der Pflanzenschutzmittelgrenzwert von 0,1 µg/l überschritten wird, deutlich verringert (Abbildung 5). Es ist aber auch festzustellen, dass der Rückgang der Grundwasserbelastungen wesentlich auf abnehmende Fundzahlen von Atrazin, Desethylatrazin und einigen wenigen anderen Wirkstoffen und Metaboliten zurückzuführen ist, deren Anwendung bereits seit Jahren oder sogar Jahrzehnten verboten ist (LAWA 2015a).

Zwischen 2009 und 2012 überschritten immer noch 4,6 % der 13.400 untersuchten Messstellen im oberflächennahen Grundwasser den Grenzwert von 0,1 µg/l. Die Grundwasserbelastung durch PSM ist damit im Vergleich zum Zeitraum 2006–2008 nahezu unverändert geblieben.

Abbildung 4

Häufigkeitsverteilung der Veränderungen der mittleren Nitratgehalte zwischen den Zeiträumen 2012–2014 und 2008–2011 der EU-Nitratmessstellen (Anzahl Messstellen = 692)



Quelle: Umweltbundesamt nach BMUB und BMEL 2017

Erstmals wurden im 4. LAWA-Pflanzenschutzmittel-Bericht die Funde sogenannter „nicht relevanter Metaboliten“ systematisch für ganz Deutschland ausgewertet. Unter „nicht relevanten Metaboliten“ (nrM) von RSM-Wirkstoffen versteht man im Sinne des Pflanzenschutzrechts Abbauprodukte von PSM-Wirkstoffen, die keine vergleichbare pestizide Wirkung mehr haben und relativ unbedenklich hinsichtlich ihrer human- und ökotoxikologischen Eigenschaften sind. Für die Zulassung gilt deswegen für die „nicht relevanten Metabolite“ je nach Toxizität ein Wert zwischen 0,75 und 10,0 µg/l (EU COM 2003) und nicht der Schwellenwert für Wirkstoffe und relevante Metaboliten von 0,1 µg/l.

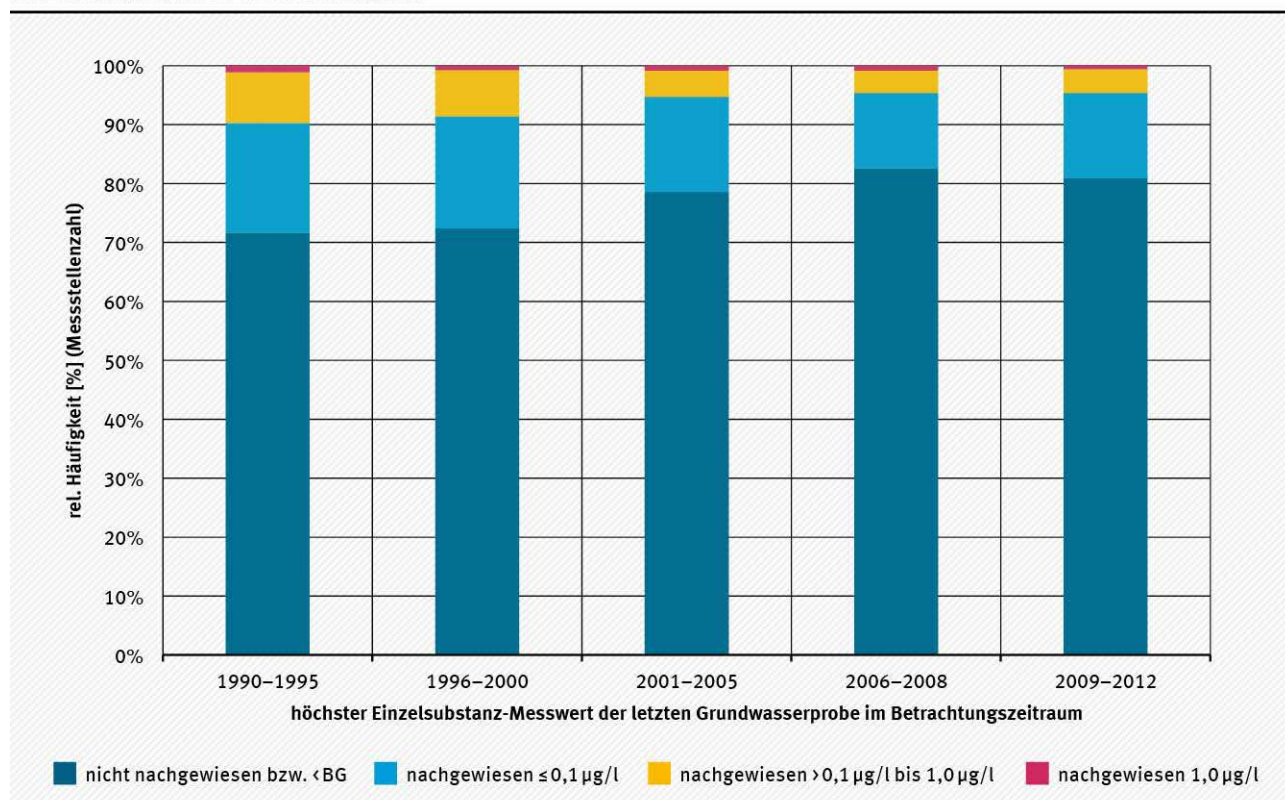
„Nicht relevant“ heißt jedoch nicht, dass diese Stoffe für das Grundwasser ohne Bedeutung sind. Sie sind, wie auch andere nicht natürliche Stoffe im Grundwasser, unerwünscht.

Seit den ersten Fundmeldungen 2006 wurden die Untersuchungen auf „nicht relevante Metabolite“ in den Ländern intensiviert, so dass nunmehr aus dem Zeitraum 2009 bis 2012 Messwerte von rund 8.400 Messstellen vorliegen.

An rund 55 % der Messstellen sind keine „nicht relevanten Metabolite“ nachweisbar, d. h. an fast jeder zweiten Messstelle werden „nicht relevante Metabolite“ festgestellt. Die meisten Positivbefunde (Abbildung 6) liegen mit 21,7 % im Konzentrationsbereich von 0,1 bis 1,0 µg/l, weitere 10,5 % liegen über 1,0 µg/l. Konzentrationen über 10,0 µg/l treten an 30 Messstellen (0,4 %) auf (LAWA 2015a). Die Fundhäufigkeit der „nicht relevanten Metabolite“ ist gegenüber den Wirkstoffen und relevanten Metaboliten insgesamt deutlich größer. Bei allen „nicht relevanten Metaboliten“ ist aus Vorsorgegründen eine weitere Verringerung der Konzentrationen im Grundwasser anzustreben. Die LAWA hält es auf Grund der hohen Zahl an Funden von „nicht relevanten Metaboliten“ im Grundwasser für erforderlich, bundesweit einen Schwellenwert für alle „nicht relevanten Metabolite“ festzusetzen. Dieser sollte bei 1,0 µg/l bzw. in der Höhe des einzelstoffspezifisch festgelegten Gesundheitlichen Orientierungswertes (GOW) liegen.

Abbildung 5

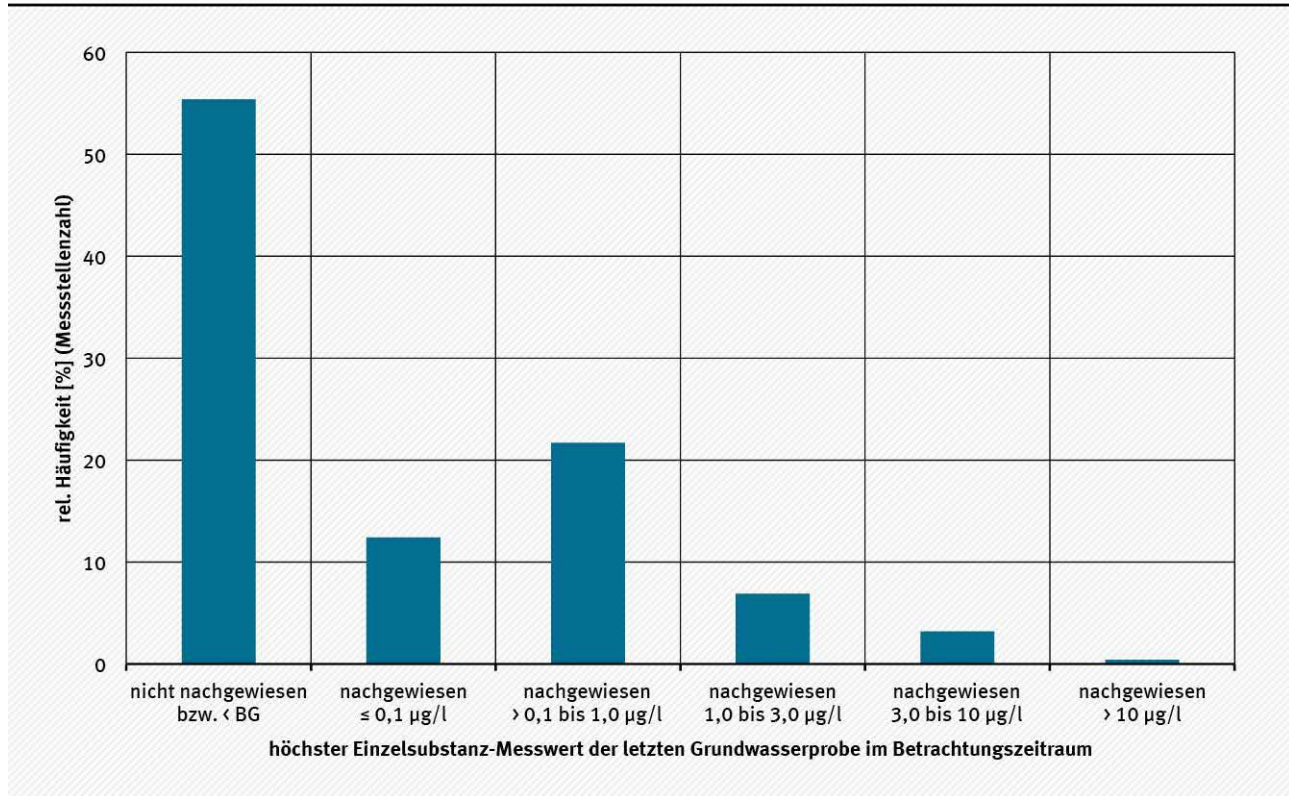
Häufigkeitsverteilung der PSM-Befunde in oberflächennah verfilterten Messstellen im Grundwasser Deutschlands



Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 2015a

Abbildung 6

Häufigkeitsverteilung der nicht relevanten Metaboliten in oberflächennah verfilterten Messstellen im Grundwasser Deutschlands



Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 2015a

3.2.3 Biologie des Grundwassers

Die Bewertung der Beschaffenheit des Grundwassers erfolgt bislang wie zuvor dargestellt entsprechend physiko-chemischer und mengenmäßiger Kriterien. Anders als bei der Qualitätsbewertung der Oberflächengewässer gibt es kein tradiertes biologisches System, mit dem eine Beurteilung des ökologischen Zustands des Grundwassers erfolgen könnte. Zwar wird Grundwasser zunehmend als nachhaltig zu bewirtschaftende Ressource und schützenswertes Ökosystem mit großer natürlicher Leistungsfähigkeit und Funktionalität angesehen, dennoch wird es bisher hauptsächlich aus seiner wasserwirtschaftlichen Perspektive betrachtet. Rechtliche Regelungen und politische Strategien folgen in erster Linie stoff- und nutzungsbezogenen Schutzkonzepten. Um den Einfluss anthropogener Veränderungen und deren Auswirkungen für die Grundwasserökosysteme beurteilen zu können, fehlen vollzugstaugliche biologische Bewertungskriterien und Untersuchungsmethoden.

Um diese Lücke zu schließen, initiierte das Umweltbundesamt ein mehrjähriges Forschungsprojekt mit dem Ziel, ein erstes ökologisch orientiertes Bewertungssystem für Grundwasserökosysteme zu entwerfen (UBA 2014).

Suche nach einer sinnvollen ökologischen Gliederung von Grundwassersystemen

Für die Gliederung und Klassifizierung von Grundwassersystemen waren bisher Faktoren wie der Leitertyp (Locker-, Karst- und Kluftleiter), die Geologie sowie die Durchlässigkeit bzw. Ergiebigkeit im Hinblick auf eine Grundwasserförderung ausschlaggebend. Ökologische Kriterien spielten bei dieser Abgrenzung keine Rolle.

Ein zentraler Punkt des Projekts war deshalb die Suche nach einer räumlich sinnvollen Gliederung von Grundwassersystemen als Basis für ein ökologisches Bewertungssystem analog der Typologie von Oberflächengewässern. Deshalb wurde untersucht, inwieweit bestehende räumliche Einteilungen für eine ökosystemare Betrachtung herangezogen werden können. Da die Lebensgemeinschaften in ihrer Verbreitung keinem der getesteten ober- oder unterirdischen Gliederungssysteme folgen, werden für Deutschland sogenannte Stygoregionen vorgeschlagen.

Ausschlaggebend für die Stygoregionen sind faunistische Eigenschaften (s. Tabelle 2).

Tabelle 2

Merkmale der Stygoregionen Deutschlands

Norddeutsches Tiefland	Zentrale Mittelgebirge	Südwestliche Mittelgebirge	Nordalpen
Grundwasserfauna fehlt fast vollständig aufgrund sehr feiner Sedimente und niedriger Sauerstoffgehalte	diverse Fauna ausgeprägte Diversität (27 Arten) geprägt durch ubiquitäre Grundwasserarten und nach-eiszeitliche Wiederbesiedler	hohe Diversität (32 Arten) hoher Anteil echter Grundwassertiere, größere Arten Asseln, Höhlenflohkrebs	mittlere Diversität (15 Arten) geringeres Artenspektrum der Grundwasserarten
	hoher Anteil grundwasserfremder Arten (Oberflächeneinfluss)	geringer Anteil grundwasserfremder Arten	Abwesenheit grundwasserfremder Arten

Quelle: UBA 2014

Ableitung von Referenzbedingungen

Für die untersuchten Standorte wurden individuelle Hintergrundwerte ermittelt, aus denen ein erster Vorschlag für Referenzbedingungen für einen ökologisch intakten Grundwasserleiter abgeleitet wurde.

Ein ökologisch intakter Grundwasserleiter ist gegen Oberflächeneintrag gut abgeschirmt und führt in der Regel Grundwasser in Trinkwasserqualität. Er zeichnet sich näherungsweise durch Referenzbedingungen aus (s. Tabelle 3).



Grundwassertiere – winzig klein, farb- und augenlos
Quelle: Karsten Grabow, PH Karlsruhe und Andreas Fuchs, Universität Landau

Tabelle 3

Referenzbedingungen für einen intakten Grundwasserleiter

Fauna	Modell-Grundwasserleiter
Crustaceen-Anteil	$\geq 70 \%$
Oligochaeten-Anteil	$\leq 20 \%$
Stygobionten-Anteil (Crustaceen)	$> 50 \%$
GFI *	≤ 3
Mikrobiologie	Modell-Grundwasserleiter
KBEs [m/l]	≤ 500
BA [Zellen m/l]	Alluvium: $\leq 0,9 \cdot 10^3$ bis $1,2 \cdot 10^5$, Karst: $3 \cdot 10^3$ bis $4 \cdot 10^5$, Kluft: $4 \cdot 10^3$ bis $1,5 \cdot 10^5$
BKP ** [ng C/(l h)]	$\leq 0,5$
ATP gesamt [pM]	≤ 30
ATP intrazellulär [pM]	0,3–50
BSB ₅ [mg/l]	$\leq 1,5$
<i>E.coli</i> [100 ml]	0

* Der Grundwasserfauna-Index (GFI) ist ein Maß für den ökologisch relevanten Oberflächeneinfluss. Die Indexwerte werden aus dem Sauerstoffgehalt, der Detritusmenge sowie der Standardabweichung der Temperatur berechnet. Niedrige Indexwerte weisen auf keinen oder einen sehr geringen Oberflächeneinfluss hin und umgekehrt.

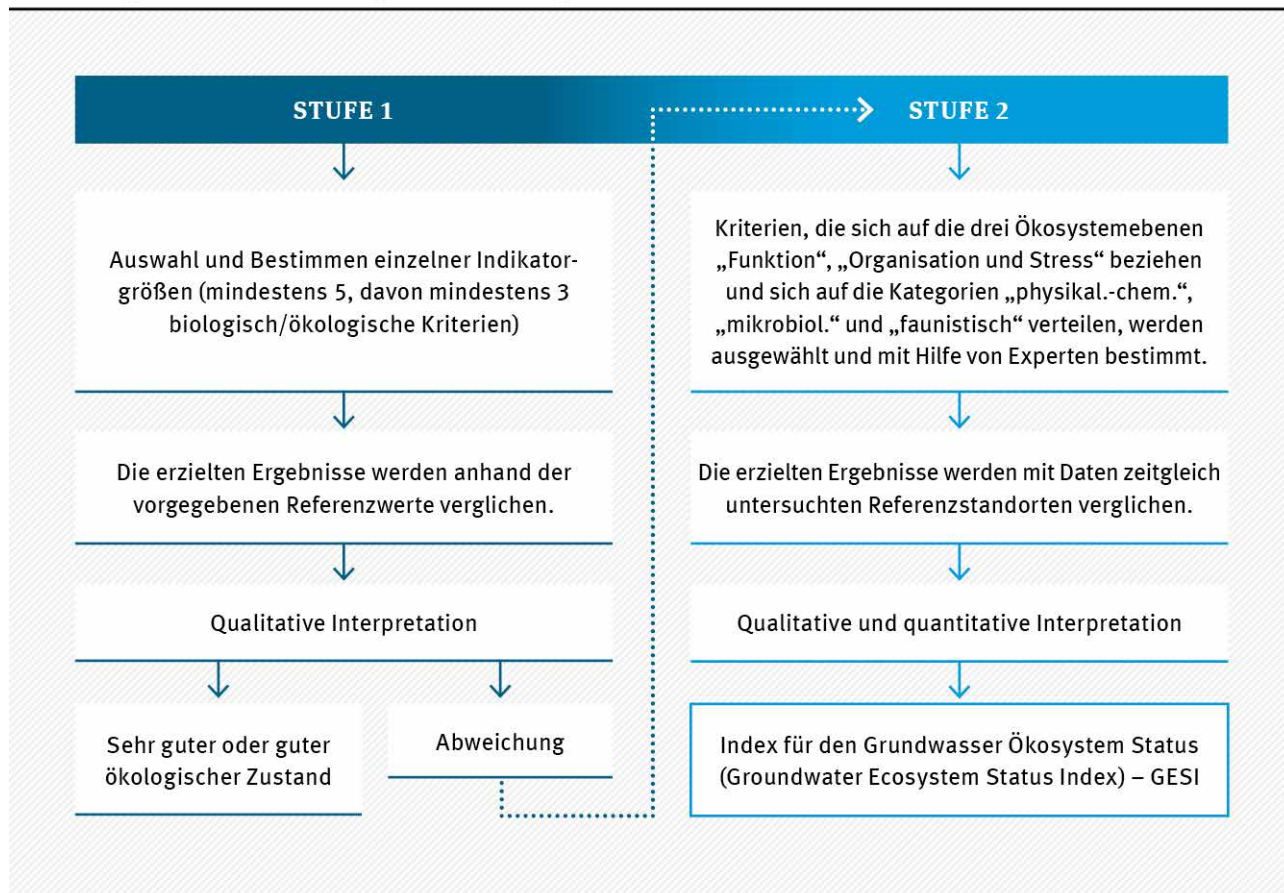
** Die bakterielle Kohlenstoffproduktion (BKP) ist ein Maß für die bakterielle Aktivität im Grundwasser.

Quelle: UBA 2014

Für die Mikrobiologie haben sich die Koloniebildenden Einheiten (KBE), die Bakterielle Abundanz (BA) in Abhängigkeit von der Art des Grundwasserleiters,

die Adenosintriphosphat (ATP)-Produktion und der biologische Sauerstoffbedarf (BSB) als maßgebliche Größen erwiesen.

Abbildung 7

Vorschlag für ein zweistufiges Bewertungsschema

Quelle: UBA 2014

Anhand ausgewählter faunistischer Messgrößen lässt sich der Oberflächeneinfluss bewerten, d. h. es ist möglich die Grundwasserbeschaffenheit von nicht-oberflächenbeeinflussten und oberflächenbeeinflussten Proben auf Basis faunistischer Indikatoren zu vergleichen. Als Referenzkriterien werden folgende Parameter empfohlen: Der Grundwasserfaunaindex (GFI), der Anteil an echten Grundwasserorganismen (Stygobionten) an der Gemeinschaft sollte größer 50% und der Anteil an grundwasserfremden Arten (Oligochäten) < 20% sein. Unter den Stygobionten sollte der Anteil von Crustaceen bei > 70% liegen, da Untersuchungen zeigten, dass vor allem auch der Anteil von Crustaceen eine zuverlässige Messgröße ist.

Durch das Zusammenführen aller Teilergebnisse konnte ein möglicher Bewertungsweg für ein zweistufiges Ablaufschema entwickelt werden, bei dem die Komplexität und Aussagetiefe von Stufe 1 zu Stufe 2 wesentlich zunimmt (Abbildung 7).

Mit dem vergleichsweise einfachen Untersuchungsaufwand in Stufe 1 kann anhand ausgewählter Indikatorgrößen und der im Projekt gefundenen Hintergrundwerte ermittelt werden, ob der jeweilige Untersuchungsstandort im „Guten Zustand“ oder „Sehr guten Zustand“ ist. Bei Abweichungen erfolgen mit Hilfe von Experten detaillierte Analysen. Die Bewertung nach Stufe 2 erlaubt die Berechnung eines Indexes und dadurch eine Güteklassenzuordnung – so wie sie z. B. aus der ökologischen Zustandsbewertung für Oberflächengewässer bekannt ist (s. Tabelle 4).

Mit diesem Projekt wurden wesentliche Entwicklungsschritte für eine biologisch basierte Zustandsbeurteilung im Grundwasser angestoßen. Im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Verbundprojekts „GroundCare“ sollen bis 2018 praxisorientierte biologisch-ökologische Kriterien und Methoden für das Monitoring im Grundwasser entwickelt, getestet und standardisiert werden. Schwerpunkte von GroundCare sind:

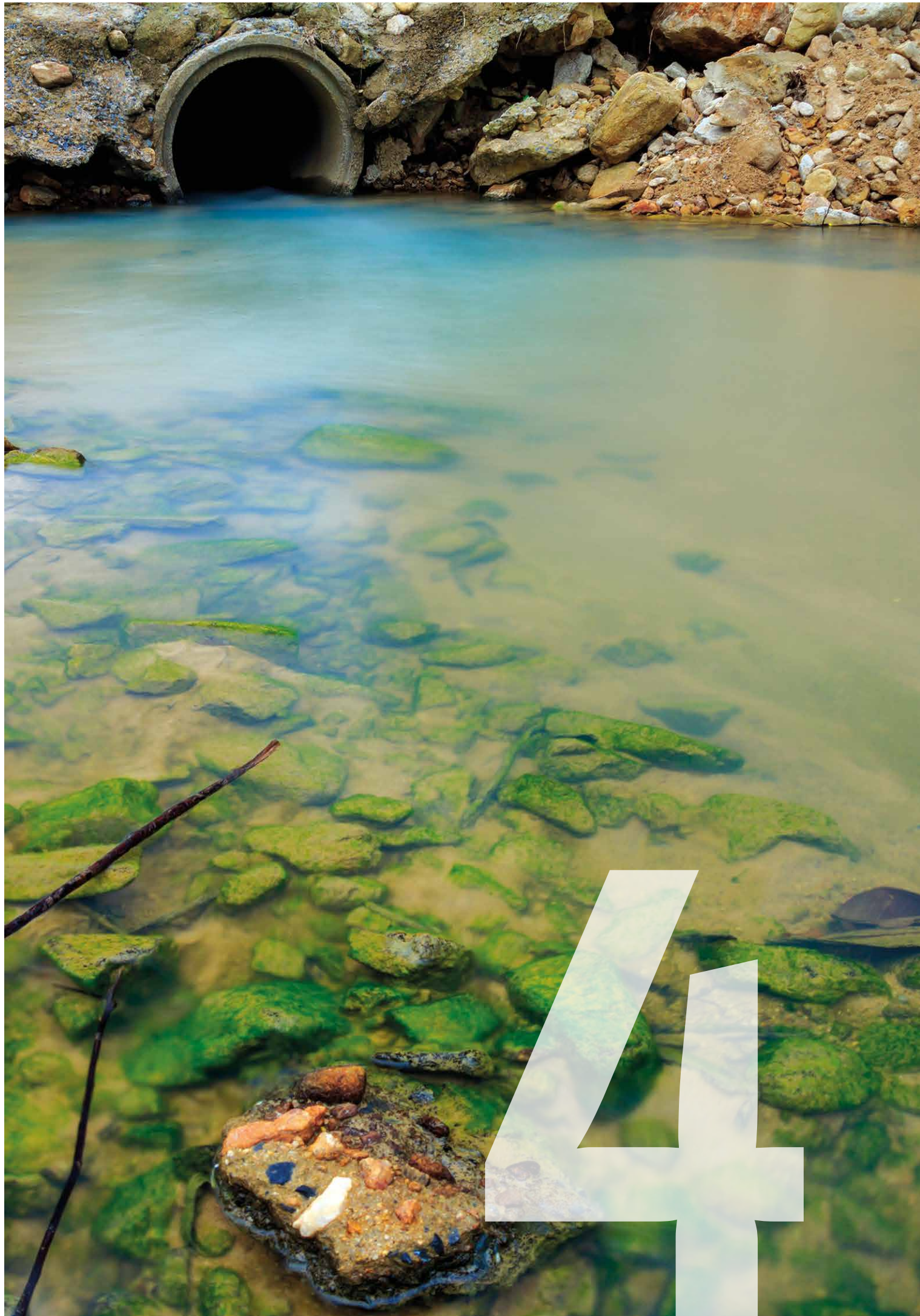
- Entwicklung, Validierung und Standardisierung innovativer Methoden für eine ökologische Zustandsbeschreibung von Grundwasser,
- Standardisierung von Probenahmeprotokollen und Implementierung von Bewertungskriterien für mikrobiologische, molekulare und faunistische Grundwasseruntersuchungen,
- Evaluierung von Ökosystemdienstleistungen unter Berücksichtigung von Extremwetterereignissen,
- Entwicklung eines Online-Verfahrens zur ökotoxikologischen Stoffbewertung im Grundwasser,
- Erstellung eines Leitfadens für praxisorientierte Anwendungen ökologischer Bewertungssysteme für Grundwasser.

Tabelle 4

Vorschlag für ökologische Güteklassen für Grundwassersysteme

Güteklasse	Ökologischer Zustand	Bemerkung
1	sehr gut	keine anthropogene Störung feststellbar, Übereinstimmung mit der Situation in Referenzmessstellen
$\geq 0,8 - < 1$	gut	Abweichung vom Referenzzustand ist marginal und/oder nur zeitweilig gegeben
$\geq 0,6 - 0,8$	mäßig beeinträchtigt	die Abweichung vom Referenzzustand ist als gering einzuschätzen
$\geq 0,4 - 0,6$	beeinträchtigt	deutliche Abweichung von einer Referenzsituation
$\geq 0,2 - 0,4$	stark beeinträchtigt	starke anthropogene Störung feststellbar, Abweichung von der Referenzsituation in den meisten der ausgewählten Parametern
0–0,2	schlecht	starke anthropogene Störung feststellbar, Abweichung von einer Referenzsituation in allen oder beinahe allen ausgewählten Parametern

Quelle: UBA 2014



4 Bewertung der Oberflächengewässer

4.1 Oberflächenwasserkörper

Oberflächengewässer unterscheiden sich aufgrund ihrer unterschiedlichen morphologischen, hydrologischen und geochemischen Gegebenheiten in ihren naturraumtypischen Lebensgemeinschaften und der Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Einflüssen. Um dies zu berücksichtigen, werden die Gewässer grobskalig in Ökoregionen und feinskalig in Gewässertypen sowie in Oberflächenwasserkörper eingeteilt. Diese Einteilung stellt eine Voraussetzung für die ökologische Klassifikation dar, wie sie Artikel 5 und Anhang II der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fordern. Die Gewässertypen sind in Anlage 1 der Oberflächengewässerverordnung festgelegt.

Objekt der Bewertung und Bewirtschaftung ist der Oberflächenwasserkörper. Oberflächenwasserkörper werden voneinander abgegrenzt, wenn:

- ▶ die Gewässerkategorie (Fließgewässer, Seen, Übergangs- und Küstengewässer) sich ändert (z. B. wenn ein Fluss in einen See mündet),
- ▶ der Gewässertyp (s. Kap. 5.1.1, 6.1.1 und 7.1.1) sich ändert,
- ▶ der Zustand sich ändert (z. B. wenn eine Abwasserleitung bewirkt, dass der Zustand nicht mehr „gut“, sondern nur noch „mäßig“ ist).

Ein Oberflächenwasserkörper ist in der Regel einem natürlichen Gewässertyp zugeordnet. Für jeden Gewässertyp wurden zoologische und botanische Referenzlisten der im natürlichen Zustand vorkommenden Arten und ihrer Häufigkeiten erstellt. Mit diesem Vergleichsmaßstab bewerten die Behörden die in den Gewässern unter heutigen Belastungsbedingungen vorgefundenen Arten und vergleichen ihre Häufigkeiten.

Neben den „natürlichen“ Oberflächenwasserkörpern unterscheidet die WRRL „erheblich veränderte“ und „künstliche“ Oberflächenwasserkörper. Als „erheblich verändert“ gelten Oberflächenwasserkörper deren Ge-

wässerstruktur nutzungsbedingt so verändert ist, dass ihr ursprünglicher Referenzzustand als Bewertungsmaßstab nicht mehr verwendbar ist. So stellen z. B. Talsperren in aufgestauten Flüssen „erheblich veränderte“ Wasserkörper (HMWB = heavily modified water bodies) dar, weil der Aufstau des Wasserkörpers zu einem Wechsel in der Gewässerkategorie von einem Fließgewässer hin zu einem See führt. Künstliche Oberflächenwasserkörper (AWB = artificial water bodies) sind Gewässer, die erst durch den Menschen an Orten geschaffen wurden an denen vorher kein Wasser vorhanden war. Dies sind in Deutschland vor allem Tagebauseen, die im Zusammenhang mit dem oberflächennahen Abbau von Braunkohle entstanden sind und Baggerseen sowie Kanäle und Entwässerungsgräben. Bei den erheblich veränderten und den künstlichen Wasserkörpern bedingt die anthropogene Nutzung, dass als Umweltziel statt des „guten ökologischen Zustands“ das „gute ökologische Potenzial“ gilt.

4.2 Ökologischer und chemischer Zustand

Das Ziel der WRRL ist der gute ökologische und der gute chemische Zustand aller Oberflächenwasserkörper bis spätestens 2027. Ein natürlicher Oberflächenwasserkörper ist in einem guten Zustand, wenn der ökologische Zustand und der chemische Zustand als „gut“ beurteilt werden. Erheblich veränderte und künstliche Oberflächenwasserkörper sind in einem guten Zustand, wenn das ökologische Potenzial mindestens als „gut“ und der chemische Zustand als „gut“ beurteilt wird.

4.2.1 Ökologischer Zustand und Ökologisches Potenzial

Die WRRL bewertet die Oberflächengewässer im ökologischen Zustand integrativ, d. h. in der Hauptsache nach dem Vorhandensein der naturraumtypischen Lebensgemeinschaften. Anhang V zählt für die Gewässerkategorien die biologischen Qualitätskomponenten (Tabelle 5) auf, die bei der Bewertung des ökologischen Zustands zu berücksichtigten sind. Hydromorphologische und physikalisch-chemische Merkmale werden dabei unterstützend zur Bewertung verwendet.

Tabelle 5

Qualitätskomponenten des ökologischen Zustands nach WRRL

Qualitätskomponente	Fließgewässer	Seen	Übergangsgewässer	Küsten-gewässer
Biologische Qualitätskomponenten				
Phytoplankton	X	X	X *	X
Großalgen/Angiospermen			X	X
Makrophyten/Phytobenthos	X	X		
Makroinvertebraten	X	X	X	X
Fische	X	X	X	
Hydromorphologische Qualitätskomponenten				
Durchgängigkeit	X **			
Wasserhaushalt	X	X		
Morphologie	X	X	X	X
Tideregime			X	X
Chemisch-physikalische Qualitätskomponenten				
allgemeine chemisch-physikalische Komponenten	X	X	X	X
flussgebietsspezifische Schadstoffe	X	X	X	X

* nicht verfügbar, aufgrund hoher Trübung ist dieser Parameter in deutschen Übergangsgewässern der Nordsee nicht bewertbar.

** Ein Bewertungsverfahren für den Fischeaufstieg, den Fischabstieg und die Durchgängigkeit für Sedimente ist in der Entwicklung.

Quelle: Umweltbundesamt nach OGewV

Legende: Bewertung nicht erforderlich; Bewertungsverfahren vorhanden; Bewertungsverfahren in Erprobung; Bewertungsverfahren steht aus

Zur Bewertung des ökologischen Zustands gemäß WRRL wurde eine Vielzahl an Bewertungsverfahren für die biologischen Qualitätskomponenten des ökologischen Zustands entwickelt. Zu den Parametern der Bewertungsverfahren gehören Artenzusammensetzung und Artenhäufigkeit, Altersstruktur (Fische) und Biomasse (Phytoplankton).

In einem Interkalibrierungsprozess wurden und werden die Ergebnisse der nationalen Bewertungsverfahren miteinander verglichen und die Methoden gegebenenfalls an den Klassengrenzen sehr gut/gut und gut/mäßig nachjustiert, um zu gewährleisten, dass in allen Staaten Europas vergleichbare Bewertungsmaßstäbe gelten. Dieser Prozess ist für viele der nationalen Bewertungsverfahren abgeschlossen und alle offiziell interkalibrierten nationalen Bewertungsverfahren wurden 2016 in Anlage 5 der Oberflächengewässerverordnung aufgenommen. Ein detaillierter Überblick über die biologischen Bewertungsverfahren findet sich unter www.gewaesserbewertung.de. Eine Interkalibrierung der Verfahren zur Bewertung von erheblich veränderten und künstlichen Oberflächenwasserkörpern steht bislang noch aus.

Der ökologische Zustand umfasst die fünf Klassen: „sehr gut“, „gut“, „mäßig“, „unbefriedigend“, „schlecht“ (s. Tabelle 6). Die biologische Qualitätskomponente mit der schlechtesten Bewertung bestimmt den ökologischen

Zustand (Worst-Case Ansatz). Die Qualitätskomponente „spezifische Schadstoffe“ kann zu einer Abwertung des ökologischen Zustands führen. Wenn nur eine Umweltqualitätsnorm der flussgebietsspezifischen Schadstoffe (Kap. 4.2.2) überschritten ist, kann der ökologische Zustand/das ökologische Potenzial nur als maximal „mäßig“ bewertet werden, auch wenn die biologischen Qualitätskomponenten alle mit „gut“ oder besser bewertet werden. Nichteinhaltung der Werte der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter gibt Hinweise auf mögliche ökologisch wirksame Defizite bzw. Stressoren. Auch die Bewertung der hydromorphologischen Qualitätskomponenten werden als Indikatoren für die Belastung aber auch zur Festlegung der Referenzbedingungen genutzt.

Tabelle 6

Darstellung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials

Farbe	Zustand	Potenzial *
	sehr gut	
	gut	gut und besser
	mäßig	mäßig
	unbefriedigend	unbefriedigend
	schlecht	schlecht

* Das Potenzial wird in großmaßstäblicher Darstellung mit einer grauen Schraffur gekennzeichnet.

Quelle: Umweltbundesamt nach OGewV

Grundlage und Ausgangspunkt der ökologischen Klassifikation sind die Referenzbedingungen. Der ökologische Zustand ergibt sich aus den Abweichungen von der Referenz. Diese Abweichungen definieren die WRRL und die Oberflächengewässerverordnung wie folgt:

- ▶ Der **sehr gute Zustand** weist „keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte“ des Referenzzustands auf. Daher müssen sowohl die biologischen Qualitätskomponenten als auch die physikalisch-chemischen sowie die hydro-morphologischen Qualitätskomponenten nahezu ungestörte Bedingungen repräsentieren und die Umweltqualitätsnorm für die spezifischen Schadstoffe eingehalten sein.
- ▶ Beim **guten ökologischen Zustand** zeigen alle biologischen Qualitätskomponenten höchstens geringe anthropogene Abweichungen an. Das heißt, sie weichen nur in geringem Maß von den Werten ab, die sich bei Abwesenheit störender Einflüsse in dem betreffenden Oberflächengewässertyp einstellen. Die Umweltqualitätsnormen aller flussgebietsspezifischen Schadstoffe müssen eingehalten sein. Ferner sollen die Werte für die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter in einem Bereich liegen, der die Funktionsfähigkeit des Ökosystems gewährleistet.
- ▶ Für den **mäßigen ökologischen Zustand** müssen alle biologischen Qualitätskomponenten zumindest in einem „mäßigen Zustand“ sein.
- ▶ Ist mindestens eine biologische Qualitätskomponente in einem schlechteren Zustand, bestimmt diese die Bewertung als **unbefriedigend** oder **schlecht**.

Für „erheblich veränderte“ und „künstliche“ Fließgewässer gibt die WRRL das „gute ökologische Potenzial“ als Ziel vor. Das „höchste ökologische Potenzial“ ist der Referenzzustand erheblich-veränderter Gewässer. Im höchsten ökologischen Potenzial sind alle Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässermorphologie getroffen, welche die Nutzung des Gewässers nicht einschränken. Das „gute ökologischen Potenzial“ entspricht einer geringfügigen Abweichung der Lebensgemeinschaft von der des „höchsten ökologischen Potenzials“.

4.2.2 Flussgebietsspezifische Schadstoffe

Bei der Bewertung des ökologischen Zustands werden die flussgebietsspezifischen Schadstoffe berücksichtigt. Werden sie in signifikanten Mengen eingetragen, sind von den Mitgliedstaaten Umweltqualitätsnormen zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften abzuleiten (Anhang V Nr. 1.2.6 EU-RL 2000/20/EG). Dazu wird aus validen chronischen Test mit Algen, Kleinkrebsen und Fischen der empfindlichste Wert ausgewählt. Weil diese Organismen Stellvertreter für andere in der Natur vorkommenden Organismen und Lebensgemeinschaften sind, werden bei der Ermittlung der Umweltqualitätsnorm Bewertungsfaktoren berücksichtigt. Wenn für alle Trophiestufen (Ernährungsstufen) valide längerfristige Ökotoxizitätstests vorliegen, beträgt dieser Faktor 10. Wenn Daten fehlen, beträgt er 100 oder mehr. Dies führt für einige Stoffe zu Umweltqualitätsnormen der Matrix Wasser, die unterhalb der Bestimmungsgrenzen im Wasser liegen. Für diese, meist akkumulierbaren Stoffe ist eine Überprüfung auf Einhaltung der Umweltqualitätsnorm im Wasser nicht möglich. Daher wurden für akkumulierbare Stoffe in Deutschland Umweltqualitätsnormen vorrangig für die Matrix „Schwebstoff“ festgelegt (Tabelle 7).

Als signifikant gelten in Deutschland Konzentrationen die an repräsentativen Messstellen die halbe Umweltqualitätsnorm übersteigen. Für 67 flussgebietsspezifischen Schadstoffe wurden Umweltqualitätsnormen rechtsverbindlich in Anlage 6 der Oberflächengewässerverordnung festgelegt (s. Tabelle 7). Sie legt auch fest, dass zum Erreichen des guten Zustands der Jahresmittelwert die Jahresdurchschnitt-Umweltqualitätsnorm (JD-UQN) und der Maximalwert die zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN) nicht überschreiten darf.

Tabelle 7

Umweltqualitätsnormen der flussgebietsspezifischen Schadstoffe zur Ermittlung des ökologischen Zustands

Stoffname	CAS-Nr.	JD-UQN ¹⁾	ZHK-UQN ¹⁾	JD-UQN ¹⁾	ZHK-UQN ¹⁾
		Fließgewässer und Seen		Übergangs- und Küstengewässer	
Metalle; gelöste Konzentrationen ²⁾ in µg/l, Schwebstoff/Sediment ³⁾ in mg/kg					
Arsen (As) (Schwebstoff/Sediment)	7440-38-2	40		40	
Chrom (Cr) (Schwebstoff/Sediment)	7440-47-3	640		640	
Kupfer (Cu) (Schwebstoff/Sediment)	7440-50-8	160		160	
Selen (Se), gelöst	7782-49-2	3		3	
Silber (Ag), gelöst	7440-22-4	0,02		0,02	
Thallium (Tl), gelöst	7440-28-0	0,2		0,2	
Zink (Zn) (Schwebstoff/Sediment)	7440-66-6	800		800	
Industriechemikalien; Gesamtkonzentrationen in µg/l					
1-Chlor-2-nitrobenzol	88-73-3	10		10	
1-Chlor-4-nitrobenzol	100-00-5	30		30	
Anilin	62-53-3	0,8		0,8	
Chlorbenzol	108-90-7	1		1	
Chloressigsäure	79-11-8	0,6	8	0,06	2
Cyanid	57-12-5	10		10	
Nitrobenzol	98-95-3	0,1		0,1	
Phenanthren	85-01-8	0,5		0,5	
Pestizide					
Fungizide; Gesamtkonzentrationen in µg/l, Schwebstoff/Sediment ³⁾ in µg/kg					
Carbendazim	10605-21-7	0,2	0,7	0,02	0,1
Dimoxystrobin	149961-52-4	0,03	2	0,003	0,2
Epoxiconazol	133855-98-8	0,2		0,2	
Fenpropimorph	67564-91-4	0,02	20	0,002	20
Propiconazol	60207-90-1	1		1	
Triclosan	3380-34-5	0,02	0,2	0,002	0,02
Triphenylzinn-Kation (Schwebstoff/Sediment) ⁴⁾	668-34-8	20		20	
Herbizide; Gesamtkonzentrationen in µg/l					
2,4-D	94-75-7	0,2	1	0,02	0,2
Ametryn	834-12-8	0,5		0,5	
Bentazon	25057-89-0	0,1		0,1	
Bromacil	314-40-9	0,6		0,6	
Bromoxynil	1689-84-5	0,5		0,5	
Chlortoluron	15545-48-9	0,4		0,4	
Dichlorprop	120-36-5	0,1		0,1	
Diflufenican	83164-33-4	0,009		0,009	
Flufenacet	142459-58-3	0,04	0,2	0,004	0,02
Flurtamone	96525-23-4	0,2	1	0,02	0,1
Hexazinon	51235-04-2	0,07		0,07	
Linuron	330-55-2	0,1		0,1	
MCPA	94-74-6	2		2	
Mecoprop	7085-19-0	0,1		0,1	

Stoffname	CAS-Nr.	JD-UQN ¹⁾	ZHK-UQN ¹⁾	JD-UQN ¹⁾	ZHK-UQN ¹⁾
		Fließgewässer und Seen		Übergangs- und Küstengewässer	
Metazachlor	67129-08-2	0,4		0,4	
Methabenzthiazuron	18691-97-9	2		2	
Metolachlor	51218-45-2	0,2		0,2	
Metribuzin	21087-64-9	0,2		0,2	
Monolinuron	1746-81-2	0,2	20	0,02	2
Nicosulfuron	111991-09-04	0,009	0,09	0,0009	0,009
Picolinafen	137641-05-5	0,007		0,007	
Pyrazon (Chloridazon)	1698-60-8	0,1		0,1	
Sulcotrion	99105-77-8	0,1	5	0,01	1
Terbuthylazin	5915-41-3	0,5		0,5	
Insektizide; Gesamtkonzentrationen in µg/l					
Azinphos-ethyl	2642-71-9	0,01		0,01	
Azinphos-methyl	86-50-0	0,01		0,01	
Diazinon	333-41-5	0,01		0,01	
Dimethoat	60-51-5	0,07	1	0,007	0,1
Etrimphos	38260-54-7	0,004		0,004	
Fenitrothion	122-14-5	0,009		0,009	
Fenthion	55-38-9	0,004		0,004	
Imidacloprid	105827-78-9 138261-41-3	0,002	0,1	0,0002	0,01
Malathion	121-75-5	0,02		0,02	
Omethoat	1113-02-6	0,004	2	0,0004	0,2
Parathion-ethyl	56-38-2	0,005		0,005	
Parathion-methyl	298-00-0	0,02		0,02	
Pirimicarb	23103-98-2	0,09		0,09	
Prometryn	7287-19-6	0,5		0,5	
Tierarzneimittel; Gesamtkonzentrationen in µg/l					
Phoxim	14816-18-3	0,008		0,008	
Stoffe der Stockholm Konvention (persistente organische Schadstoffe (POP)); Gesamtkonzentrationen in µg/l, Schwebstoff/Sediment ³⁾ in µg/kg					
PCB-28 (Schwebstoff/Sediment) ⁵⁾	7012-37-5	20		20	
PCB-52 (Schwebstoff/Sediment) ⁵⁾	35693-99-3	20		20	
PCB-101 (Schwebstoff/Sediment) ⁵⁾	37680-73-2	20		20	
PCB-138 (Schwebstoff/Sediment) ⁵⁾	35065-28-2	20		20	
PCB-153 (Schwebstoff/Sediment) ⁵⁾	35065-27-1	20		20	
PCB-180 (Schwebstoff/Sediment) ⁵⁾	35065-29-3	20		20	

1) Umweltqualitätsnormen für die Wasserphase sind, wenn nicht ausdrücklich anders bestimmt, als Gesamtkonzentrationen in der gesamten Wasserprobe ausgedrückt.

2) Die Umweltqualitätsnorm bezieht sich auf die gelöste Konzentration, d. h. die gelöste Phase einer Wasserprobe, die durch Filtration durch einen 0,45 µm-Filter oder eine gleichwertige Vorbehandlung gewonnen wird.

3) Werden Schwebstoffe mittels Durchlaufzentrifuge entnommen, beziehen sich die Umweltqualitätsnormen auf die Gesamtprobe. Werden Sedimente und Schwebstoffe mittels Absetzbecken oder Sammelkästen entnommen, beziehen sich die Umweltqualitätsnormen

1. bei Metallen auf die Fraktion kleiner 63 µm

2. bei organischen Stoffen auf die Fraktion kleiner 2 mm. Die Befunde von Sedimentproben können hinsichtlich der organischen Stoffe nur dann zur Bewertung herangezogen werden, wenn die Sedimentproben einen Feinkornanteil kleiner 63 µm von größer 50% aufweisen.

Im Übrigen beziehen sich Umweltqualitätsnormen für Schwebstoffe und Sedimente auf die Trockensubstanz.

4) Nur soweit die Erhebung von Schwebstoff- oder Sedimentdaten nicht möglich ist, gilt 0,0005 µg/l für die Gesamtkonzentration.

5) Nur soweit die Erhebung von Schwebstoff- oder Sedimentdaten nicht möglich ist, gilt 0,0005 µg/l für die Gesamtkonzentration.

Quelle: Umweltbundesamt nach OGewV

4.2.3 Chemischer Zustand

Die Umweltqualitätsnormen des chemischen Zustands berücksichtigen den Schutz der Gewässerorganismen (einschließlich der Anreicherung in der Nahrungskette) und der menschlichen Gesundheit. Zur Ableitung von Umweltqualitätsnormen für Küstengewässer und Meere werden auch Prüfungen mit marinen Organismen herangezogen. Aus den Meereskonventionen stammt das Ziel, die Einträge von prioritär gefährlichen Stoffen innerhalb einer Generation zu beenden („phasing out“). Die EU-weit festgelegten Umweltqualitätsnormen der 45 prioritären Stoffe der WRRL und weiterer 5 europaweit bereits früher geregelter Schadstoffe sowie der Aktionswert für Nitrat aus der EG-Nitratrichtlinie bestimmen den chemischen Zustand (Tabelle 8). Diese Regelungen hat der Gesetzgeber in Anlage 8 der Oberflächengewässerverordnung übernommen. Bei Überschreitung des Aktionswertes in Höhe von 50 mg Nitrat/l müssen Maßnahmen ergriffen werden, um eine Verringerung der Belastung zu erreichen.

Die Liste der prioritären Stoffe (Anhang X EU-RL 2000/20/EG) wird alle vier Jahre überarbeitet. Deshalb wurde 2013 mit der Richtlinie 2013/39/EU eine Aktualisierung des Anhangs X und der Umweltqualitätsnormen-Richtlinie (EU-RL 2008/105/EG) verabschiedet. Durch diese Änderungsrichtlinie wurde der Zeitraum zur Überarbeitung der Stoffliste auf 6 Jahre, entsprechend den Bewirtschaftungsplänen, ausgedehnt. Die Anzahl der prioritären Stoffe hat sich von 33 auf 45 erhöht, 21 davon sind prioritär gefährlich. Die Umweltqualitätsnormen der 12 neu aufgenommenen prioritären Stoffe gelten ab 2018 und sollen 2027 eingehalten werden. Die Normen für elf „alte“ Stoffe wurden geändert.

Für den chemischen Zustand gibt es zwei Klassen. Wenn die Normen eingehalten sind, ist der Zustand „gut“ (Kennzeichnung: blau), sonst „nicht gut“ (Kennzeichnung: rot). Der „gute chemische Zustand“ als Umweltziel gilt sowohl für „natürliche“ als auch für „künstliche“ und „erheblich veränderte“ Gewässer.

Die prioritären Stoffe müssen bei Eintrag gemessen werden. Überwacht wird immer der Jahresmittelwert, die Umweltqualitätsnorm wird daher JD-UQN (Jahresdurchschnitt-Umweltqualitätsnorm) abgekürzt. Für einige Schadstoffe mit hoher akuter Toxizität wurde zusätzlich eine zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN) festgelegt, die der Maximalwert nicht überschreiten darf. Für Stoffe, die eine hohe Anreicherung innerhalb der Nahrungskette aufweisen, wurde eine Norm für Biota (Biota-UQN) abgeleitet. Diese gilt vorrangig für die Bewertung. Sind für einen Stoff Biota-UQN und JD-UQN für die Gesamtwasserphase vorgesehen, darf in Deutschland die JD-UQN der Einstufung in den chemischen Zustand nur zugrunde gelegt werden, wenn die Erhebung von Biotadaten nicht möglich ist.

Für die sogenannten ubiquitären, weitverbreitet vorkommenden Stoffe zu denen die Bromierten Diphenylether, Dioxine, Heptachlor, Hexabromcyclododecan, Perfluoroktansulfonsäure (PFOS), fünf polycyclische Kohlenwasserstoffe, Quecksilber und Tributylzinnverbindungen gehören, ist ein reduziertes Monitoring möglich. Ferner wurde ein europaweites Monitoring von Stoffen der sogenannten Beobachtungsliste eingeführt. Sie enthält Stoffe bei denen ein Überschreitungspotenzial der Umweltqualitätsnormvorschläge erkannt wurde, aber nicht ausreichend europaweite Monitoringdaten bzw. Daten mit einer Bestimmungsgrenze unterhalb der Umweltqualitätsnormvorschläge vorlagen, um die Aufnahme der Stoffe in die Liste der prioritären Stoffe zu begründen. In Deutschland sind durch die Bundesländer die Messungen dieser Stoffe an 24 Messstellen durchzuführen. Eine erste Beobachtungsliste wurde 2015 bekannt gegeben (EU COM 2015/495). Die Messungen erfolgten 2016. Die EU Kommission aktualisiert die Beobachtungsliste alle 2 Jahre (EU-RL 2013/39/EU).

Tabelle 8

Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe und weitere Stoffe des chemischen Zustands

Stoffname	CAS-Nr.	Priori- tärer gefähr- licher Stoff	JD-UQN ¹⁾ in µg/l	JD-UQN ¹⁾ in µg/l	ZHK-UQN ¹⁾ in µg/l	ZHK-UQN ¹⁾ in µg/l	Biota-UQN ²⁾ in µg/kg Naßgewicht
			Fließgewässer und Seen	Übergangs- und Küsten- gewässer	Fließgewässer und Seen	Übergangs- und Küsten- gewässer	Oberflächen- gewässer
Nährstoffe							
Nitrat (NO ₃)			50.000				
Schwermetalle							
Blei (Pb) und Bleiverbindungen	7439-92-1		1,2 ³⁾	1,3 ³⁾	14	14	
Cadmium (Cd) und Cadmiumverbindun- gen (je nach Wasser- härteklasse) ⁴⁾	7440-43-9	X	≤0,08 (Klasse 1) 0,08 (Klasse 2) 0,09 (Klasse 3) 0,15 (Klasse 4) 0,25 (Klasse 5)	0,2	≤0,45 (Klasse 1) 0,45 (Klasse 2) 0,6 (Klasse 3) 0,9 (Klasse 4) 1,5 (Klasse 5)	≤0,45 (Klasse 1) 0,45 (Klasse 2) 0,6 (Klasse 3) 0,9 (Klasse 4) 1,5 (Klasse 5)	
Nickel (Ni) und Nickelverbindungen	7440-02-0		4 ³⁾	8,6 ³⁾	34	34	
Quecksilber (Hg) und Quecksilber- verbindungen	7439-97-6	X			0,07	0,07	20
Industriechemikalien							
Anthracen	120-12-7	X	0,1	0,1	0,1	0,1	
Benzol	71-43-2		10	8	50	50	
C10-13 Chloralkane ⁵⁾	85535-84-8	X	0,4	0,4	1,4	1,4	
1,2-Dichlorethan	107-06-2		10	10	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Dichlormethan	75-09-2		20	20	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Bis(2-ethyl-hexyl) phthalat (DEHP) ⁶⁾	117-81-7	X	1,3	1,3	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Fluoranthen	206-44-0		0,0063	0,0063	0,12	0,12	30
Naphthalin	91-20-3		2	2	130	130	
Nonylphenol (4-Nonylphenol)	84852-15-3 ⁷⁾	X	0,3	0,3	2	2	
Octylphenol ⁷⁾ ((4-(1,1',3,3'- Tetramethylbutyl)- phenol))	140-66-9		0,1	0,01	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Polycyclische aroma- tische Kohlenwasser- stoffe (PAK) ^{6), 9)}	nicht anwendbar	X	nicht anwendbar	nicht anwendbar	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Benzo(a)pyren	50-32-8		0,00017	0,00017	0,27	0,027	5
Benzo(b)fluoranthen	205-99-2				0,017	0,017	
Benzo(k)fluoranthen	207-08-9				0,017	0,017	
Benzo(g,h,i)-perylen	191-24-2				0,0082	0,00082	
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	193-39-5				nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Tetrachlorethylen	127-18-4		10	10	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Tetrachlorkohlenstoff	56-23-5		12	12	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Trichlorbenzole ¹⁰⁾	12002-48-1		0,4	0,4	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Trichlorethylen	79-01-6		10	10	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Trichlormethan	67-66-3		2,5	2,5	nicht anwendbar	nicht anwendbar	

Stoffname	CAS-Nr.	Prioritärer gefährlicher Stoff	JD-UQN ¹⁾ in µg/l	JD-UQN ¹⁾ in µg/l	ZHK-UQN ¹⁾ in µg/l	ZHK-UQN ¹⁾ in µg/l	Biota-UQN ²⁾ in µg/kg Naßgewicht
			Fließgewässer und Seen	Übergangs- und Küstengewässer	Fließgewässer und Seen	Übergangs- und Küstengewässer	Oberflächen- gewässer
Pestizide							
Aclonifen	74070-46-5		0,12	0,012	0,12	0,012	
Alachlor	15972-60-8		0,3	0,3	0,7	0,7	
Atrazin	1912-24-9		0,6	0,6	2	2	
Bifenox	42576-02-3		0,012	0,0012	0,04	0,004	
Chlorfenvinphos	470-90-6		0,1	0,1	0,3	0,3	
Chlorpyrifos (Chlorpyrifos-Ethyl)	2921-88-2		0,03	0,03	0,1	0,1	
Cybutryn	28159-98-0		0,0025	0,0025	0,016	0,016	
Cypermethrin ¹¹⁾	52315-07-8		0,00008	0,000008	0,0006	0,00006	
Dichlorvos	62-73-7		0,0006	0,00006	0,0007	0,00007	
Dicofol	115-32-2	X	0,0013	0,000032	nicht anwendbar	nicht anwendbar	33
Diuron	330-54-1		0,2	0,2	1,8	1,8	
Isoproturon	34123-59-6		0,3	0,3	1	1	
Quinoxifen	124495-18-7	X	0,15	0,015	2,7	0,54	
Simazin	122-34-9		1	1	4	4	
Terbutryn	886-50-0		0,065	0,0065	0,34	0,034	
Tributylzinnverbindungen (Tributhylzinnkation) ³⁾ (TBT)	36643-28-4		0,0002	0,0002	0,0015	0,0015	
Trifluralin	1582-09-8	X	0,03	0,03	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Stoffe der Stockholm Konvention (persistente organische Schadstoffe (POP))							
Bromierte Diphenylether ^{6), 17)} (BDE) ^{3) 12)}	32534-81-9	X			0,14	0,014	0,0085
DDT insgesamt ¹³⁾ (Summe DDT)	nicht anwendbar		0,025	0,025	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
4,4-DDT	50-29-3		0,01	0,01	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Dioxine ¹⁴⁾		X					Summe PCDD +PCDF +PCDL 0,0065 µg/kg TEQ ¹⁵⁾
Cyclodien Pestizide (Summe Aldrin, Dieldrin, Endrin, Isodrin)	309-00-2 60-57-1 72-20-8 465-73-6		Σ = 0,01	Σ = 0,005	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Endosulfan ¹⁶⁾	115-29-7	X	0,005	0,0005	0,01	0,004	
Heptachlor und Heptachlorepoxyd	76-44-8/ 1024-57-3	X	0,0000002	0,00000001	0,0003	0,00003	0,0067
Hexabromcyclododecan (HBCDD) ¹⁷⁾		X	0,0016	0,0008	0,5	0,05	167
Hexachlorcyclohexan ¹⁸⁾ (HCH)	608-73-1	X	0,02	0,002	0,04	0,02	

Stoffname	CAS-Nr.	Prioritärer gefährlicher Stoff	JD-UQN ¹⁾ in µg/l	JD-UQN ¹⁾ in µg/l	ZHK-UQN ¹⁾ in µg/l	ZHK-UQN ¹⁾ in µg/l	Biota-UQN ²⁾ in µg/kg Naßgewicht
			Fließgewässer und Seen	Übergangs- und Küstengewässer	Fließgewässer und Seen	Übergangs- und Küstengewässer	Oberflächengewässer
Hexachlorbenzol ³⁾ (HCB)	118-74-1	X			0,05	0,05	10
Hexachlorbutadien	87-68-3	X			0,6	0,6	55
Pentachlorbenzol ³⁾	608-93-5	X	0,007	0,0007	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
Pentachlorphenol	87-86-5		0,4	0,4	1	1	
PFOS	1763-23-1	X	0,00065	0,00013	36	7,2	9,1

- 1) Mit Ausnahme von Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel (Metalle) sind die Umweltqualitätsnormen als Gesamtkonzentrationen in der gesamten Wasserprobe ausgedrückt. Bei Metallen bezieht sich die Umweltqualitätsnorm auf die gelöste Konzentration, d. h. die gelöste Phase einer Wasserprobe, die durch Filtration durch ein 0,45-µm-Filter oder eine gleichwertige Vorbehandlung gewonnen wird.
- 2) Sofern nicht anders vermerkt, bezieht sich die Biota-UQN auf Fische. Für Stoffe mit den Nummern 15 (Fluoranthren) und 28 (PAK) bezieht sich die Biota-UQN auf Krebstiere und Weichtiere. Für den Stoff mit der Nummer 37 (Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen) bezieht sich die Biota-UQN auf Fische, Krebstiere und Weichtiere. Sind für einen Stoff Biota-UQN und JD-UQN für die Gesamtwasserphase vorgesehen, darf die JD-UQN der Einstufung nur zugrunde gelegt werden, wenn die Erhebung von Biotadaten nicht möglich ist.
- 3) Diese UQN bezieht sich auf bioverfügbare Konzentrationen.
- 4) Bei Cadmium und Cadmiumverbindungen hängt die UQN von der Wasserhärte ab, die in fünf Klassenkategorien abgebildet wird (Klasse 1: < 40 mg CaCO₃/l, Klasse 2: 40 bis < 50 mg CaCO₃/l, Klasse 3: 50 bis < 100 mg CaCO₃/l, Klasse 4: 100 bis < 200 mg CaCO₃/l und Klasse 5: ≥ 200 mg CaCO₃/l). Zur Beurteilung der Jahresdurchschnittskonzentration an Cadmium und Cadmiumverbindungen wird die Umweltqualitätsnorm der Härteklasse verwendet, die sich aus dem fünfzigsten Perzentil der parallel zu den Cadmium-Konzentrationen ermittelten CaCO₃-Konzentrationen ergibt.
- 5) Für diese Stoffgruppe ist kein Indikatorparameter verfügbar. Der bzw. die Indikatorparameter müssen durch die Analysenmethode definiert werden.
- 6) Der Gesamtgehalt kann auch aus Messungen des am Schwebstoff adsorbierten Anteils ermittelt werden. Der Gesamtgehalt bezieht sich in diesem Fall
 1. bei Entnahme mittels Durchlaufzentrifuge auf die Gesamtprobe;
 2. bei Entnahme mittels Absetzbecken oder Sammelkästen auf die Fraktion kleiner 2 mm. Hierbei ist über den Sammelzeitraum ein repräsentativer Schwebstoffgehalt zu ermitteln.
- 7) Nonylphenol (CAS-Nr. 25154-52-3, EU-Nr. 246-672-0) einschließlich der Isomere 4-Nonylphenol (CAS-Nr. 104-40-5, EU-Nr. 203-199-4) und 4-Nonylphenol (verzweigt) (CAS-Nr. 84852-15-3, EU-Nr. 284-325-5).
- 8) Octylphenol (CAS-Nr. 1806-26-4, EU-Nr. 217-302-5) einschließlich des Isomers 4-(1,1',3,3'-Tetramethylbutyl)-phenol (CAS-Nr. 140-66-9, EU-Nr. 205-426-2).
- 9) Bei der Gruppe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (Nummer 28) bezieht sich die Biota-UQN und die entsprechende JD-UQN in Wasser auf die Konzentration von Benzo[a]pyren, auf dessen Toxizität diese beruhen. Benzo[a]pyren kann als Marker für die anderen PAK betrachtet werden; daher ist nur Benzo[a]pyren zum Vergleich der Biota-UQN und der entsprechenden JD-UQN in Wasser zu überwachen.
- 10) Summe von 1,2,3-Trichlorbenzol (TCB), 1,2,4-TCB und 1,3,5-TCB.
- 11) CAS-Nr. 52315-07-8 bezieht sich auf eine Isomermischung von Cypermethrin, α-Cypermethrin (CAS-Nr. 67375-30-8), β-Cypermethrin (CAS-Nr. 65731-84-2), θ-Cypermethrin (CAS-Nr. 71697-59-1) und ζ-Cypermethrin (CAS-Nr. 52315-07-8).
- 12) Für die unter bromierte Diphenylether (Nummer 5) fallende Gruppe prioritärer Stoffe beziehen sich alle Angaben auf die Summe der Konzentrationen von Kongeneren der Nummern BDE28 (CAS-Nr. 41318-75-6), BDE47 (CAS-Nr. 5436-43-1), BDE99 (CAS-Nr. 60348-60-9), BDE100 (CAS-Nr. 189084-64-8), BDE153 (CAS-Nr. 68631-49-2) und BDE154 (CAS-Nr. 207122-15-4). Als prioritärer gefährlicher Stoff eingestuft sind nur Tetrabromdiphenylether (CAS-Nr. 40088-47-9), Pentabromdiphenylether (CAS-Nr. 32534-81-9), Hexabromdiphenylether (CAS-Nr. 36483-60-0 und Heptabromdiphenylether (CAS-Nr. 68928-80-3).
- 13) DDT insgesamt umfasst die Summe der Isomere 4,4-DDT (CAS-Nr. 50-29-3; EU-Nr. 200-024-3), 2,4-DDT (CAS-Nr. 789-02-6; EU-Nr. 212-332-5), 4,4-DDE (CAS-Nr. 72-55-9; EU-Nr. 200-784-6) und 4,4-DDD (CAS-Nr. 72-54-8; EU-Nr. 200-783-0).
- 14) Die Angaben beziehen sich auf folgende Verbindungen:
 - 7 polychlorierte Dibenzoparadioxine (PCDD): 2,3,7,8-T4CDD (CAS-Nr. 1746-01-6), 1,2,3,7,8-P5CDD (CAS-Nr. 40321-76-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDD (CAS-Nr. 39227-28-6), 1,2,3,6,7,8-H6CDD (CAS-Nr. 57653-85-7), 1,2,3,7,8,9-H6CDD (CAS-Nr. 19408-74-3), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD (CAS-Nr. 35822-46-9), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD (CAS-Nr. 3268-87-9)
 - 10 polychlorierte Dibenzofurane (PCDF): 2,3,7,8-T4CDF (CAS-Nr. 51207-31-9), 1,2,3,7,8-P5CDF (CAS-Nr. 57117-41-6), 2,3,4,7,8-P5CDF (CAS-Nr. 57117-31-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDF (CAS-Nr. 70648-26-9), 1,2,3,6,7,8-H6CDF (CAS-Nr. 57117-44-9), 1,2,3,7,8,9-H6CDF (CAS-Nr. 72918-21-9), 2,3,4,6,7,8-H6CDF (CAS-Nr. 60851-34-5), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF (CAS-Nr. 67562-39-4), 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF (CAS-Nr. 55673-89-7), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF (CAS-Nr. 39001-02-0)
 - 12 dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (PCB-DL): 3,3',4,4'-T4CB (PCB 77, CAS-Nr. 32598-13-3), 3,3',4,5-T4CB (PCB 81, CAS-Nr. 70362-50-4), 2,3,3',4,4'-P5CB (PCB 105, CAS-Nr. 32598-14-4), 2,3,4,4',5-P5CB (PCB 114, CAS-Nr. 74472-37-0), 2,3',4,4',5-P5CB (PCB 118, CAS-Nr. 31508-00-6), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 123, CAS-Nr. 65510-44-3), 3,3',4,4',5-P5CB (PCB 126, CAS-Nr. 57465-28-8), 2,3,3',4,4',5-H6CB (PCB 156, CAS-Nr. 38380-08-4), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 157, CAS-Nr. 69782-90-7), 2,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 167, CAS-Nr. 52663-72-6), 3,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 169, CAS-Nr. 32774-16-6), 2,3,3',4,4',5,5',-H7CB (PCB 189, CAS-Nr. 39635-31-9).
- 15) PCDD: polychlorierte Dibenzoparadioxine; PCDF: polychlorierte Dibenzofurane; PCB-DL: dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle; TEQ: Toxizitätsäquivalente nach den Toxizitätsäquivalenzfaktoren der Weltgesundheitsorganisation von 2005; (van den Berg, M (2006) et al.; the 2005 World Health Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds veröffentlicht in toxicological sciences 93(2); 223-241 (2006)
- 16) Die Umweltqualitätsnorm bezieht sich auf die Summe der zwei (Stereo)-Isomere α-Endosulfan (CAS-Nr. 959-98-8) und β-Endosulfan (CAS-Nr. 33213-65-9).
- 17) 1,3,5,7,9,11-HBCDD (CAS-Nr. 25637-99-4), 1,2,5,6,9,10-HBCDD (CAS-Nr. 3194-55-6), α-HBCDD (CAS-Nr. 134237-50-6), β-HBCDD (CAS-Nr. 134237-51-7) und γ-HBCDD (CAS-Nr. 134237-52-8)
- 18) Summe der Isomere α-, β-, γ- und δ-HCH.

Quelle: Umweltbundesamt nach OGewV

4.3 Überwachungsprogramme

Nach Artikel 8 WRRL müssen die EU-Mitgliedstaaten mit Programmen zur Überwachung des Zustands der Gewässer einen zusammenhängenden und umfassenden Überblick über den Zustand der Gewässer in den Flussgebietseinheiten bereitstellen. Die grundlegenden Anforderungen an die Überwachung der Oberflächengewässer (Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer) sind im Anhang V WRRL spezifiziert. Dazu gehören die Überwachungsarten und -ziele, die Messstellenauswahl, die zu überwachenden Qualitätskomponenten und die einzuhaltenden Messfrequenzen (Anhang V 1.3 EU-RL 2000/20/EG). Um eine kohärente Gestaltung der Überwachungsprogramme in Deutschland zu gewährleisten, erstellte die LAWA die „Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern“ (LAWA 2012a). Die Regelungen der WRRL und einige Regelungen aus der Rahmenkonzeption wurden in die Oberflächengewässerverordnung übernommen.

Das Überwachungsnetz der WRRL soll einen europäischen Vergleich der Untersuchungsergebnisse und einen Überblick über den ökologischen und chemischen Gewässerzustand der Oberflächengewässer in den Flussgebietseinheiten ermöglichen. Die Überwachungsprogramme dienen im Wesentlichen:

- ▶ der Überprüfung der Einhaltung der Umweltziele,
- ▶ der Schaffung der wesentlichen Grundlagen für die Maßnahmenplanung, Berichterstattung und Gewährleistung der Erfolgskontrolle der Maßnahmenumsetzung,
- ▶ der Beobachtung langfristiger natürlicher und anthropogen verursachter Entwicklungen und
- ▶ der Feststellung des Ausmaßes und der Auswirkungen unbeabsichtigter Verschmutzungen.

Nach den Aufgabenstellungen werden folgende Überwachungsarten unterschieden:

- ▶ Überblicksüberwachung,
- ▶ operative Überwachung,
- ▶ Überwachung zu Ermittlungszwecken.



Die zu untersuchenden Qualitätskomponenten, Messfrequenz und -intervall für die Überblicksüberwachung und die operative Überwachung sind in Anlage 10 der Oberflächengewässerverordnung festgelegt. Messstellen zur Überwachung zu Ermittlungszwecken werden in der Regel zeitlich begrenzt ergänzend zu den operativen Messstellen eingerichtet, wenn die Gründe für die Zielverfehlung unbekannt sind oder um das Ausmaß und die Auswirkungen von unbeabsichtigten Verschmutzungen im Gewässer festzustellen. Parameter, Messfrequenz und -intervall sowie Dauer des Monitorings werden anlassbezogen festgelegt (LAWA 2012a).

Die Messnetze der Überblicksüberwachung und der operativen Überwachung unterscheiden sich u. a. in Parameterumfang, Turnus und Dauer des Betriebs der Messstellen (s. Tabelle 9).



Tabelle 9

Kriterien für die Messstellen der Überblicksüberwachung und der operativen Überwachung

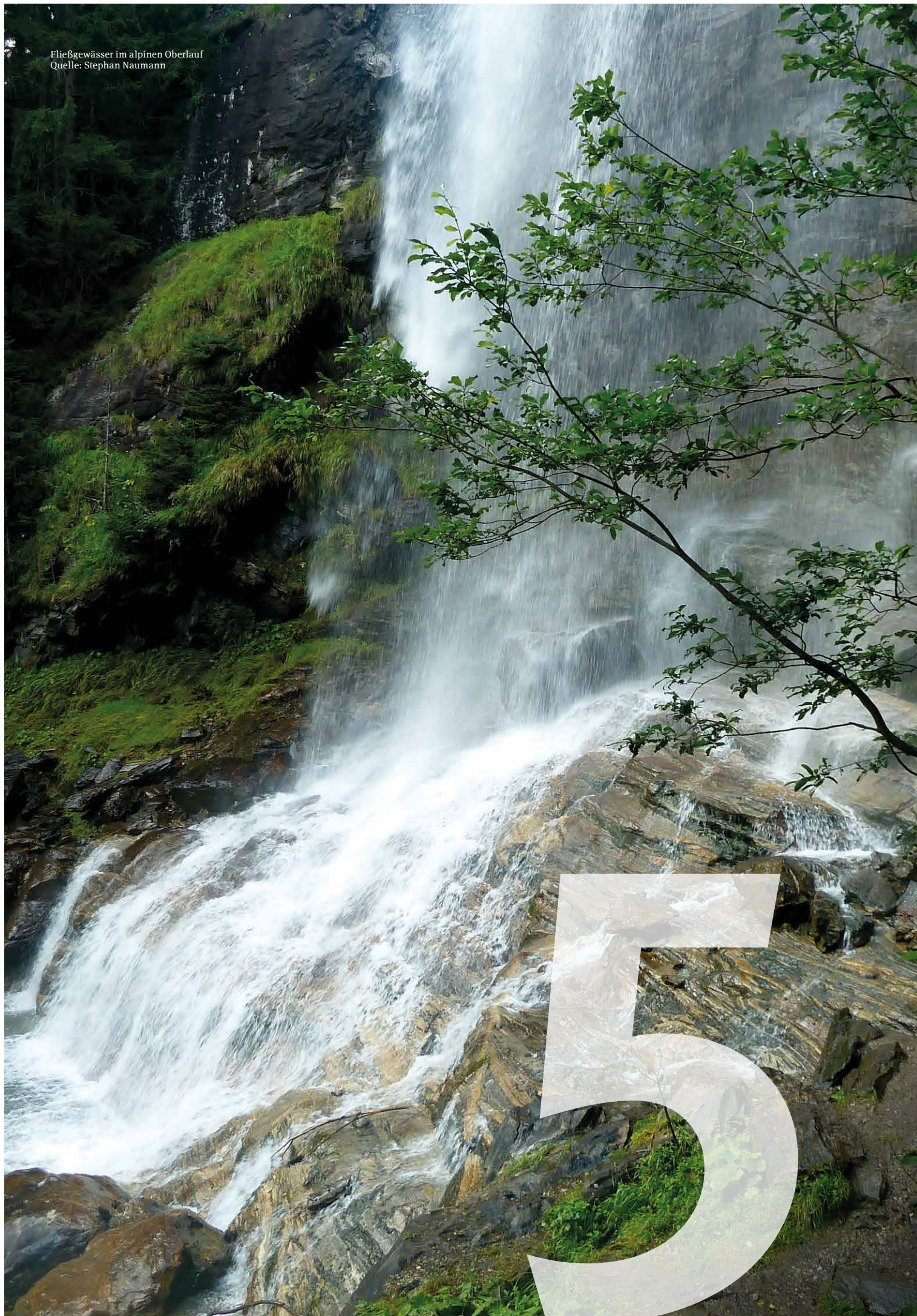
	Messnetz der Überblicksüberwachung	Messnetz der operativen Überwachung
Auswahl der Messstelle	repräsentativ für das Einzugsgebiet oder Teileinzugsgebiet	abhängig von der Belastungssituation
Auswahl der Qualitätskomponenten	alle	abhängig von der Belastungssituation
Turnus	einheitlich für die Messstellen eines Einzugsgebiets/Teileinzugsgebiets	abhängig von der Belastungssituation
Dauer des Betriebs	dauerhaft	abhängig von der Belastungssituation

Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 2012a

Während für die Überblicksüberwachung alle Qualitätskomponenten zu erfassen sind, gilt für die operative Überwachung, dass nur die Qualitätskomponenten überwacht werden müssen, die auf die Belastungen des Oberflächenwasserkörpers am empfindlichsten reagieren. Am häufigsten werden die biologischen Qualitäts-

komponenten untersucht. Die operative Überwachung dient auch der Erfolgskontrolle durchgeführter Maßnahmen. Für die Überblicksüberwachungsmessstellen liegen meistens auch langjährige Datenreihen vor, die fortgesetzt werden. Das ermöglicht eine Aussage zur Entwicklung der Belastung.

Fließgewässer im alpinen Oberlauf
Quelle: Stephan Naumann



5 Fließgewässer

5.1 Grundlagen der Bewertung

5.1.1 Fließgewässertypen

Unsere Fließgewässer unterscheiden sich in ihren charakteristischen Lebensgemeinschaften in Abhängigkeit von den geologischen, physiko-chemischen und hydrologischen Bedingungen. Auf dieser Grundlage werden in Deutschland 25 Fließgewässertypen (mit weiteren Subtypen) unterschieden (s. Tabelle 10):

- ▶ vier für die Ökoregion der Alpen und des Alpenvorlandes,
- ▶ acht für das Mittelgebirge,

- ▶ neun für das Norddeutsche Tiefland sowie
- ▶ vier weitere Fließgewässertypen, die als „Ökoregion unabhängige Typen“ in verschiedenen Ökoregionen verbreitet sind.

Bei einzelnen Typen sind, z. B. wegen Unterschieden im Längsverlauf, weitere bewertungsrelevante Subtypen ausgewiesen worden. Für die Fließgewässertypen wurden jeweils Beschreibungen in Form von „Steckbriefen“ erarbeitet, welche eine Kurzcharakterisierung der morphologischen Bedingungen sowie der Lebensgemeinschaften der für die Bewertung herangezogenen Organismengruppen (biologische Qualitätskomponenten) beinhalten.

Tabelle 10

Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands

Typen der Alpen und des Alpenvorlandes	Subtypen
Typ 1: Fließgewässer der Alpen	Subtyp 1.1 Bäche der Kalkalpen Subtyp 1.2 Kleine Flüsse der Kalkalpen
Typ 2: Fließgewässer des Alpenvorlandes	Subtyp 2.1 Bäche des Alpenvorlandes Subtyp 2.2 Kleine Flüsse des Alpenvorlandes
Typ 3: Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes	Subtyp 3.1 Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes Subtyp 3.2 Kleine Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes
Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes	
Typen des Mittelgebirges	Subtypen
Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	
Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	
Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	Subtyp 6_K: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche des Keupers
Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	
Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	
Typ 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	Subtyp 9.1_K: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse des Keupers
Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges	
Typ 10: Kiesgeprägte Ströme	
Typen des Norddeutschen Tieflandes	Subtypen
Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche	
Typ 15: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	
Typ 15_g: Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	
Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche	
Typ 17: Kiesgeprägte Tieflandflüsse	
Typ 18: Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	
Typ 20: Sandgeprägte Ströme	
Typ 22: Marschengewässer	Subtyp 22.1: Gewässer der Marschen Subtyp 22.2: Flüsse der Marschen Subtyp 22.3: Ströme der Marschen
Typ 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	

Ökoregion unabhängige Typen	Subtypen
Typ 11: Organisch geprägte Bäche	
Typ 12: Organisch geprägte Flüsse	
Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	
Typ 21: Seeausflussgeprägte Fließgewässer	Subtyp 21_N: Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (Nord) Subtyp 21_S: Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes (Süd)

Quelle: Umweltbundesamt nach Anlage 1 OGewV

5.1.2 Biologische Qualitätskomponenten

Die Biologischen Qualitätskomponenten sind das zentrale Bewertungselement für den ökologischen Zustand und umfassen Wirbellose, Fische, Makrophyten und Phytobenthos sowie das Phytoplankton (s. Kap. 4.2.2). Die am schlechtesten bewertete biologische Qualitätskomponente bestimmt die Gesamtbewertung des ökologischen Zustands eines Gewässers. Die Bewertungsverfahren für die biologischen Qualitätskomponenten der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sind in Anlage 6 der Oberflächengewässerverordnung

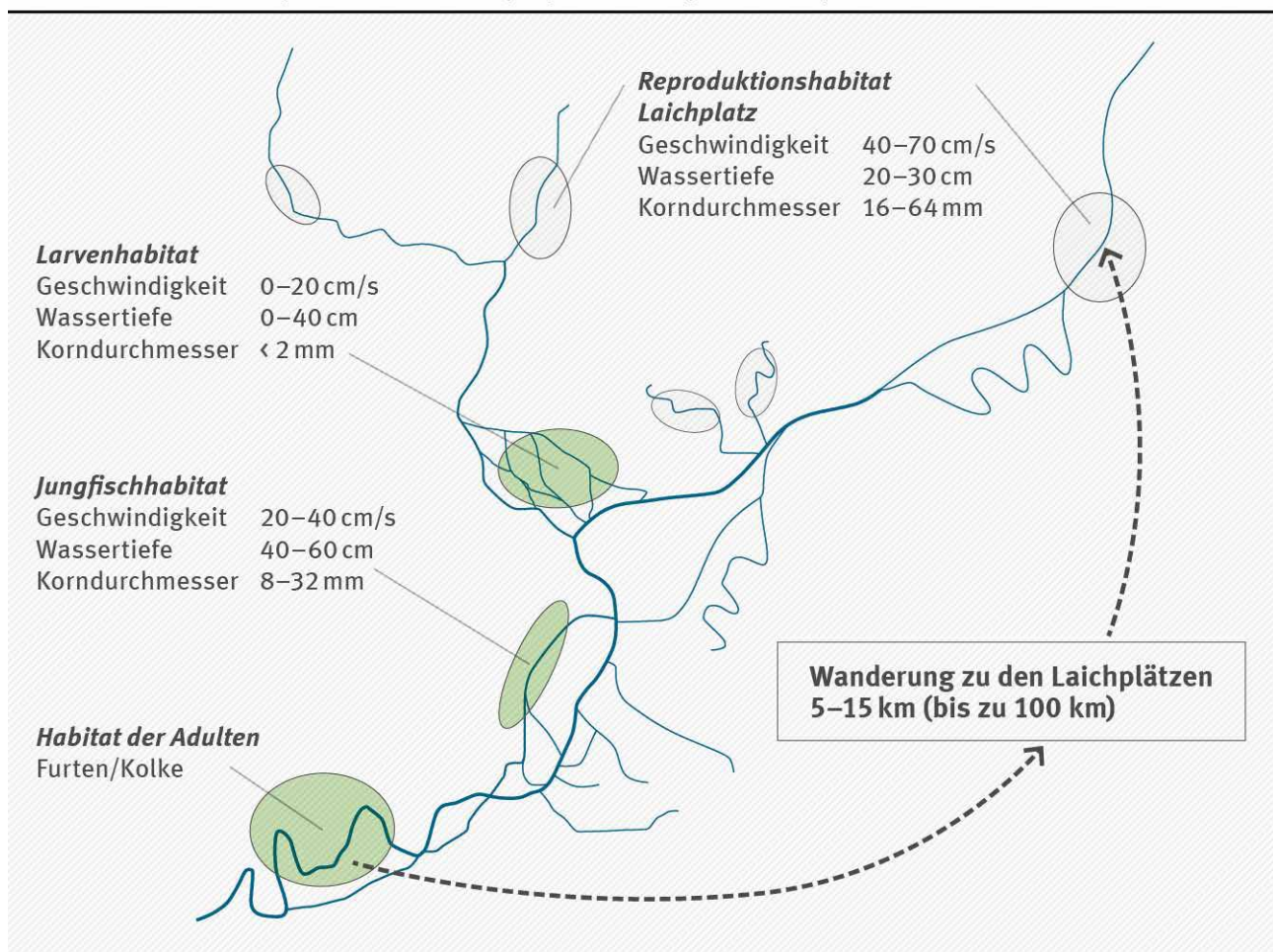
festgeschrieben. Detaillierte Beschreibungen aller biologischen Bewertungsverfahren stehen unter www.gewaesser-bewertung.de zum Download zur Verfügung.

5.1.3 Hydromorphologische Qualitätskomponenten

Morphologie, Wasserhaushalt und Durchgängigkeit sind die hydromorphologischen Qualitätskomponenten der WRRL. Die hydromorphologischen Qualitätskomponenten sind nicht primär Ausschlag gebend für die Bewertung des Zustands eines Fließgewässers.

Abbildung 8

Habitate im Lebenszyklus der Äsche (Thymallus thymallus L.)



Quelle: Umweltbundesamt

Ihre Qualität muss aber so beschaffen sein, dass die biologischen Qualitätskomponenten bei der Bewertung einen guten Zustand erreichen können.

Ein Beispiel dafür ist das Wanderverhalten vieler Fischarten. So werden z. B. für die Fortpflanzung andere Ansprüche an Umweltfaktoren wie Strömung, Temperatur und Substrat gestellt als für die Ernährung, den Aufwuchs oder die Winterruhe. Aus diesem Grund wandern heimische Flussfischarten innerhalb verbundener Wassersysteme, um die optimalen Bedingungen für die jeweilige Lebensphase zu finden (Abbildung 8). Diese Arten sind von der Durchgängigkeit ihres Flusses und dessen Vernetzung mit allen erforderlichen Teillebensräumen abhängig. Die Zerstückelung der Gewässerläufe wirkt sich vor allem auf die Artenzusammensetzung der Fischfauna aus.

Unmittelbar bewertungsrelevant werden die hydromorphologischen Qualitätskomponenten, wenn ein Wasserkörper in den sehr guten Zustand eingestuft werden soll. In diesem Fall müssen die hydromorphologischen Qualitätskomponenten bestimmten normativen Ansprüchen genügen. Dessen unbenommen ist es fachlich unbestritten, dass die Gewässerhydromorphologie einen eigenständigen Wert darstellt und für die Einschätzung und Beschreibung der Belastungssituation eines Flussabschnitts und für die Ableitung von Habitatverbessernden Maßnahmen grundlegend ist. Für die Morphologie, den Wasserhalt und die Durchgängigkeit wurden und werden eigenständige Klassifikationsverfahren entwickelt.

Morphologie und Gewässerstruktur

Der morphologische Zustand wird mit der Gewässerstrukturkartierung ermittelt, in dem die Abweichung der aktuellen von der potenziell natürlichen Ausprägung der Gewässerstruktur bestimmt wird. Unter der Gewässerstruktur werden alle räumlichen und materiellen Differenzierungen des Gewässerbetts, des Uferbereichs und des Gewässerumlands verstanden, die hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam und für die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers und seiner Auen von Bedeutung sind. Als potenziell natürlich wird der Zustand bezeichnet, der sich durch eine eigen-dynamische Gewässerentwicklung einstellt, wenn alle Gewässerausbaumaßnahmen rückgängig gemacht und Stoffeinträge auf das natürliche Maß reduziert würden. Der potenziell natürliche Zustand beinhaltet Veränderungen der Fließgewässerlandschaft, die nicht mehr rückgängig gemacht werden können. Dazu zählen beispielsweise irreversible Sedimentationsprozesse wie die Verlandung von Seen durch eine überhöhte Primärproduktion oder wie die Auelehmabtragung in den Flusstälern durch die Denudation (flächenhafte Abtragung) der Böden in Folge der flächendeckenden Rodungen der Wälder im Mittelalter. Die Höhe der Abweichung des morphologischen Zustands eines Fließgewässers vom potenziell natürlichen Zustand wird in Strukturklassen angegeben. Insgesamt gibt es sieben Strukturklassen (Tabelle 11). Zur Strukturklasse 1 zählen die Gewässer, die keine oder allenfalls geringfügige Veränderungen ihrer natürlichen Gestalt und Dynamik aufweisen. Demgegenüber gelten Gewässer in der Strukturklasse 7 als vollständig verändert und als am weitesten vom potenziell natürlichen Zustand entfernt.

Tabelle 11

Gewässerstrukturklassen

Klasse	Grad der Veränderungen	Kurze Beschreibung
1	unverändert	Die Gewässerstruktur entspricht dem potenziell natürlichen Zustand.
2	gering verändert	Die Gewässerstruktur ist durch einzelne, kleinräumige Eingriffe nur gering beeinflusst.
3	mäßig verändert	Die Gewässerstruktur ist durch mehrere kleinräumige Eingriffe nur mäßig beeinflusst.
4	deutlich verändert	Die Gewässerstruktur ist durch verschiedene Eingriffe z. B. in Sohle, Ufer, durch Rückstau und/oder Nutzungen in der Aue deutlich beeinflusst.
5	stark verändert	Die Gewässerstruktur ist durch Kombination von Eingriffen z. B. in die Linienführung, durch Uferverbau, Querbauwerke, Stauregulierung, Anlagen zum Hochwasserschutz und/oder durch die Nutzungen in der Aue beeinträchtigt.
6	sehr stark verändert	Die Gewässerstruktur ist durch Kombination von Eingriffen z. B. in die Linienführung, durch Uferverbau, Querbauwerke, Stauregulierung, Anlagen zum Hochwasserschutz und/oder durch die Nutzungen in der Aue stark beeinträchtigt.
7	vollständig verändert	Die Gewässerstruktur ist durch Eingriffe in die Linienführung, durch Uferverbau, Querbauwerke, Stauregulierung, Anlagen zum Hochwasserschutz und/oder durch die Nutzungen in der Aue vollständig verändert.

Quelle: LAWA 2002

Die Bewertung der Gewässerstruktur erfolgt an kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern mit Hilfe des „Übersichtsverfahrens“ oder des „Vor-Ort-Verfahrens“ (LAWA 2000; 2011; 2014d). Durch die Verfahren werden besonders bewertungsrelevante Strukturelemente eines Fließgewässers erfasst (s. Tabelle 12), denen bestimmten Indikatoreigenschaften zukommen. Zum Beispiel entwickeln die meisten Tieflandgewässer einen mäandrierenden Lauf, der mit der Abschnürung von Schlingen und

der Bildung von Altarmen verbunden ist. Die strukturelle Qualität eines Tieflandflusses kann daher im Hinblick auf die Laufentwicklung über den Parameter „Laufkrümmung“ beschrieben werden. Ist diese nur unzureichend entwickelt oder durch Begradigungen verändert worden, drückt sich dies in einer schlechteren Bewertung aus. Die gewonnenen Einzelbewertungen werden auf verschiedenen funktionalen Ebenen aggregiert und letztendlich zu einer Strukturklasse zusammengefasst.

Tabelle 12

Einzelparameter und Aggregationsebenen nach dem Vor-Ort-Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer

Bereich	Hauptparameter	funktionale Einheit	Einzelparameter
Sohle	Laufentwicklung	Krümmung	Laufkrümmung
			Längsbänke
		Beweglichkeit	besondere Laufstrukturen
			Krümmungserosion
	Längsprofil	natürliche Längsprofilelemente	Profiltiefe
			Uferverbau
		anthropogene Wanderbarrieren	Querbänke
			Strömungsdiversität
			Tiefenvarianz
			Querbauwerke
	Sohlenstruktur	Art und Verteilung der Substrate	Verrohrungen
			Durchlässe
Sohlverbau		Rückstau	
		Substrattyp	
Ufer	Querprofil	Profilform	Substratdiversität
			besondere Sohlstrukturen
		Breitenentwicklung	Sohlverbau
			Profiltiefe
	Uferstruktur	naturraumtypische Ausprägung	Breitenerosion
			Breitenvarianz
		naturraumtypischer Bewuchs	Profilform
			Uferverbau
Land	Gewässerumfeld	Uferbewuchs	
		Gewässerrandstreifen	Uferverbau
		Vorland	Gewässerrandstreifen
			Flächennutzung
		sonstige Umfeldstrukturen	

Hervorgehobene Einzelparameter (fett) werden für die Berichterstattung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie verwendet.

Quelle: LAWA 2002

Für die Berichterstattung des Zustands der hydromorphologischen Qualitätskomponente „Morphologie“ nach WRRL wird ein vereinfachter Parametersatz von 18 morphologischen Einzelparametern (Tabelle 12) herangezogen. Die Bewertung erfolgt auf Basis einer 5-stufigen Klassifikation der Gewässerstruktur und basiert auf einer äquidistanten Transformation des 7-stufigen Strukturverfahrens in 5 Klassen (LAWA 2012b).

Die Begriffe „potenziell natürlicher Zustand“ und „hydromorphologische Referenzbedingungen“ werden synonym verwendet und sind sowohl für die morphologischen als auch für biozönotischen Fließgewässertypen detailliert in Steckbriefen beschrieben (Dahm et al. 2014). Wichtig für die Referenz, aber auch für die Maßnahmenableitung ist die Berücksichtigung des Flächenbedarfs eines Fließgewässers. Damit ein Fließgewässer, dass seiner Größe, seinem Gefälle, der Geologie und dem Klima entsprechende Strukturinventar ausbilden kann, benötigt es genügend Fläche. Eine Methode zur Bestimmung dieses typspezifischen hydromorphologischen Flächenbedarfs liegt zwischenzeitlich vor (LAWA 2016b).

Wasserhaushalt

Der Wasserhaushalt der Fließgewässer wird über die Parameter „Abfluss und Abflussdynamik“ und die „Verbindung zu Grundwasserkörpern“ klassifiziert. Zur Klassifikation werden die hydrologisch relevanten Eingriffs- bzw. Belastungstypen herangezogen. Zu diesen gehören Nutzungen im Einzugsgebiet, Wasserentnahmen, Wassereinleitungen, Gewässerausbau und Bauwerke im Gewässer, Auenveränderungen und sonstige Belastungen. Es wird auch berücksichtigt, inwieweit das Ökosystem in der Lage ist, der Belastung zu widerstehen oder diese zu kompensieren. Für die Bewertung wird die Intensität der jeweiligen Belastung in Relation zum potenziell natürlichen Zustand gesetzt. Diese Einschätzung erfolgt auf Basis von Daten oder durch Expertenwissen. Die Klassifizierung erfolgt einzeln für jeden Fließgewässerwasserkörper in 5 Klassen – nach dem „one out – all out Prinzip“ (LAWA 2014b; 2014c). Das Verfahren wird derzeit einem Praxistest unterzogen und wird zum Ende des zweiten Bewirtschaftungszyklus der WRRL für die Bewertung des Wasserhaushalts Anwendung finden.

Durchgängigkeit

Für die Klassifikation der Durchgängigkeit von Fließgewässern wird von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ein Verfahren entwickelt. Das Verfahren wird den Fischaufstieg, den Fischabstieg und die Sedi-
mentdurchgängigkeit in Bezug auf die räumlichen Ebenen

des Bauwerksstandorts, des Wasserkörpers und des Gewässersystems berücksichtigen. Es ist analog der Klassifikation der Morphologie und des Wasserhaushalts eine 5-stufige Skala vorgesehen (Keuneke und Donner 2016).

5.1.4 Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

Als allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten für Fließgewässer werden in Anhang V WRRL z. B. Sichttiefe, Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit, Versauerung und Nährstoffverhältnisse genannt. Im „sehr guten Zustand“ sind die typspezifisch festgelegten Hintergrundwerte der allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten einzuhalten. Im „guten Zustand“ müssen die Werte in einem Bereich liegen, in dem die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems und eine typspezifische Besiedlung mit mindestens guter biologischer GüteEinstufung gewährleistet sind („Orientierungswerte“). Werden diese Orientierungswerte nicht eingehalten ist das Ergebnis bei den biologischen Qualitätselementen zu überprüfen, sofern sie einen guten ökologischen Zustand anzeigen. Gewässertypspezifische Hintergrund- (sehr guter Zustand) und Orientierungswerte (Werte für den guten Zustand/das gute ökologische Potenzial) sind für verschiedene Parameter der allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten in Anlage 7 der Oberflächengewässerverordnung festgelegt.

5.1.5 Weitere Bewertungsverfahren

Neben den rechtlich verbindlichen Umweltqualitätsnormen der Anlagen 6 und 8 und den Werten der Anlage 7 der Oberflächengewässerverordnung ist die 7-stufige chemische Gewässergüteklassifikation eine wichtige Grundlage für die Beurteilung der stofflichen Belastung der oberirdischen Binnengewässer in Deutschland. Bund und Länder haben die Gewässergüteklassifikation vor Inkrafttreten der WRRL entwickelt. Für Gesamtphosphor und Ammonium-Stickstoff wurde die Klasseneinteilung nun an die Festlegungen der Anlage 7 der Oberflächengewässerverordnung angepasst (s. Kapitel 5.1.4). Die Klassenobergrenze der Güteklasse II ist der gewässertypspezifische Orientierungswert. Die Hintergrundwerte bilden die Güteklasse I. Die Güteklasse I–II ist der Mittelwert der Güteklasse I und II. Die nachfolgenden Klassenobergrenzen ergeben sich aus Multiplikationen des Zielwertes (Güteklasse II) mit jeweils dem Faktor 2. Nach diesen Festlegungen ergeben sich für die Gewässertypen der Gewässer der LAWA-Messstellen die in Tabelle 13 und 14 aufgeführten Einstufungen. Bei den Flusseen (Seetyp 12) wird derzeit auf die Güteklassen I und I–II verzichtet. Für die Eingruppierung in die Klassen werden die Jahresmittelwerte genutzt.

Tabelle 13

Güteklassifikation für Gesamtphosphor in mg/l, Vergleichswert: Jahresmittel

Gewässertyp	I	I–II	II	II–III	III	III–IV	IV
1.1, 1.2, 2.2, 3.2, 4, 5, 9, 9.1, 9.1K, 9.2, 10, 14, 15, 15g, 16, 17, 20, 23	≤ 0,05	≤ 0,075	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
12, 19	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	> 1,2
22.1, 22.2, 22.3	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	> 2,4
T1, T2	≤ 0,03	≤ 0,0375	≤ 0,045	≤ 0,09	≤ 0,18	≤ 0,36	> 0,36
Seetyp 12 *	–	–	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8

* Vergleichswert: Mittelwert für den Zeitraum April bis Oktober

Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 1998 und OGewV

Tabelle 14

Güteklassifikation für Ammonium-Stickstoff in mg/l, Vergleichswert: Jahresmittel

Gewässertyp	I	I–II	II	II–III	III	III–IV	IV
1.1, 1.2, 2.2, 3.2, 4, 5, 9, 9.1, 9.1K, 9.2, 10, 12, 14 ¹⁾ , 16 ¹⁾ , 19 ²⁾	≤ 0,04	≤ 0,075	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
12 ^{3), 4)} , 14 ⁵⁾ , 15, 15g, 16 ⁵⁾ , 17, 19 ⁴⁾ , 20, 23	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	≤ 1,6	> 1,6
22.1, 22.2, 22.3	≤ 0,04	≤ 0,2	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	> 2,4

1) silikatisch, 2) im Mittelgebirge, 3) basenreich, 4) im norddeutschen Tiefland, 5) karbonatisch

Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 1998 und OGewV

Solange es keine verbindlichen Werte für Nitrat zur Einstufung in den guten ökologischen Zustand gibt, wird die bisherige holistische chemische Gewässergüteklassifikation (Tabelle 15), die auch Anforderungen der „Fernwirkungen“ in den Meeren berücksichtigt, weiter verwendet (u. a. für die Berichterstattung zur EG-Nitratrichtlinie). Die Stoffkonzentration, die der Güteklasse I

entspricht, charakterisiert einen Zustand ohne anthropogene Beeinträchtigung. Die Güteklasse II beinhaltet aus bisherigen Bewertungsansätzen resultierende Werte. Die weiteren Klassenobergrenzen werden wie bei Gesamtphosphor und Ammonium-Stickstoff ermittelt (Faktor 2). Die Eingruppierung in die Klassen erfolgt über das 90-Perzentil.

Tabelle 15

Güteklassifikation für Nitrat-Stickstoff in mg/l, Vergleichswert: 90-Perzentil

Gewässertyp	I	I–II	II	II–III	III	III–IV	IV
alle Gewässertypen	≤ 1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5	≤ 10	≤ 20	> 20

Quelle: LAWA 1998

5.1.6 Messstellennetz für die Berichterstattung

Für die Berichterstattung zu europäischen Richtlinien und an die Europäische Umweltagentur wurde in Deutschland das LAWA-Messstellennetz eingerichtet. Das LAWA-Messstellennetz „Fließgewässer“ umfasst derzeit 257 repräsentative Messstellen, darunter sind vor allem Überblicksüberwachungsmessstellen, aber auch Messstellen des operativen Messnetzes, Messstellen zu Ermittlungszwecken und Referenzmessstellen an Fließgewässern sowie Messstellen an Übergangsgewässern und an einem Flussee (s. a. Kap. 4.3). Die Daten dieser Messstellen sind Grundlage für die Auswertungen in den Kapiteln 5.2.2–5.2.6 und 5.2.8.

5.2 Zustandsbewertung**5.2.1. Ökologischer Zustand**

Die Ziele der WRRL gelten für alle Gewässer. Die Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet über 10 km², die nach WRRL darzustellen sind, haben in Deutschland eine Fließlänge von rund 137.000 Kilometern. Sie wurden in 9885 Wasserkörper aufgeteilt (LAWA 2016b). Die nachfolgenden Auswertungen beziehen sich auf die Fließgewässerslängen.

Die Fließstrecke aller natürlichen Fließgewässer umfasst eine Fließlänge von ca. 83.800 km, was einem

Anteil von 61 % an der Gesamtlängelänge entspricht. Der Anteil der erheblich veränderten Gewässer (HMWB) beträgt 29 %, die künstlichen Gewässer (AWB) haben einen Anteil von 10 %.

Bezogen auf die bewertete Fließgewässerstrecke erreichen gegenwärtig etwa 9 % aller natürlichen Fließgewässer einen sehr guten oder guten ökologischen Zustand. Bei erheblich veränderten Gewässern und künstlichen Gewässern erreichen bezogen auf die bewertete Fließstrecke nur 2 % bzw. 5 % das gute oder höchste ökologische Potenzial (Abbildung 9).

Der Anteil der bewerteten Fließgewässerstrecke der natürlichen Wasserkörper liegt bei 99 %. Davon sind (s. a. Abbildungen 9–11):

- rund 100 km der Fließgewässer der Alpen und der Mittelgebirgsbäche (0,1 %) in einem „sehr guten“ ökologischen Zustand,
- rund 7.300 km (9 %) in einem „guten“ Zustand, daran haben die Fließgewässer der Alpen den größten Anteil mit rund 50 % ihrer Fließstrecke,

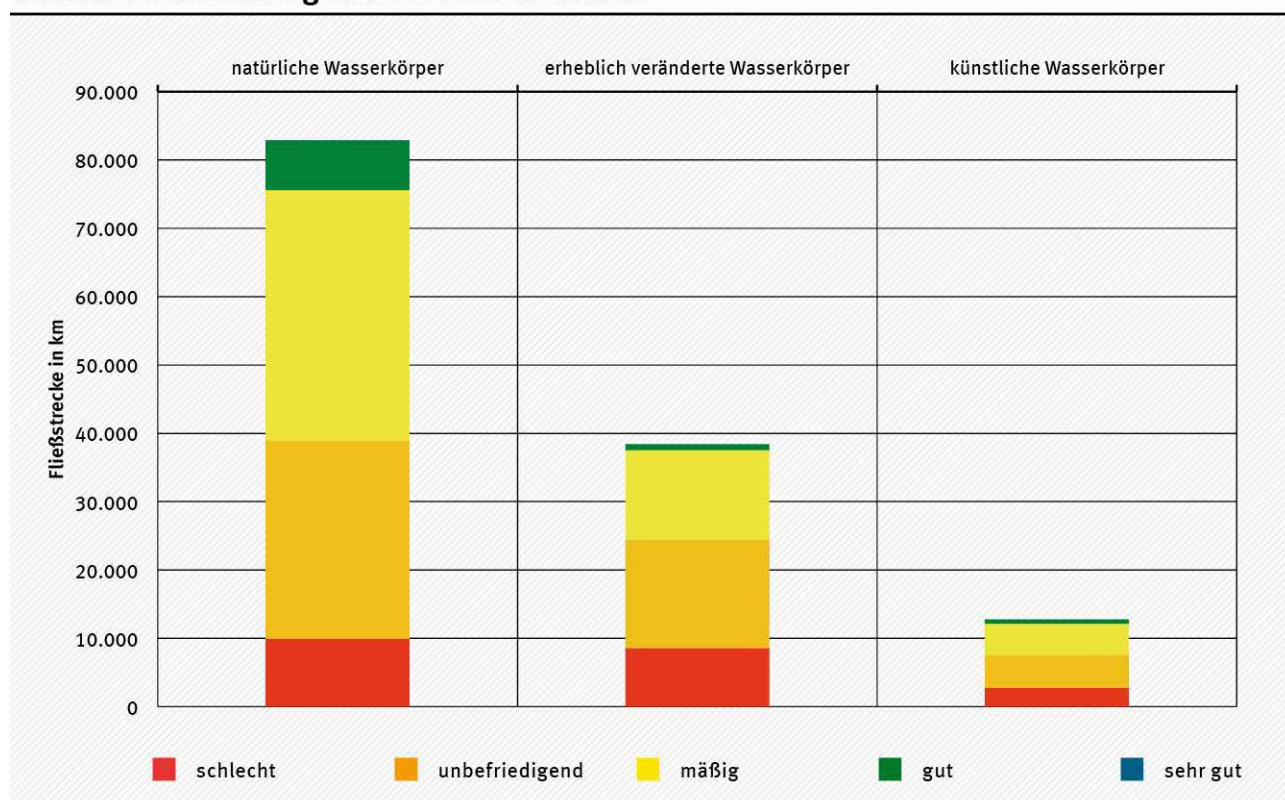
- ca. 36.700 km (44 %) in einem „mäßigen“ ökologischen Zustand,
- rund 2.900 km (35 %) in einem „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand,
- ca. 9.900 km (12 %) in einem „schlechten“ ökologischen Zustand, nur die Fließgewässer der Alpen und die Ströme haben keine natürliche Fließstrecke im schlechten ökologischen Zustand (LAWA 2016b).

Die häufigste Ursache für das Verfehlen des „guten ökologischen Zustands“ sind in den natürlichen Fließgewässern die hohen, aus menschlichen Aktivitäten stammenden Nährstoffbelastungen und die Veränderungen der Hydromorphologie, die sich in Veränderungen der naturraumtypischen aquatischen Lebensgemeinschaft niederschlagen.

Nicht immer wurden alle Qualitätskomponenten bewertet (s. Kap. 4.3). Das Makrozoobenthos wurde auf 98 % der Fließstrecke aller natürlichen Fließgewässer, Makrophyten/Phytobenthos und Fische dagegen auf 91 bzw. 89 % bewertet. Das Phytoplankton wird nur in sehr großen Fließgewässern (5 % der Fließstrecke) überwacht

Abbildung 9

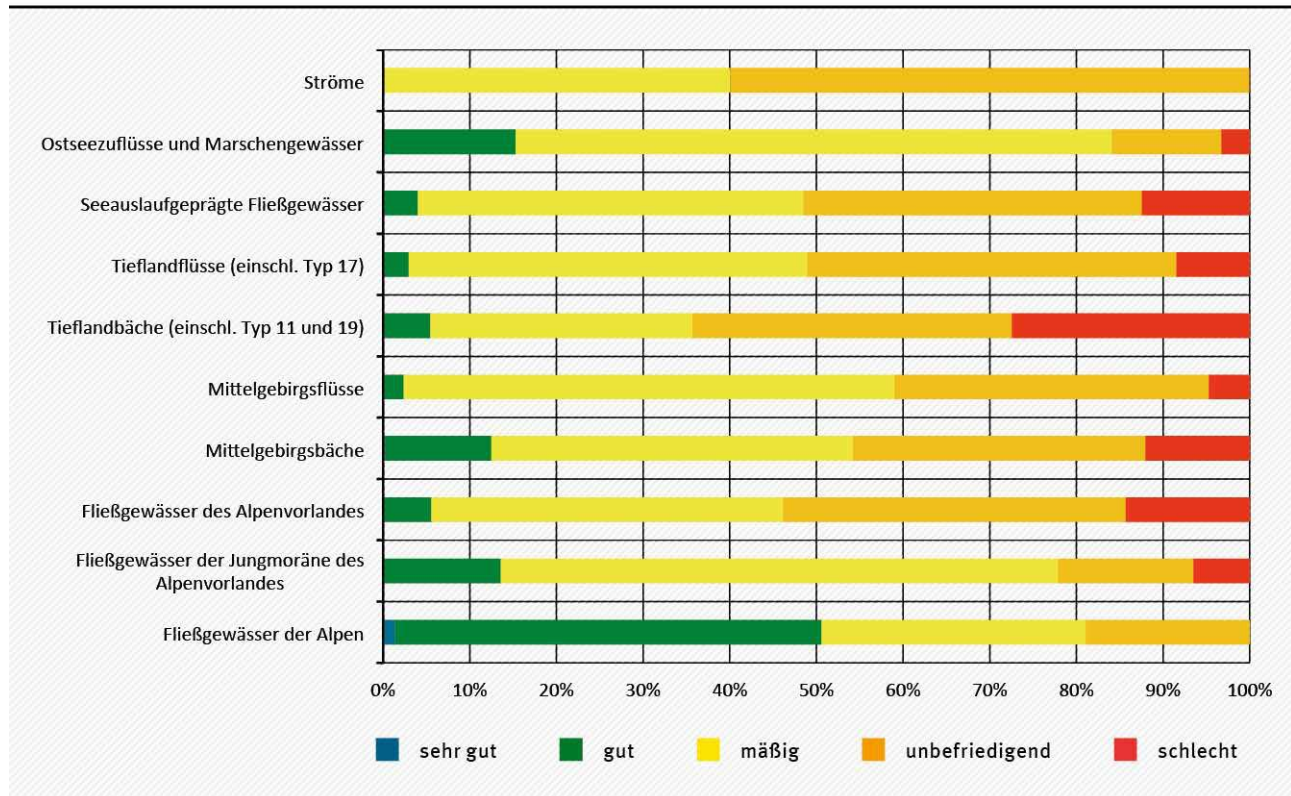
Ökologischer Zustand der natürlichen und ökologisches Potenzial der erheblich veränderten und künstlichen Fließgewässer in Deutschland



Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 2016b

Abbildung 10

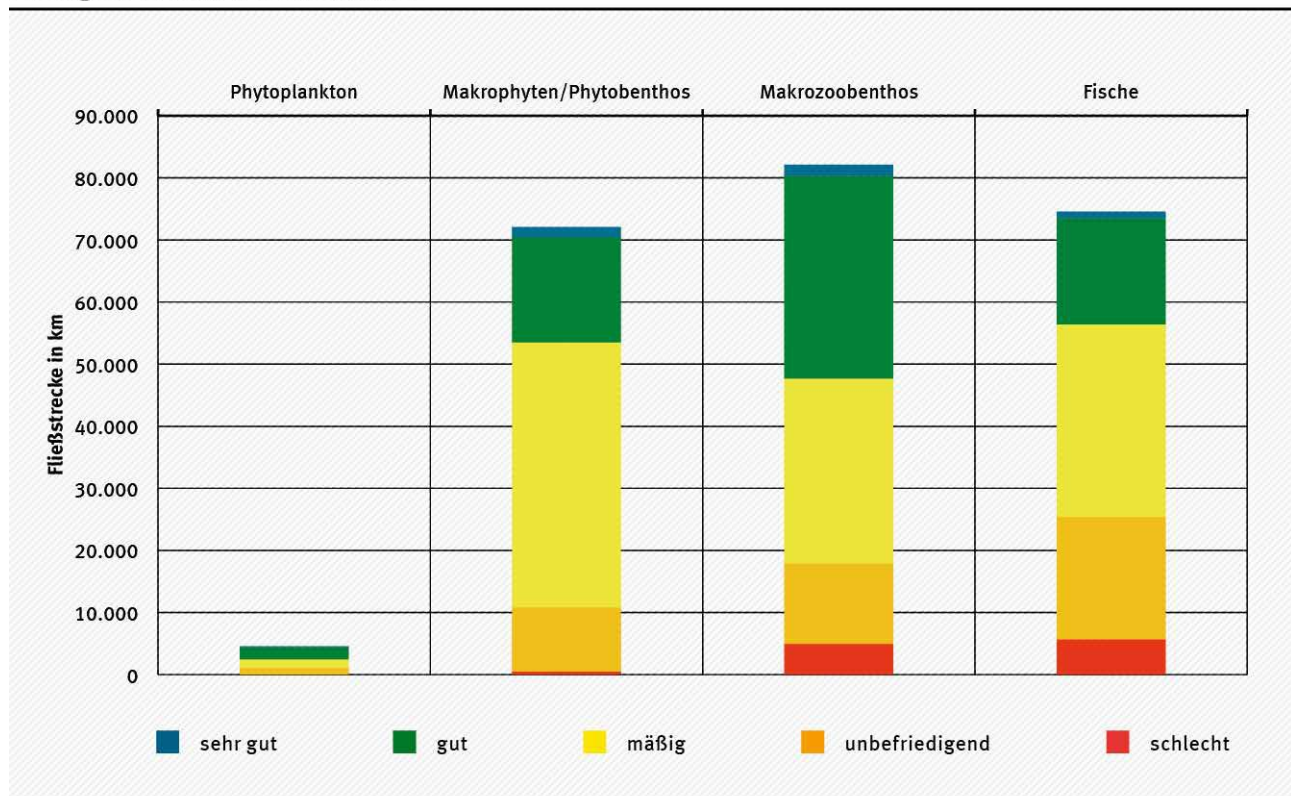
Prozentuale Verteilung der ökologischen Zustandsklassen der natürlichen Fließgewässer je Fließgewässertyp



Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 2016b

Abbildung 12

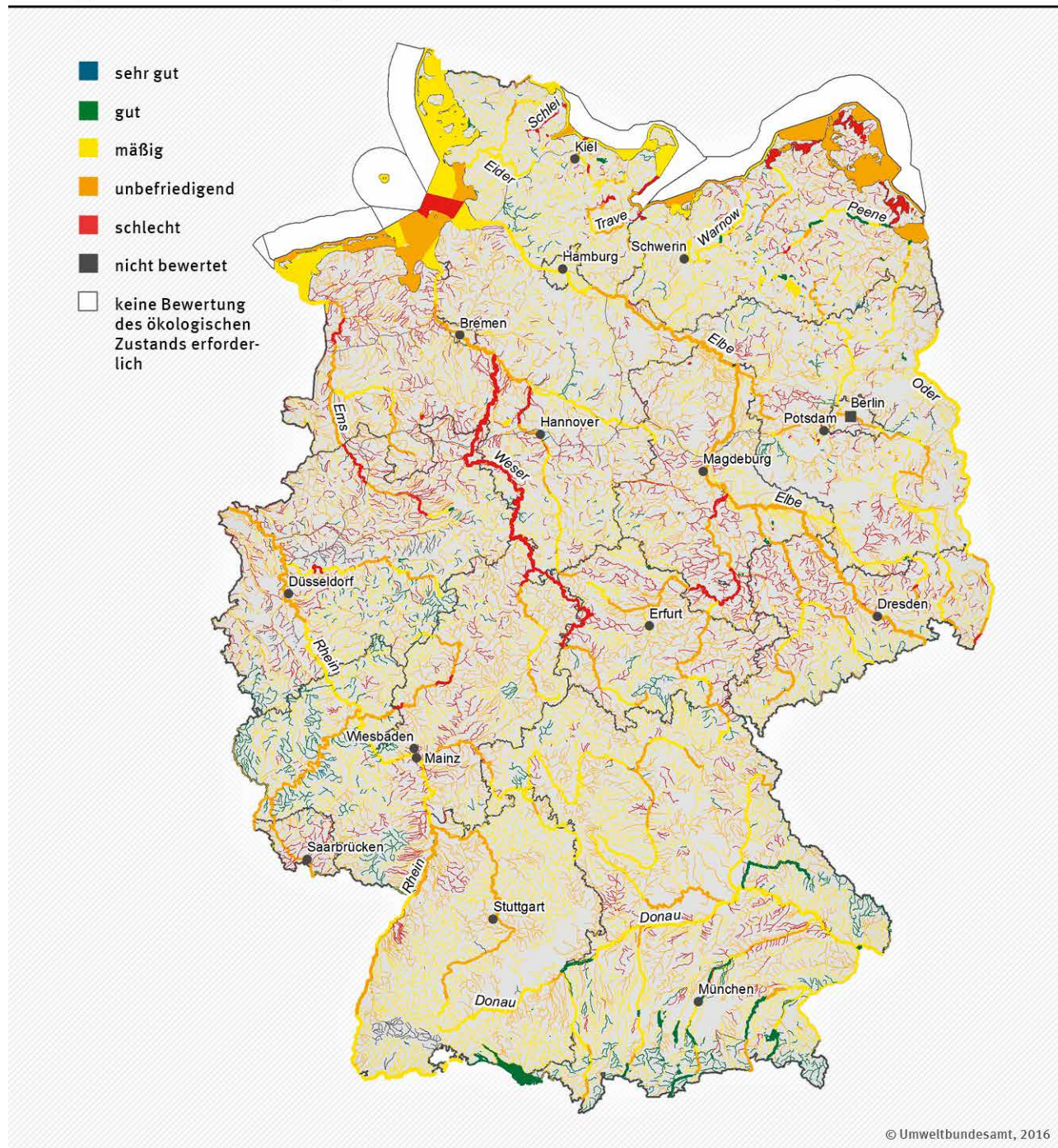
Ökologischer Zustand der biologischen Qualitätskomponenten in den natürlichen Fließgewässern Deutschlands



Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 2016b

Abbildung 11

Ökologischer Zustand/ökologisches Potenzial der Oberflächenwasserkörper in Deutschland



Quelle: Geobasisdaten: GeoBasis-DE/BKG 2015, Fachdaten: LAWA 2016b, Bearbeitung: Umweltbundesamt, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

(Abbildung 12). Die Anwendung des Bewertungsprinzips „das die schlechteste Bewertung eines einzelnen biologischen Qualitätselements den Gesamtzustand bestimmt“ (One out all out) hat maßgeblichen Einfluss auf die Bewertung des ökologischen Gesamtzustands. Während nur 9 % der Fließstrecke der natürlichen Gewässer den ökologischen Gesamtzustand „gut“ oder besser erreichen, werden einzelne biologische Qualitätskomponenten deutlich häufiger mit „gut“ oder besser

bewertet. Bezogen auf die jeweils bewertete Fließstrecke sind es bei Phytoplankton 45 %, Makrozoobenthos 42 %, Makrophyten/Phytobenthos 27 %, Fischfauna 24 %. Die Unterschiede in der Empfindlichkeit der verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten gegenüber verschiedenen Belastungen und die Anwendung des „one out all out“ Prinzips gewährleistet, dass alle in einem Gewässer relevanten Belastungen bei der Maßnahmenplanung in Betracht gezogen werden müssen (LAWA 2016b).

Abbildung 13

Ökologisches Potenzial der biologischen Qualitätskomponenten in den erheblich veränderten Gewässern (HMWB) Deutschlands



Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 2016b

Bei der Bewertung des ökologischen Potenzials hat die Anwendung des „One out all out“ Prinzips vergleichbare Auswirkungen. In den erheblich veränderten Oberflächenwasserkörpern ist der Anteil der Fließstrecken, in denen Makrophyten/Phytobenthos, Makrozoobenthos oder die Fischfauna ein gutes (oder besseres) ökologisches Potenzial anzeigt generell gering (Abbildung 13). Die Anteile liegen jeweils bei knapp 12 % für Makrophyten/Phytobenthos, bei etwa 19 % für das Makrozoobenthos und bei 15 % für die Fischfauna.

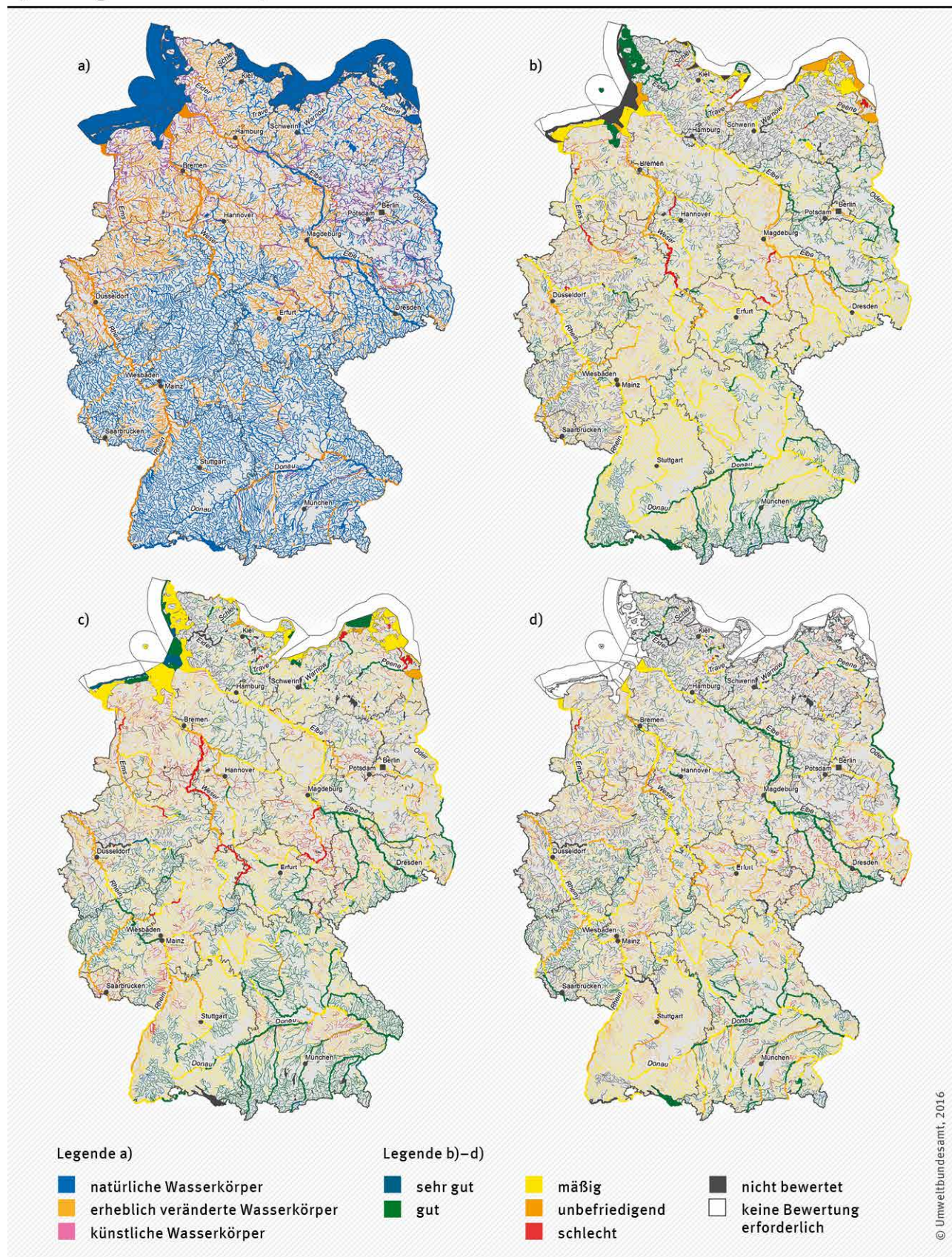
Trotzdem liegen die Bewertungen dieser Qualitätskomponenten wie bei den natürlichen Gewässern deutlich über denen der Gesamtbewertung des ökologischen Potenzials (2 % gut oder besser). Rund 13.100 km (34 %) der erheblich veränderten Oberflächenwasserkörper wurden als „mäßig“ eingestuft. Der Anteil der Fließstrecken, welche ein „unbefriedigendes“ ökologisches Potenzial besaßen, lag bei etwa 41 % (15.000 km), als „schlecht“ wurden ca. 8.600 km (22 %) eingestuft. 2 % der Fließstrecke der erheblich veränderten Wasserkörper wurde nicht bewertet (LAWA 2016b).

Bei den künstlichen Oberflächenwasserkörpern sieht das Bewertungsergebnis wie folgt aus: etwa 5 % (630 km) wurden als „gut“, 35 % (4.500 km) als „mäßig“, rund 4.800 km (38 %) als „unbefriedigend“ und 2.800 km (22 %) als „schlecht“ hinsichtlich ihres ökologischen Potenzials eingestuft (Abbildung 9). 5 % der Fließstrecke der künstlichen Wasserkörper wurde nicht bewertet, darunter sind der Mittellandkanal, der Dortmund-Ems-Kanal und der Elbe-Havel-Kanal (LAWA 2016b).

Die Unterschiede bei den einzelnen biologischen Qualitätskomponenten im Hinblick auf die Anteile gut und besser bewerteter Gewässerstrecken, welche bei natürlichen Gewässern deutlich höher liegen als bei erheblich veränderten und künstlichen Gewässern, lässt sich in vielen Fällen auf die vorhandenen Unterschiede in der Landnutzungsintensität entlang des Höhengradienten vom Gebirge ins Flachland zurückführen, welcher auch Ausdruck in der regionalen Häufigkeit der Ausweisung erheblich veränderter und natürlicher Gewässer (Abbildung 14 a) findet. Mit anderen Worten: Im Flachland ist der Anteil erheblich veränderter und künstlicher Gewässer viel höher als in den Gebirgen.

Abbildung 14

- a) Natürliche und erheblich veränderte sowie künstliche Gewässer
b) Ökologischer Zustand/Potenzial – Makrophyten/Phytobenthos
c) Ökologischer Zustand/Potenzial – Makrozoobenthos
d) Ökologischer Zustand/Potenzial – Fische



Quelle: Geobasisdaten: GeoBasis-DE/BKG 2015, Fachdaten: LAWA 2016b, Bearbeitung: Umweltbundesamt, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

5.2.2 Hydromorphologie

Morphologie, Wasserhaushalt und Durchgängigkeit der Fließgewässer stehen in enger Wechselwirkung. Zum Beispiel stören hydrologische Veränderungen, Unterbrechungen des Fließgewässerkontinuums oder Eingriffe in die Gewässerstruktur den Feststoffhaushalt. Geschiebeaufnahme, -umlagerung und -ablagerung sind dann nicht mehr ausgewogen und der Feststofftransport verliert seine natürliche Dynamik. Dies äußert sich darin, dass die landschaftsprägende Umlagerung von Sand, Kies und Geröll, aber auch von Totholz in Stauhaltungen und Wasserentnahmestrecken nicht mehr stattfindet und typische Gewässerbettstrukturen verschwinden oder nicht erneuert werden. Der Feststoffrückhalt in Stauräumen und die Unterbindung der Seitenerosion führen zu einem Defizit an größerem Material im Unterlauf. Der Fluss kann das Defizit an Feststoffen nur durch eine Materialaufnahme aus der Sohle ausgleichen, wodurch er sich streckenweise verstärkt in die Landschaft „eingräbt“. Dadurch sinkt der Grundwasserspiegel in den Auen und der Wasserhaushalt ist gestört.

Qualitätskomponente „Morphologie“

Dass nur sehr wenige Fließgewässerstrecken die angestrebten ökologischen Zielsetzungen erreichen (s. Kap. 5.2.1), ist neben Nähr- und Schadstoffbelastungen

hauptsächlich auf die hydromorphologische Degradation der Fließgewässer zurückzuführen, die flächendeckend vom kleinsten Bach bis zum großen Strom auftritt. Die zuständigen Wasserwirtschaftsbehörden der Bundesländer haben in Deutschland die Strukturen der Fließgewässer, ihrer Ufer und Uferbereiche entlang von über 76.000 Fließgewässerkilometern aufgenommen und in 7 Strukturklassen bewertet (Abbildung 15, s. a. Gewässerstrukturkarte <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/fluesse/zustand> (LAWA 2002)).

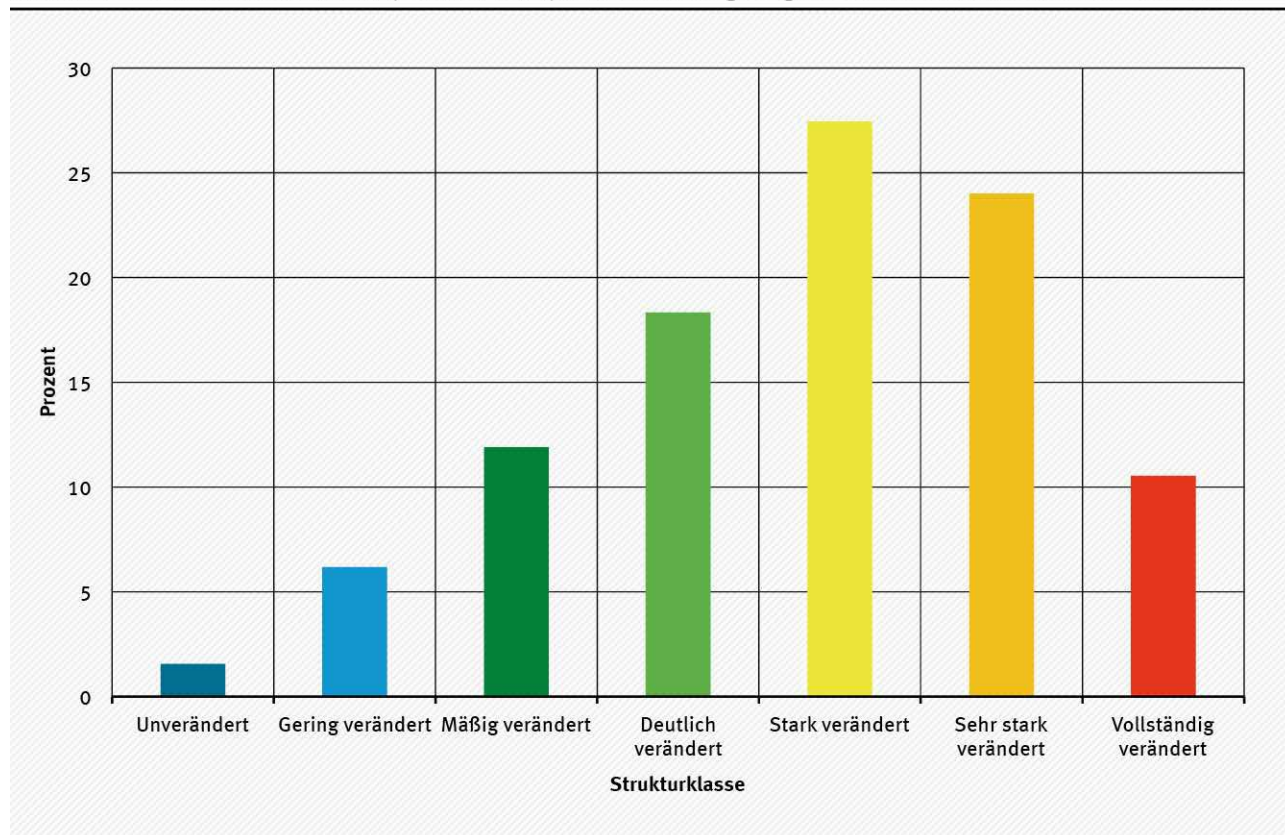
Nur noch 1.200 km (1,6 %) der kartierten Gewässerstrecken sind danach unverändert und gelten damit als vollkommen natürlich. Weitere 13.800 km sind nur gering oder mäßig verändert und wurden in die Klassen 2 und 3 eingestuft (6,2 % gering, 11,9 % mäßig). Diese Bach- und Flussabschnitte finden sich im Alpen- und Voralpengebiet, in den Granit- und Gneislandschaften des Bayerischen Waldes, in einigen Oberläufen der Mittelgebirge, in den Heidelandschaften der norddeutschen Tiefebene und den eiszeitgeprägten Landschaften in Mecklenburg-Vorpommern. In kleinsten Teilen dieser Landschaftsräume sind der Gewässerausbau und die Melioration der gewässerbegleitenden Flächen weitgehend unterblieben.



Kiesbank in der Mulde bei Dessau
Quelle: Stephan Naumann

Abbildung 15

Ergebnis der siebenstufigen Strukturkartierung für Deutschland mittels LAWA vor-Ort- und LAWA-Übersichtsverfahren (Stand 2014). Zu Grunde gelegte Gewässerstrecke: 76.097,4 km.



Quelle: Datenzusammenstellung Umweltbundesamt nach Datenrecherche 2014



Staustufe Koblenz in der Mosel; Urbane Bebauung, verkehrliche Infrastruktur, Wasserkraftnutzung und Schifffahrt sind maßgeblich für den Gewässerausbau
Quelle: Stephan Naumann



Naturnaher Mittelgebirgsbach; Quelle: Stephan Naumann



Für den Hochwasserschutz ausgebauter Mittelgebirgsfluss; Quelle: Stephan Naumann

Der weitaus überwiegende Teil – d. h. über 60.000 km – unserer Flüsse ist „deutlich“ bis „vollständig verändert“ und wird in die Strukturklassen 4 bis 7 eingestuft (18,3 % „deutlich“, 27,4 % „stark“, 24,0 % „sehr stark“, 10,5 % „vollständig verändert“). Dazu zählen die kleineren Flüsse in den Mittelgebirgen, den Hügelländern und der Tiefebene, die in der Vergangenheit zugunsten der Wasserkraft, des Hochwasserschutzes oder der landwirtschaftlichen Nutzung ausgebaut worden sind.

Die großen, stark beeinträchtigten Flüsse sind in der Regel für die Schifffahrt und die Wasserkraftnutzung aufgestaut und mit Wehranlagen und Schleusen versehen worden. Ihre Überschwemmungsgebiete wurden aus Gründen der Urbanisierung, der landwirtschaftlichen Nutzung und des Hochwasserschutzes zu großen Teilen durch Deiche vom Fluss abgetrennt und eingengt. So entstand beispielsweise durch den Ausbau des Oberrheins aus dem bis zu 12 km breiten Flussbett eine

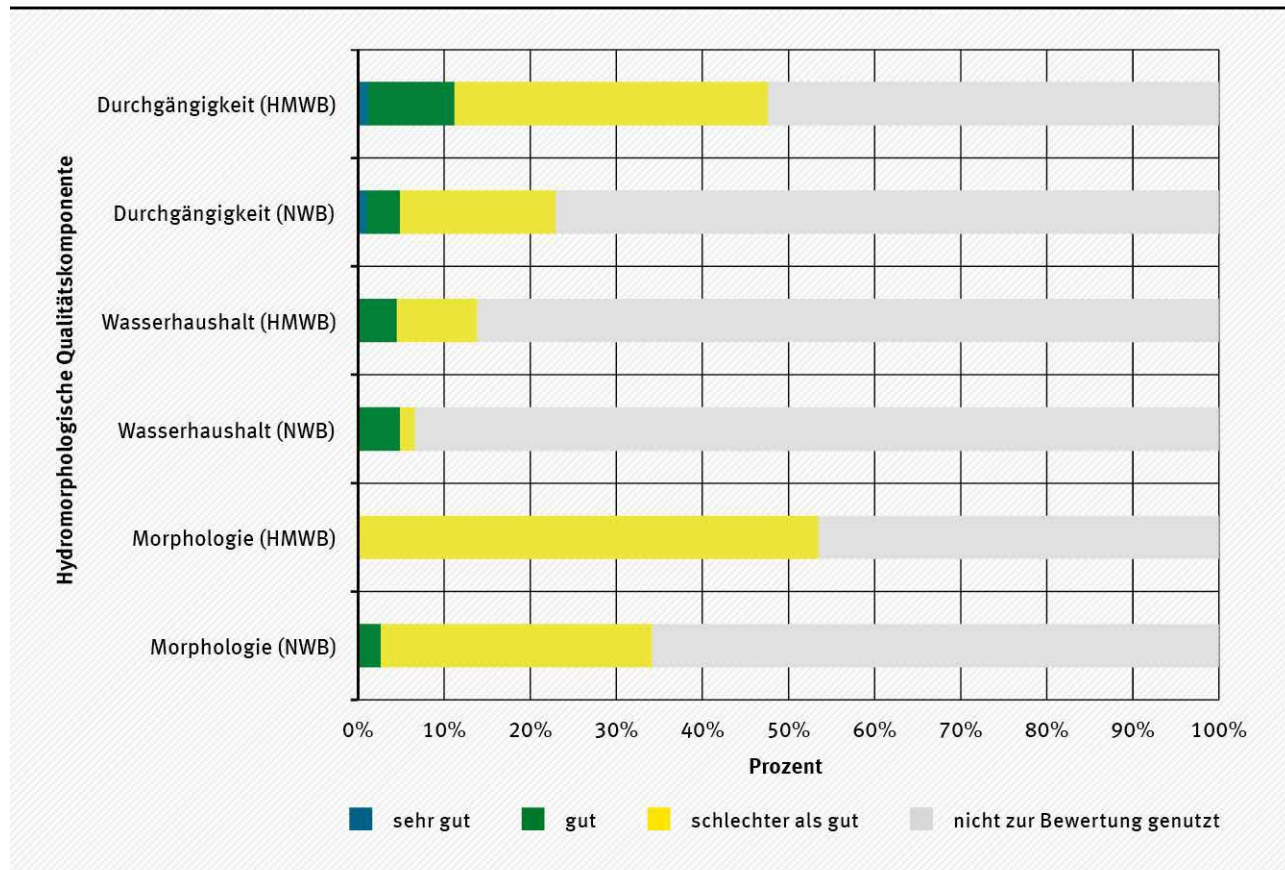
Rinne von 200 bis 250 m Breite; die Rheinauenflächen zwischen Basel und Karlsruhe gingen um 87 % zurück. Insgesamt verringerte sich die natürliche Überschwemmungsfläche am Oberrhein um 60 % oder 130 km², was wiederum erhebliche Aufwendungen für die Abwehr der dadurch erhöhten Hochwassergefährdung der Unterlieger nach sich zog. Ähnliche Verhältnisse liegen an allen großen Strömen in Deutschland vor. Im Auenzustandsbericht des Bundesamts für Naturschutz wird eingeschätzt, dass an den großen Flüssen nur noch 10 bis 20 % der ehemaligen Überschwemmungsflächen zur Retention von Hochwasserereignissen zur Verfügung stehen. Nur noch 10 % der untersuchten Auen in Flussgebieten > 1.000 km² werden als „gering“ oder „sehr gering verändert“ bezeichnet (BMU und BfN 2009). Die größeren Ströme verzeichnen daher beträchtliche Strukturdefizite und sind überwiegend den Strukturklassen „stark“ bis „vollständig verändert“ zugeordnet. Dies unterstreicht die besondere Bedeutung naturnaher Gewässerabschnitte an den großen Flüssen, wie z. B. in der freifließenden Donau ober- und unterhalb der Isarmündung.

Ein weiteres Indiz für die hohe Nutzungsintensität der Flüsse und der dadurch erfolgten hydromorphologischen Beeinträchtigung ist ihre Ausweisung als „erheblich verändertes“ Gewässer. In Deutschland betrifft dies 29 % der Fließlänge der Flüsse. Erheblich veränderte Gewässer (HMWB) sind vor allem im Tiefland ausgewiesen. Von den sand- und kiesgeprägten Strömen zählen nur Elbe, Oder und Abschnitte der Donau nicht zu den erheblich veränderten Gewässern (Abbildung 14a).

Für die Berichterstattung zur Umsetzung der WRRL an die Europäische Kommission wurde die Qualitätskomponente „Morphologie“ für ca. 28.600 km bzw. 34 % der natürlichen Fließgewässer bewertet (LAWA 2016b). Nur 7 % der natürlichen Gewässerstrecken befinden sich demnach in einem Zustand, der eine typspezifische biologische Besiedlung erlauben würde (Abbildung 16). Der Anteil der erheblich veränderten Gewässerstrecken, die sich morphologisch auf einem guten Niveau befinden, ist vernachlässigbar gering. In der Regel wurden erheblich veränderte Gewässerstrecken, sofern sie bewertet wurden, als schlechter als „gut“ klassifiziert (Abbildung 16).

Abbildung 16

Stand der Klassifikation der hydromorphologischen Qualitätskomponenten Morphologie, Wasserhaushalt und Durchgängigkeit in den natürlichen (NWB – 83.800 km) und erheblich veränderten (HMWB – 39.200 km) Fließgewässerstrecken Deutschlands



Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 2016b



Quellnaher Mittelgebirgsbach; Quelle: Stephan Naumann

Qualitätskomponente „Wasserhaushalt“

Das vorliegende Verfahren zur Klassifikation des Wasserhaushalts wurde bisher nur exemplarisch angewandt und befindet sich in der Erprobungsphase (Abbildung 16). Bisher wurden 7 % der natürlichen und 14 % der erheblich veränderten Fließstrecken einer Einschätzung des Wasserhaushalts unterzogen. Dabei wurden 74 % der natürlichen und 32 % der erheblich veränderten Strecken als „gut“ und besser beurteilt (LAWA 16b). Es bleibt jedoch abzuwarten, wie sich die Ergebnisse nach einer vollständigen Klassifikation der belasteten Streckenabschnitte darstellen werden.

Qualitätskomponente „Durchgängigkeit“

Ein naturbelassenes Fließgewässer ist in der Regel stromaufwärts und stromabwärts, aber auch quer zum Strom bis in die begleitenden Auen für wandernde Gewässerorganismen frei passierbar und es findet dem Gefälle folgend ein ungehinderter Transport von festen und gelösten Stoffen statt. Diese freie Passierbarkeit wird unter dem Begriff „Durchgängigkeit“ zusammengefasst.

Die Durchgängigkeit der Fließgewässer wird in Deutschland an ungefähr jedem zweiten Fließkilometer durch ein technisches Bauwerk unterbrochen. Diese Querbauwerke dienen der Trinkwassergewinnung, der Bewässerung, der Wasserkraftnutzung, der Schifffahrt, der Sohlenstützung oder der Anlage von künstlichen

Stauseen zu Erholungszwecken. Bezogen auf das gesamte deutsche Fließgewässernetz von über 500.000 km Länge ist von einem Bestand von ca. 200.000 Querbauwerken in Deutschland auszugehen.

Ein bundeseinheitliches Klassifikationsverfahren für die Durchgängigkeit wird erst zum 3. Bewirtschaftungszyklus zur Verfügung stehen. Die Fachbehörden der Bundesländer nutzen derzeit landeseigene Bewertungsverfahren für die Berichterstattung nach WRRL (Abbildung 16), so dass Aussagen zur Qualität der Durchgängigkeit für 23 % der natürlichen und 48 % der erheblich veränderten Gewässerstrecken getroffen wurden. Bezogen auf diese Streckenanteile wird die Durchgängigkeit in 21 % der natürlichen und 23 % der HMWB-Strecken mit gut und besser klassifiziert (LAWA 16b).

Im Rahmen der Länderinitiative Kernindikatoren (LIKI) wird die Durchgängigkeit mit dem Indikator „Durchgängigkeit Fischaufstieg“ von den meisten Bundesländern regelmäßig bewertet. Der Indikator ist definiert als Anteil der für den Fischaufstieg durchgängigen Querbauwerksstandorte im Verhältnis zur Gesamtzahl der Querbauwerksstandorte in den Gewässern mit Einzugsgebieten größer als 100 km². Potamodrome und diadrome Fischarten wandern im Süßwasser bzw. legen weite Entfernung zwischen Süß- und Salzwasser während ihres Lebenszyklus zurück. Gegenwärtig sind etwa 49 %



Querbauwerk in der Mulde (Raguhn); Quelle: Stephan Naumann

aller bewerteten, signifikanten Querbauwerke in den Wanderrouen dieser Fischarten flussaufwärts durchgängig. Bei diesen besonders bedeutsamen Gewässern sollte die Durchgängigkeit aller Querbauwerksstandorte für den Fischeufstieg angestrebt werden.

Ein Klassifikationsansatz für die Sedimentdurchgängigkeit befindet sich gegenwärtig in der Entwicklung (Keuneke, R. und Donner M. 2016). Deshalb können hier nur beispielhaft als Folgen der fehlenden Sedimentdurchgängigkeit genannt werden, dass sich der Rhein um bis zu 7 m, die Isar um bis zu 8 m und Elbe um bis 1,7 m eintieften. Der Trend zur weiteren Eintiefung hält an. Es ist davon auszugehen, dass die Mehrzahl der Flüsse in Deutschland eine unnatürlich hohe Tiefenerosion aufweist. Dieser Prozess wird oftmals durch nachträglich eingebaute Querbauwerke zur Sohlenstützung maskiert und stromabwärts verlagert. In der Folge ufer der Fluss seltener aus und der Grundwasserspiegel in den begleitenden Auen sinkt. Die natürlicherweise verbundenen Ökosysteme von Fluss und Aue werden entkoppelt.

5.2.3 Nährstoffe

Die Phosphor- und Stickstoffeinträge in die Fließgewässer haben sich durch die Einführung phosphatfreier Waschmittel, Produktionsstilllegungen, Bau und Modernisierung kommunaler und industrieller Kläranlagen (Phosphatfällungsanlagen) sowie den höheren



Fischeufstiegsanlage an der Staustufe Koblenz in der Mosel
Quelle: Stephan Naumann



Grobsandige Sedimente im Bühnenfeld an der Elbe bei Dessau
Quelle: Stephan Naumann

Anschlussgrad der Bevölkerung an die Abwasserreinigung deutlich verringert. Die Hauptquelle der Nährstoffbelastung der Gewässer ist heute die Landwirtschaft, aber auch kommunale Kläranlagen, Kraftwerke, Verkehr und Industriebetriebe tragen zur Nährstoffbelastung bei.

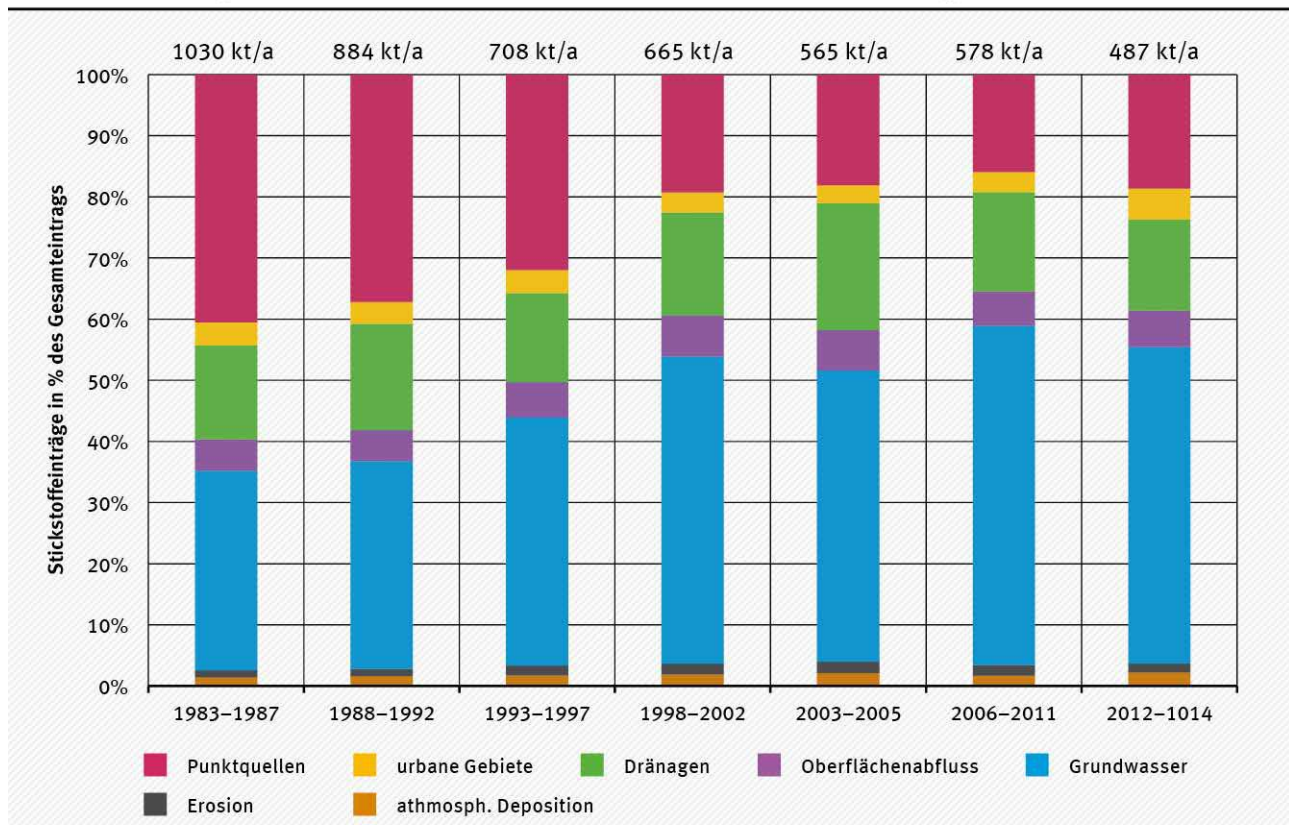
Die Eintragspfade von Nährstoffe werden in Deutschland u. a. mit dem Bilanzierungsmodell MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) berechnet (Fuchs et al. 2017). Nachfolgend werden die aktuellen Modellergebnisse dargestellt. Die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer in Deutschland lagen 2012–2014 bei 487.000 t/a. Im Vergleich zum Zeitraum 1983–1987 (über 1 Mio t jährlich) beträgt die Minderung ca. 50 % (Abbildungen 17, 48, 61). Dies ist überwiegend auf den Rückgang der Stickstoffeinträge aus Punktquellen (kommunale Kläranlagen und industrielle Direktleiter) durch die verbesserte Reinigungsleistung der Kläranlagen zurückzuführen, deren Anteil am Gesamteintrag 19 % beträgt (2012–2014). Die Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen gingen um 35 % zurück. 51 % des Stickstoffs wurden 2012–2014 über das Grundwasser in Oberflächengewässer eingetragen. Damit dominieren die Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft mit ca. 75 % den Stickstoffeintrag in Oberflächengewässer.

Die Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer in Deutschland betrugen im Jahr 2012–2014 ca. 23.000 t/a (Abbildungen 18, 49, 62). Gegenüber dem Vergleichszeitraum 1983–1987 ist dies eine Reduzierung um ca. 59.000 t/a oder 72 %. Auch dies ist überwiegend auf die Verringerung der Einträge aus Punktquellen zurückzuführen (87 %). Trotz der deutlichen Verringerung der Einträge aus Punktquellen haben diese 2012–2014 noch einen Anteil von 34 % an den Gesamteinträgen. Die diffusen Phosphoreinträge konnten in 20 Jahren nur um 29 % reduziert werden. Die Verminderung der Einträge aus urbanen Flächen (Mischkanalisationsüberläufe und Trennkanalisation, nicht angeschlossene Einwohner an eine kommunale Kläranlage oder Kanalisation) hat an der Reduktion der diffusen Einträge den größten Anteil. Bei den diffusen Pfaden dominieren für Phosphor neben den urbanen Flächen die Einträge über das Grundwasser mit 21 % der Gesamteinträge, gefolgt von den Einträgen über die Erosion mit 16 %. Die Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft betragen etwa 50 % der gesamten Phosphoreinträge.

Die Verringerung der Einträge spiegelt sich in einer Abnahme der Konzentrationen in den Gewässern wider. Die Konzentrationen der Phosphor- und Stick-

Abbildung 17

Stickstoffeinträge aus Punkt- und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer in Deutschland



Quelle: Umweltbundesamt (MoRE), Stand: August 2016

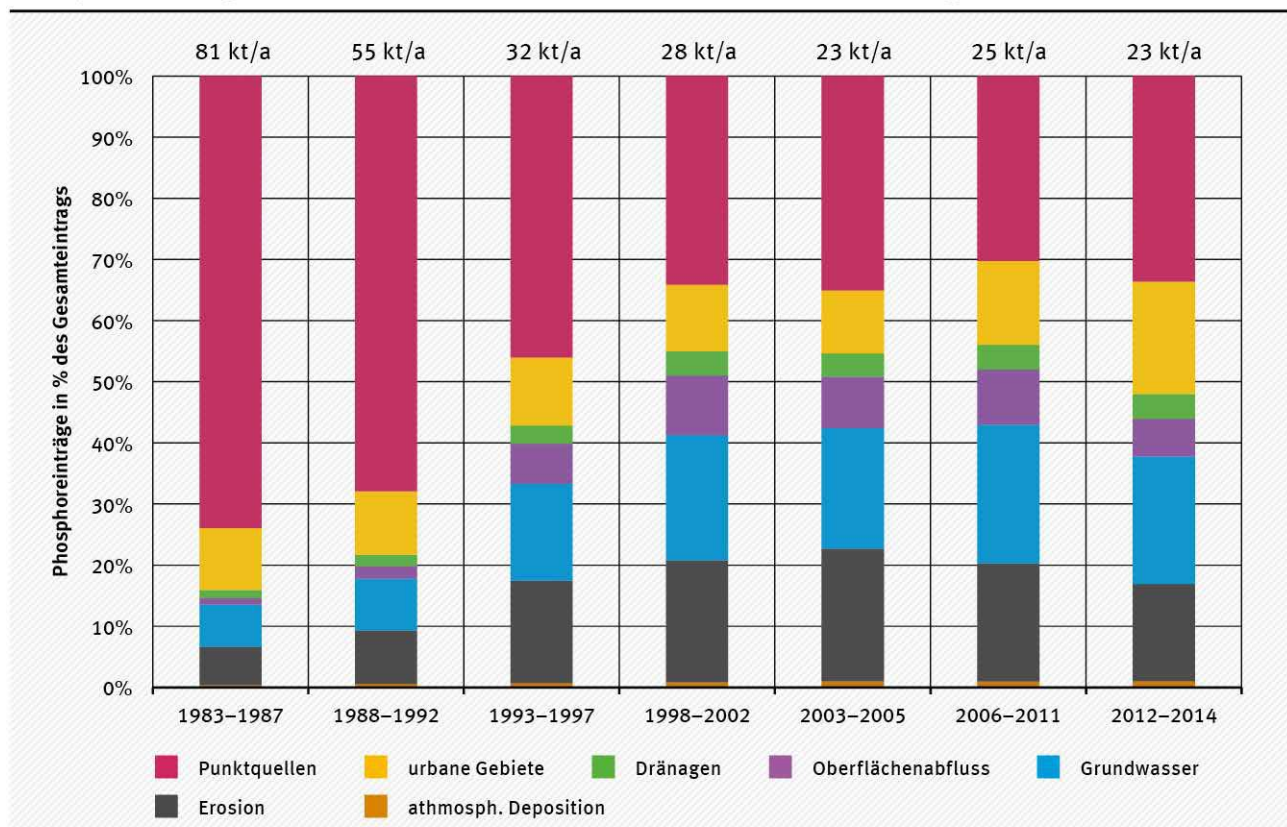
stoffverbindungen werden durch die Abflussverhältnisse beeinflusst. Nicht für alle Messstellen liegen die Abflüsse vor, so dass die Messwerte nicht immer auf den Abfluss normiert werden können. In der Hydrologie werden z. B. Werte von zehn Jahren zu langjährigen Reihen zusammengefasst. Dieses Vorgehen wird nachfolgend auf die Konzentrationen übertragen. Es werden die 90-Perzentile der drei Zehnjahreszeiträume (1986–1995, 1996–2005 und 2006–2015) an den LAWA-Messstellen, an denen für diese Zeiträume mindestens fünf Jahre Daten vorliegen, gemittelt (Abbildung 19). Änderungen der Konzentrationen sind dadurch weniger auf Abflussschwankungen mehr auf die Einträge zurückzuführen. Der Vergleich der ersten beiden 10-Jahreszeiträume 1986–1995 und 1996–2005 zeigt eine sehr starke Abnahme der Konzentrationen bei Phosphor und Ammonium sowohl die Intensität der Abnahme als auch die Anzahl der Messstellen betreffend. Während sich dies bei Ammonium im dritten Zeitraum (2006–2015) fortsetzt, lässt die Abnahme der Phosphorkonzentrationen nach. An einigen Messstellen steigen sie sogar wieder leicht an, bleiben aber unter den Konzentrationen des ersten Zeitraums. Die Konzentrationen von Nitrat nahmen langsamer ab.

Auch die Verteilung der Messstellen auf die Güteklassen (s. Kap. 5.1.5) in den Jahren 1982 bis 2015 lässt diesen Rückgang erkennen (Abbildungen 20–22). Während die Konzentrationen von Gesamtphosphor und Ammonium-Stickstoff bereits Anfang der 1990er Jahre zurückgingen, setzt bei Nitrat-Stickstoff erst ab Mitte der 1990er Jahre eine Reduzierung ein. Diese ist geringer als bei Gesamtphosphor und Ammonium-Stickstoff.

Die Phosphor- und Stickstoff-Konzentrationen liegen aber immer noch nicht überall in den Bereichen, die ein Erreichen eines guten ökologischen Zustands/Potenzials ermöglichen (Kap. 4.2.1, 5.1.4). Der Orientierungswert wird 2015 bei Ammonium an 89 % der Messstellen und bei Phosphor an 30 % der Messstellen eingehalten. Für Nitrat gibt es neben einem „Zielwert“ in Höhe von 2,5 mg N/l den Aktionswert in Höhe von 50 mg NO₃/l (s. Kap. 4.2.3, entspricht 11,3 mg/l Nitrat-Stickstoff). Der Aktionswert wird 2015 zwar an allen LAWA-Messstellen eingehalten. Allerdings liegen 2015 die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen nur an 19 % der LAWA-Messstellen unter dem „Zielwert“. Weitere Auswertungen sind der Internetseite <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/fluesse/zustand/naehrstoffe> zu entnehmen.

Abbildung 18

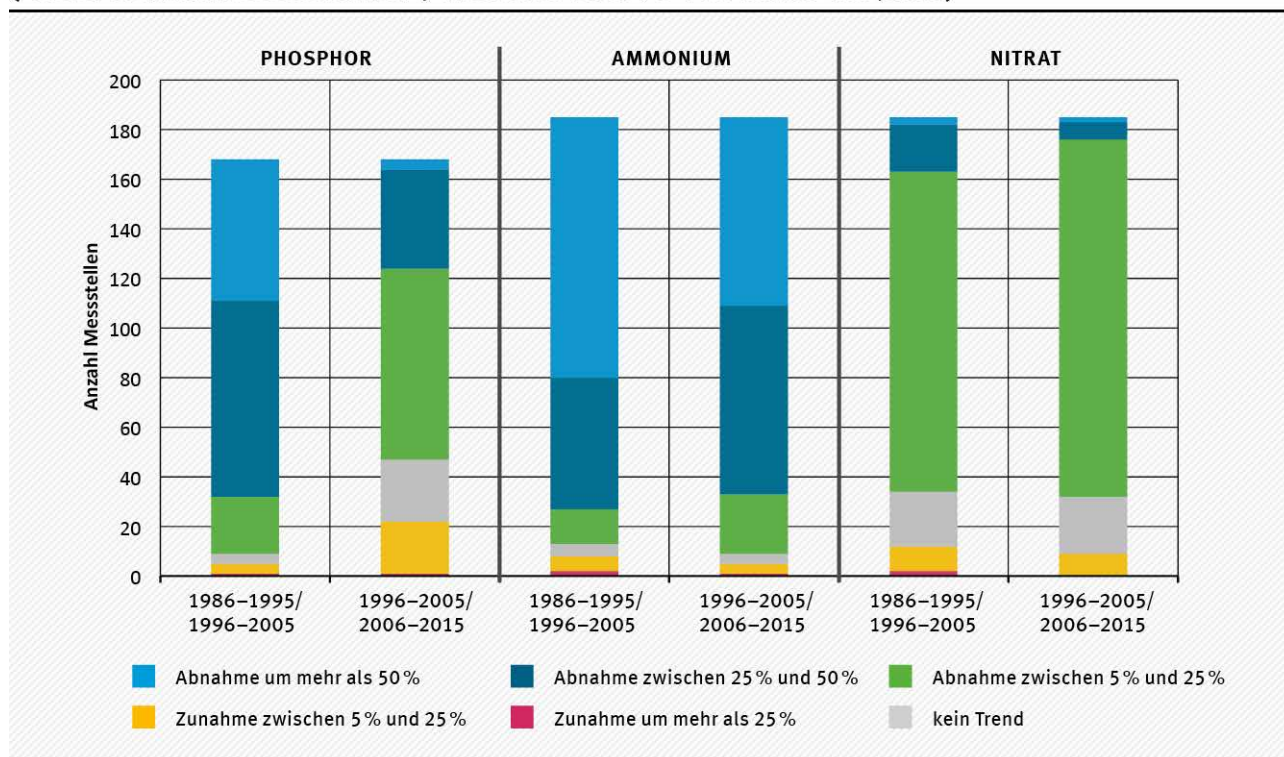
Phosphoreinträge aus Punkt- und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer in Deutschland



Quelle: Umweltbundesamt (MoRE), Stand: August 2016

Abbildung 19

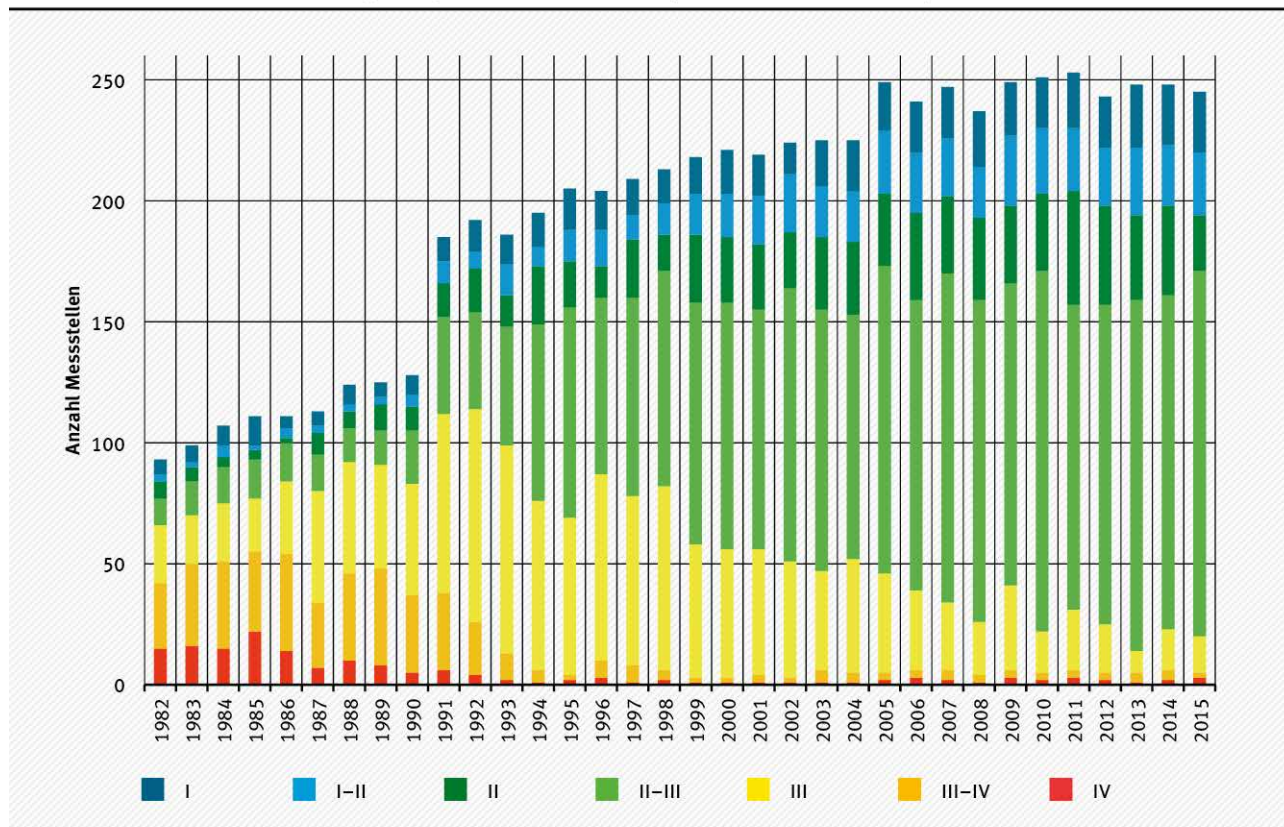
Veränderung der Konzentrationen von Gesamtposphor, Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff 1982–1995 gegenüber 1996–2005 und 1996–2005 gegenüber 2006–2015 (Basis: LAWA-Messstellennetz; Mittelwert der 90-Perzentile der Jahre)



Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben der LAWA

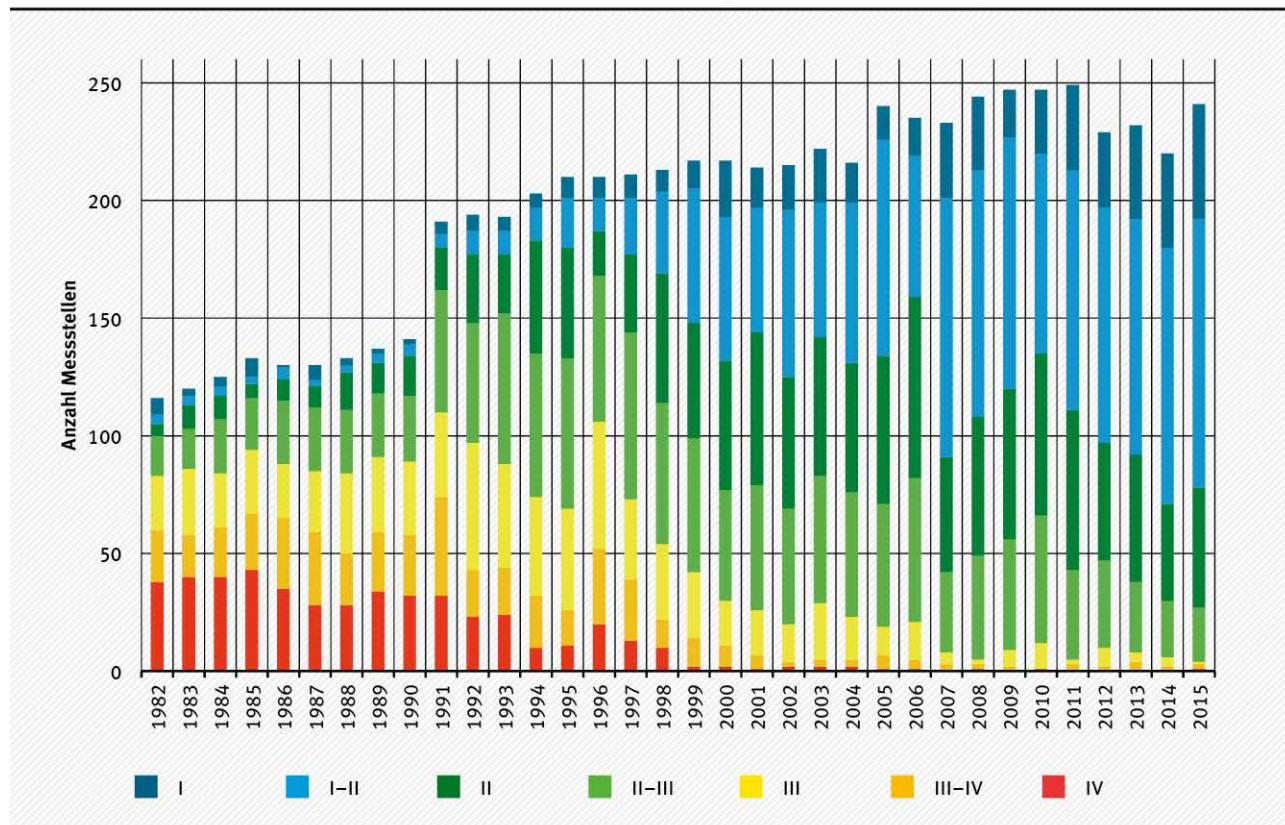
Abbildung 20

Güteklassifikation Gesamtposphor 1982–2015 (LAWA-Messstellen)



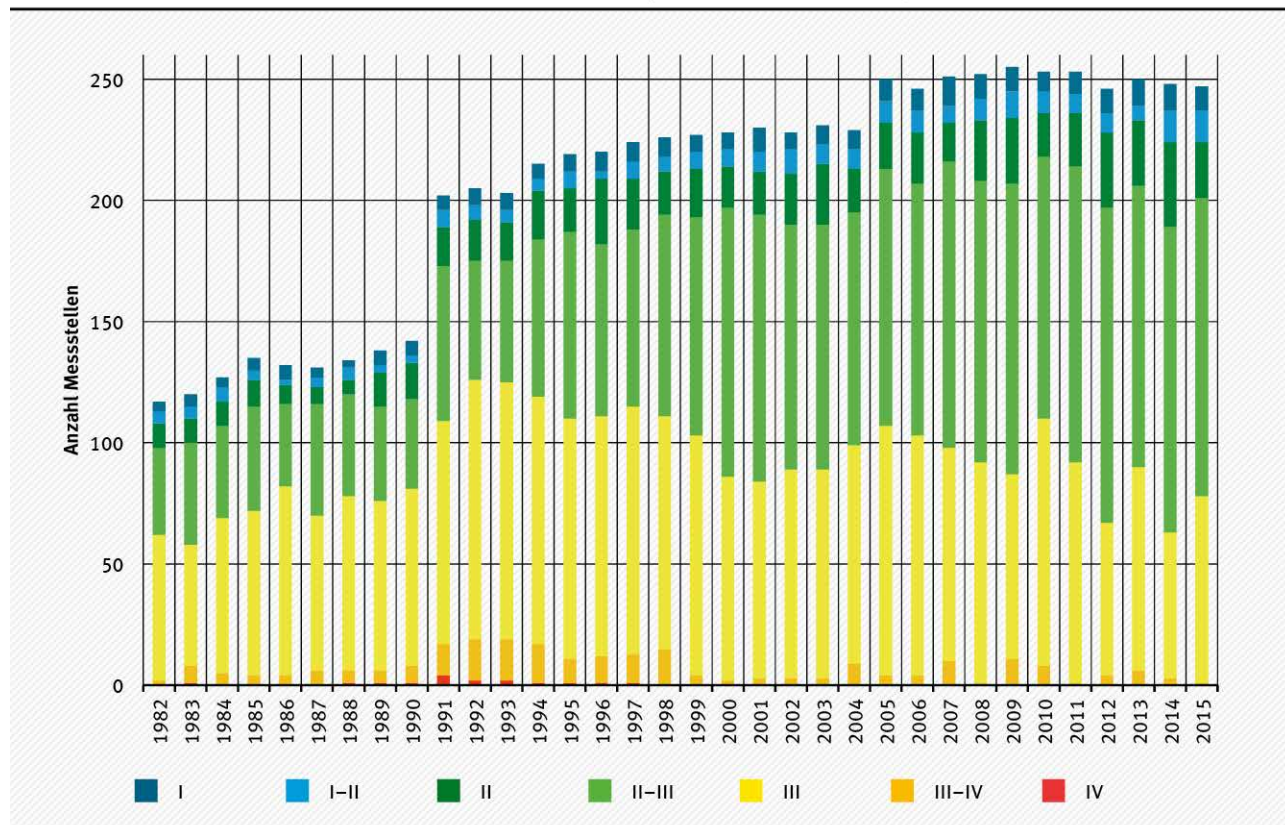
Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben der LAWA

Abbildung 21

Güteklassifikation Ammonium-Stickstoff 1982–2015 (LAWA-Messstellen)

Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben der LAWA

Abbildung 22

Güteklassifikation Nitrat-Stickstoff 1982–2015 (LAWA-Messstellen)

Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben der LAWA

5.2.4 Schwermetalle und Metalloide

Die Einträge von Metallen in Oberflächengewässer haben sich durch den Bau und die Modernisierung von kommunalen und industriellen Kläranlagen in den letzten Jahrzehnten deutlich verringert. Bei Schwermetallen ist eine drastische Reduzierung der industriellen Direkteinträge (Punktquellen) beobachtbar. Den entscheidenden Beitrag haben daran gesetzliche Maßnahmen in der Industrie und der Rückgang der industriellen Produktion seit 1990.

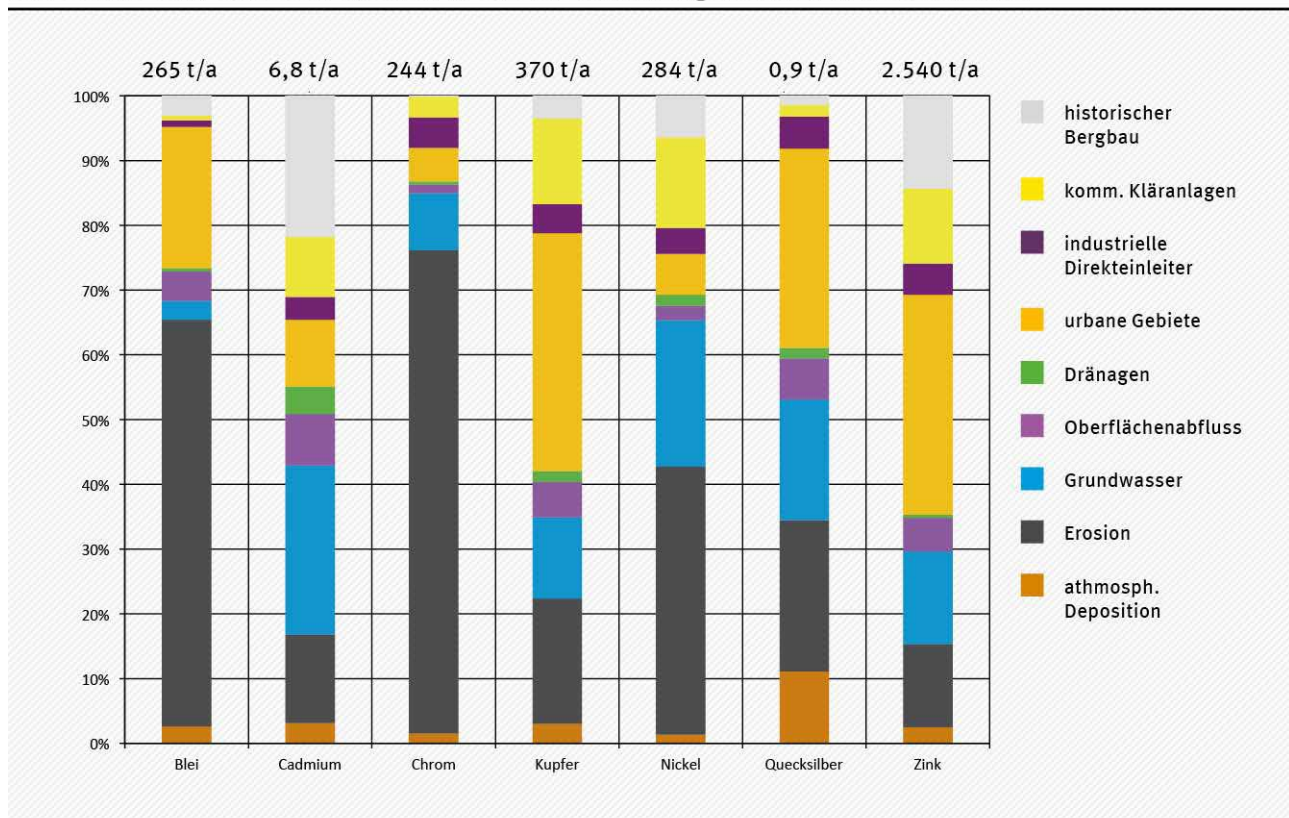
Nach Eintragsmodellierungen mit dem Bilanzierungsmodell MoRE spielten 2012–2014 industrielle Direkt-einleitungen mit 1 % (Blei) bis 5 % (Quecksilber, Zink, Chrom) nur noch eine untergeordnete Rolle. Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen sind zwar nach wie vor hoch, jedoch dominieren auch 2012–2014 die Einträge aus diffusen Quellen mit 65 % (Cadmium) bis 92 % (Quecksilber, Chrom). Die wichtigsten diffusen Eintragspfade waren die Erosion, der Grundwasserzufluss und urbane Flächen. Durch Erosion werden vor allem Chrom (74 %) und Blei (62 %) in die Gewässer eingetragen. Bei Nickel (41 %) überwiegt der geogene Eintrag über den Grundwasserpfad. Mit Ausnahme

von Nickel und Chrom stammt ein hoher Schwermetalleintrag in die Oberflächengewässer auch aus urbanen Flächen, zu denen Einträge aus Misch- und Trennkanalisation gehören. Dabei werden besonders hohe Anteile am Gesamteintrag für Kupfer (37 %), Zink (33 %) und Quecksilber (31 %) erreicht. Da in den Mischsystemen ein nicht unbedeutender Anteil des Niederschlagsabflusses zur Kläranlage weitergeleitet wird, ergibt sich für die meisten Schwermetalle eine geringere Gewässerbelastung aus dieser Quelle als beim Trennsystem. Bei Zink, Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei und Arsen kann auch der historische Bergbau (alte Stollen) einen hohen Anteil am Gesamteintrag haben (Abbildung 23).

Die Bewertung der Metalle erfolgt anhand der gelösten Konzentrationen (Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Selen, Silber, Thallium), der Konzentrationen in Schwebstoff (Arsen, Chrom, Kupfer, Zink) sowie in Bio-ta (Quecksilber) (s. Kap. 4.2.2 und 4.2.3). Während für die Bewertung von Schwebstoff- und gelösten Konzentrationen an einer größeren Anzahl LAWA-Messstellen Daten vorliegen, wurden Fisch-Monitoringprogramme für Quecksilber und andere Schadstoffe erst in den

Abbildung 23

Schwermetalleinträge (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink) 2012–2014 aus Punkt- und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer in Deutschland



Quelle: Umweltbundesamt (MoRE), Stand: September 2016

letzten Jahren an einigen Messstellen etabliert (s. Kap. 5.2.9). Messungen der Umweltprobenbank belegen, dass die Quecksilberkonzentration in Fisch insbesondere in den 90er Jahren stark abgenommen hat (s. <https://www.umweltprobenbank.de/de>). Erste Messungen in Fischen der Bundesländer zeigen, dass die Umweltqualitätsnorm für Quecksilber von $20 \mu\text{g/kg}$, die für den Schutz fischfressender Wildtiere wie z. B. Fischotter und Fischadler abgeleitet wurde, immer noch nahezu überall überschritten wird. Es wird vermutet, dass neben Ferntransport historisch bedingte Quecksilberdepots in den Gewässersedimenten, z. B. in Stillwasserbereichen, die wesentliche Ursache dafür sind.

2013–2015 treten Überschreitungen der Umweltqualitätsnorm im Schwebstoff bei Zink, Kupfer und Arsen auf. Die Umweltqualitätsnormen für gelöste Konzentrationen werden ebenfalls an einigen Messstellen bei Nickel und Cadmium überschritten (Abbildung 24). Während die Probleme mit Arsen und Cadmium an Messstellen mit Stollen des Altbergbaus im Einzugsgebiet (z. B. Mulde) auftreten, werden die Überschreitungen der Umweltqualitätsnorm bei Kupfer vorwiegend

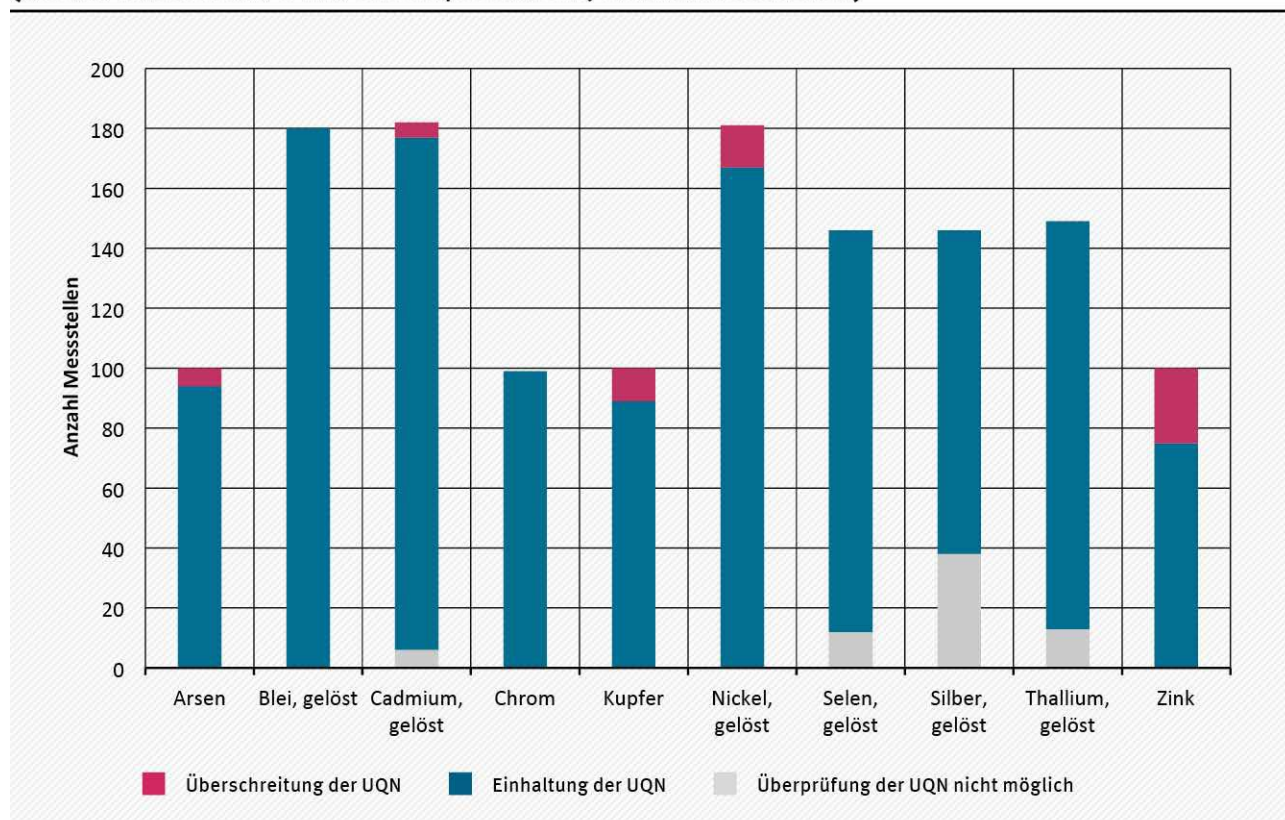
unterhalb von Ballungsräumen (z. B. Mündung der Spree) festgestellt. Bei Zink liegen im Einzugsgebiet der belasteten Messstellen Großstädte oder Altbergbaustollen. Bei Nickel wurde die gelöste Konzentration zur Bewertung herangezogen. Werden die Nickel-Konzentrationen auf den bioverfügbaren Anteil bezogen, wird sich die Anzahl der Messstellen mit Überschreitung der Jahresdurchschnitt-Umweltqualitätsnorm (JD-UQN) wahrscheinlich verringern. Belastungsschwerpunkte sind nicht erkennbar.

5.2.5 Industriechemikalien

Durch die industrielle und kommunale Abwasserbehandlung werden Industriechemikalien überwiegend diffus in Gewässer eingetragen. Der hohe Anteil diffuser Einträge wird am Beispiel der Stoffgruppe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK – hier PAK_{16}) deutlich. Nach Eintragsmodellierungen mit dem Bilanzierungsmodell MoRE wurden in Deutschland 2012–2014 rund $16.300 \text{ kg PAK}_{16}$ pro Jahr in die Oberflächengewässer eingetragen, der größte Anteil über urbane Systeme, gefolgt von der atmosphärischen Deposition auf die Gewässerflächen, Binnenschifffahrt und Erosion (Tabelle 16).

Abbildung 24

Vergleich der Jahresmittelwerte 2013–2015 mit der Umweltqualitätsnorm der Metalle (Matrix Wasser und Schwebstoff/Sediment, LAWA-Messstellen)



Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben der LAWA

Tabelle 16

PAK₁₆-Einträge in die Oberflächengewässer in Deutschland (Zeitraum 2012–2014); Werte gerundet

Eintragspfade	Σ EPA-PAK ₁₆ [kg/a]
Atmosphärische Deposition	4.376
Erosion	1.200
Grundwasserzufluss	135
Industrielle Direkteinleiter	80
Binnenschifffahrt	1.360
Oberflächenabfluss	940
Drainagen	10
Urbane Systeme	7.350
Kommunale Kläranlagen	970
Summe	16.300

Quelle: Umweltbundesamt (MoRE), Stand: August 2016

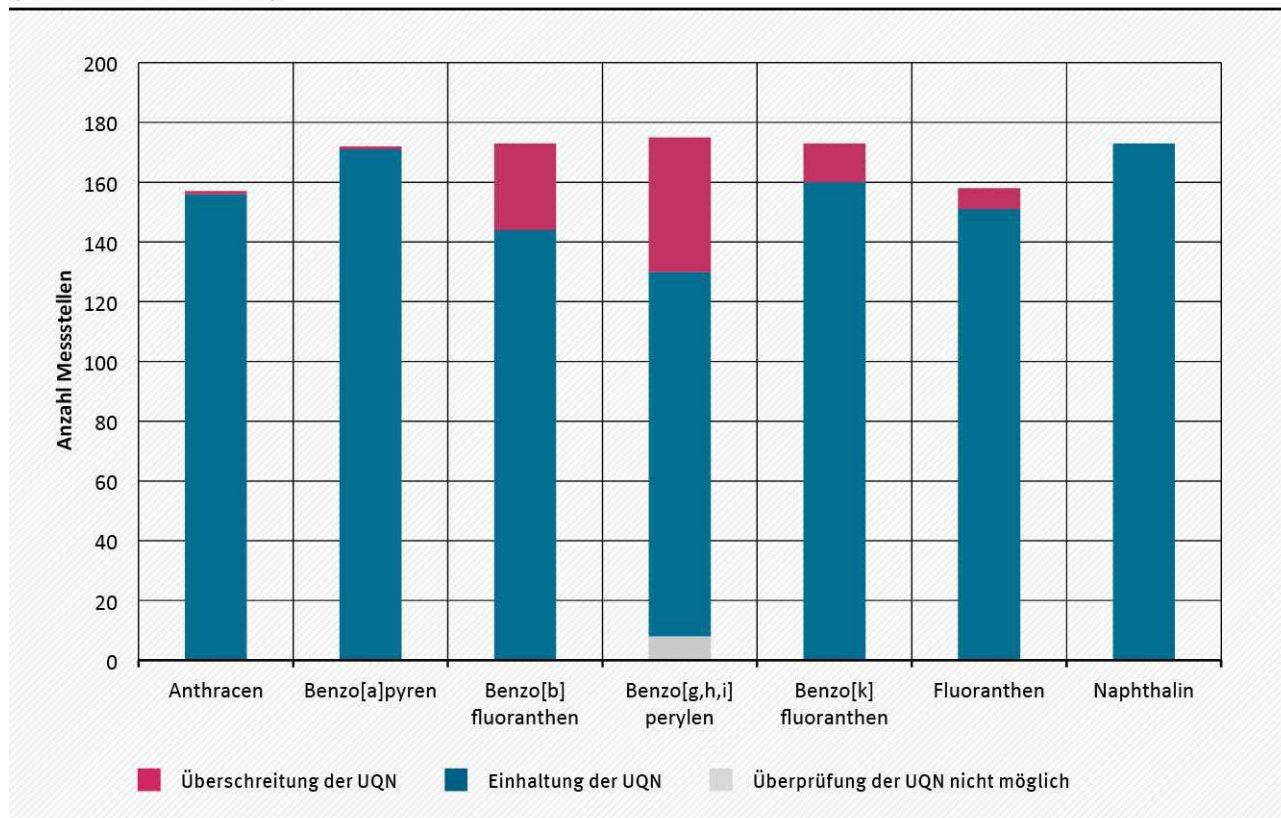
Acht der PAK₁₆ sind europaweit geregelt (Kap. 4.2.3). Die PAK-Konzentrationen von Fluoranthen und Benzo[a]pyren werden sowohl anhand der Konzentration in Muscheln (Biota-Umweltqualitätsnorm (Biota-UQN)) als auch der Konzentrationen der Gesamtwasserphase (zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN)) bewertet.

Der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz hat 2016 Untersuchungsergebnisse von Muscheln veröffentlicht, die aus Aller, Elbe, Ems, Vechte und Weser entnommen wurden (NLWKN 2016). Die Konzentrationen von Fluoranthen und Benzo[a]pyren liegen unter den jeweiligen Umweltqualitätsnormen. Vergleiche der maximalen Gesamtkonzentrationen mit der ZHK-UQN an den LAWA-Messstellen weisen aber auf Belastungen insbesondere mit Benzo[g,h,i]perylen hin (Abbildung 25). Für alle weiteren Industriechemikalien der Tabellen 7 und 8 liegen die Konzentrationen unter den Umweltqualitätsnormen (s. a. Abbildung 28).

5.2.6 Pestizide

Pflanzenschutzmittel und Biozide werden vorrangig über diffuse Quellen (z. B. Auswaschung von landwirtschaftlichen Flächen, Auswaschung aus Hausanstrichen) in die Gewässer eingetragen. Von den 61 Wirkstoffen, die in der Oberflächengewässerverordnung geregelt sind (s. Kap. 4.2.2. und 4.2.3) und in Pflanzenschutzmitteln und/oder Bioziden eingesetzt werden oder wurden, halten 30 die Umweltqualitätsnormen im Zeitraum 2013–2015 ein. Bei weiteren 15 Wirkstoffen kann

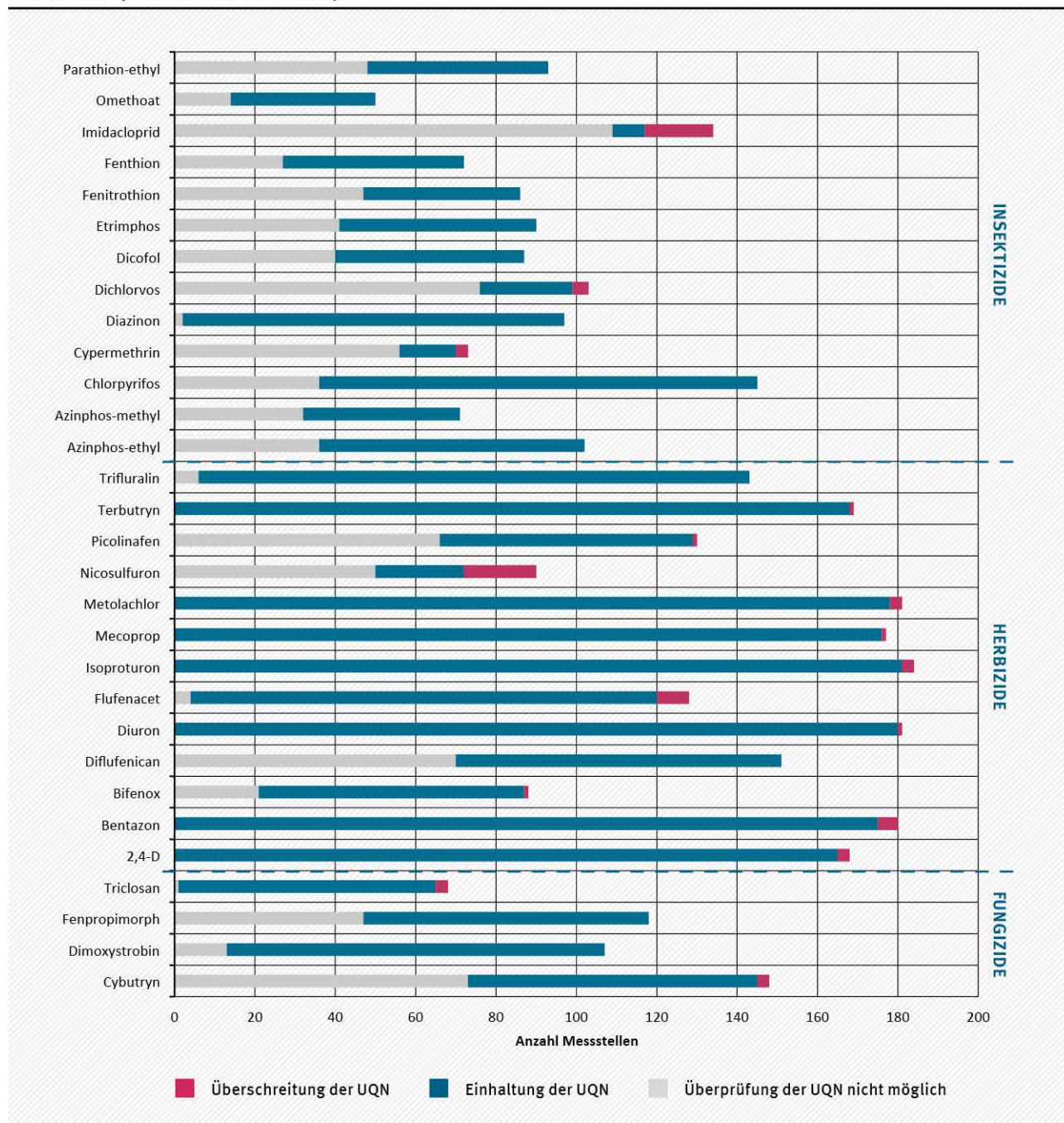
Abbildung 25

Vergleich der Jahresmittelwerte 2013–2015 mit der Umweltqualitätsnorm der PAK (LAWA-Messstellen)


Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben der LAWA

Abbildung 26

Vergleich der Jahresmittelwerte 2013–2015 mit der Umweltqualitätsnorm ausgewählter Pestizide (LAWA-Messstellen)



Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben der LAWA

die Umweltqualitätsnorm nicht immer auf Einhaltung geprüft werden, da die Bestimmungsgrenze oberhalb der Umweltqualitätsnorm liegt (Abbildung 26). Überschreitungen treten bei den Wirkstoffen Nicosulfuron, Imidacloprid, Flufenacet, Bentazon, Dichlorvos, 2,4-D, Cybutryn, Cypermethrin, Isoproturon, Metolachlor, Triclosan, Bifenox, Diuron, Mecoprop, Picolinafen und Terbutryn auf (in absteigender Reihenfolge der Anzahl Messstellen mit Überschreitung).

5.2.7 Persistente Organische Schadstoffe nach der Stockholm Konvention

Die Stockholm-Konvention sieht international die Beendigung oder Einschränkung der Produktion, Verwendung und Freisetzung von persistenten organischen Schadstoffen („Persistent Organic Pollutants“, POP) vor. Sie ist in der EU in eine direkt geltende EU-Verordnung (VO 850/2004/EG) umgesetzt und mit umfangreichen Berichtspflichten für die Mitgliedstaaten verbunden.

Weitere Erläuterungen dazu sind der Internetseite <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/chemikalien-management/stockholm-konvention> zu entnehmen. 14 POP sind auch in der Oberflächengewässerverordnung geregelt (s. Kap. 4.2.2 und 4.2.3).

Für die Bromierten Diphenylether (BDE), Heptachlor, Hexabromcyclododecan (HBCDD), Hexachlorbenzol (HCB), Hexachlorbutadien und Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) sind in der Oberflächengewässerverordnung Umweltqualitätsnormen sowohl für die Konzentrationen im Schwebstoff/Sediment (polychlorierte Biphenyle (PCB)) oder in Biota als auch für Gesamtwasserkonzentrationen festgelegt. Vorrangig sind in diesen Fällen die Messungen im Schwebstoff/Sediment (PCB) oder in Biota für die Bewertung heranzuziehen (Kap. 4.2.2, 4.2.3). Für Biota liegen nur wenige Messungen im Kontext der Oberflächengewässerverordnung vor (s. Kap. 5.2.8). Die Umweltqualitätsnormen für die Gesamtwasserproben der POP sind entweder so niedrig (JD-UQN), dass die Bestimmungsgrenze über der Umweltqualitätsnorm liegt und diese daher nicht auf Einhaltung geprüft werden kann, oder sie werden eingehalten (ZHK-UQN).

Messungen in Schwebstoff/Sedimenten liegen für viele Messstellen vor. Es treten im Zeitraum 2013–2015 Überschreitungen bei PCB101, PCB138, PCB153 und PCB180 auf. Die Konzentrationen in der Elbe sind aufgrund von Einträgen bei der Sanierung einer Eisenbahnbrücke in der Tschechischen Republik wieder gestiegen.

Für Dioxine ist eine Umweltqualitätsnorm nur für Biota festgelegt (s. a. Kap. 5.2.8).

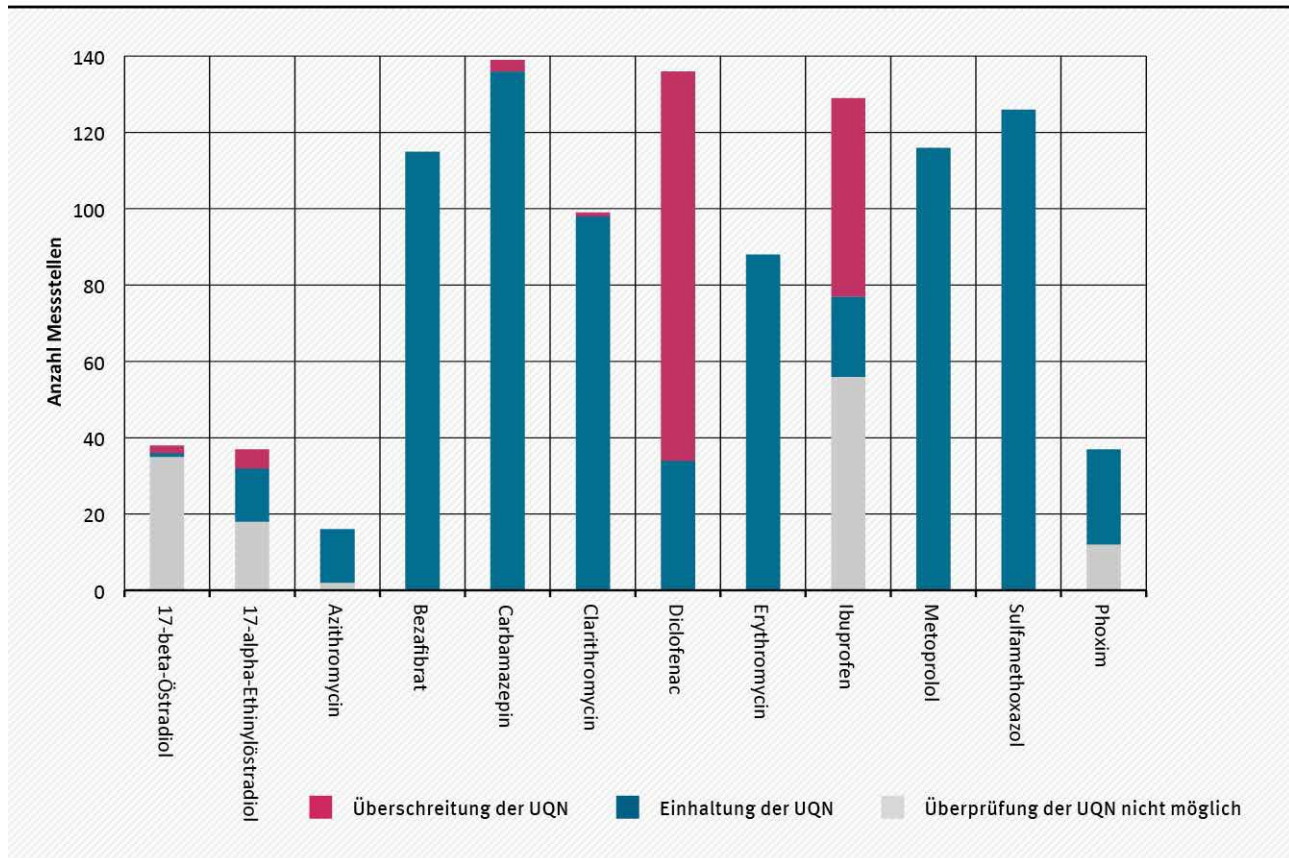
Für POP mit Umweltqualitätsnormen nur für die Gesamtwasserkonzentrationen werden bei den Cyclodien Pestiziden (Drine), Endosulfan, Pentachlorbenzol, Pentachlorphenol und der Summe DDT diese eingehalten, bei der Summe der Hexachlorcyclohexane (HCH) und 4,4-DDT an sehr wenigen Messstellen überschritten (Abbildung 28).

5.2.8 Arzneimittel

Für Humanarzneimittel wurden bisher keine Umweltqualitätsnormen in der Oberflächengewässerverordnung festgelegt. Es gibt aber sowohl auf europäischer als auch auf nationaler Ebene erarbeitete Umweltqualitätsnorm-Vorschläge (s. Tabelle 17).

Abbildung 27

Vergleich der Jahresmittelwerte 2013–2015 mit den Umweltqualitätsnorm-Vorschlägen der Arzneimittel (LAWA-Messstellen)



Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben der LAWA

Tabelle 17

Umweltqualitätsnorm-Vorschläge für Arzneimittelwirkstoffe

Stoffname	Umweltqualitätsnorm-Vorschlag in µg/l
17-α-Ethinylöstradiol	0,000035
17-β-Östradiol	0,00004
Azithromycin	0,09
Bezafibrat	2,3
Carbamazepin	0,5
Clarithromycin	0,13
Diclofenac	0,05
Erythromycin	0,2
Ibuprofen	0,01
Metoprolol	43
Sulfamethoxazol	0,6

Quelle: EU Dossier 2017, Wenzel et al. 2015

Der Vergleich der Umweltqualitätsnorm-Vorschläge mit den Jahresmittelwerten 2013–2015 an den LAWA-Messstellen (Abbildung 27) zeigt vereinzelte Überschreitungen bei den Humanarzneimitteln Carbamazepin, Clarithromycin und den hormonell wirksamen Stoffen 17-α-Ethinylöstradiol und 17-β-Östradiol. Häufiger treten Überschreitungen bei Diclofenac und Ibuprofen auf. Bei Ibuprofen, den Hormonen und dem Tierarzneimittel Phoxim ist die Prüfung der JD-UQN bzw. der Umweltqualitätsnorm-Vorschläge auf Einhaltung nicht immer möglich, da die Bestimmungsgrenze über dem Zielwert liegt.

5.2.9 Chemischer Zustand

Für die prioritären Stoffe der Anlage 8 der Oberflächengewässerverordnung (s. Kap. 5.2.3) ist nach Oberflächengewässerverordnung § 4 eine Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste durchzuführen. Im ersten Bericht zur Bestandsaufnahme prioritärer Stoffe wurden durch die Bundesländer nicht für alle dieser Stoffe Einleitungen in die Gewässer ermittelt (LAWA 2016a). Das macht deutlich, dass auch diffuse Quellen für Einträge der in der Umweltqualitätsnormrichtlinie geregelten Stoffe verantwortlich sind (s. a. Kap. 5.2.3 und 5.2.4). Eine Übersicht über die direkten Einleitungen in die Gewässer, die an das Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (PRTR = Pollutant Release and Transfer Register) für das Berichtsjahr 2014 gemeldet wurden (genannt: Freisetzung in Wasser), gibt Tabelle 18. Industriebetriebe unterliegen dann einer PRTR-Berichtspflicht, wenn sie eine der in Anhang I der EU-Verordnung 166/2006 (E-PRTR-VO) genannten industriellen Tätigkeit ausüben und wenn sie mindestens einen der in Anhang II der E-PRTR-VO genannten Schadstoffe in Mengen oberhalb des jeweiligen dort aufgeführten Schwellenwertes freisetzen bzw. in Abwasser verbringen. Sind die o.a. Voraussetzungen erfüllt ist der Betreiber verpflichtet die Emissionen in Luft, in Wasser, in Boden bzw. die Verbringung von in Abwasser enthaltenen Schadstoffen an das PRTR zu melden. Bei PRTR handelt es sich um eine jährliche Berichtspflicht. Die PRTR-Daten sind auf der Internetseite www.thru.de eingestellt.

Tabelle 18

Meldungen für Freisetzung in Wasser für Stoffe der Anlage 8 der Oberflächengewässerverordnung, Berichtsjahr 2014

Stoff	Freisetzung in Wasser	Einheit
1,2-Dichlorethan	38,5	kg/a
Benzol	252	kg/a
Blei und Verbindungen	5.570	kg Pb/a
Cadmium und Verbindungen	477	kg Cd/a
Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	1.170	kg/a
Dichlormethan	182	kg/a
Dioxine und Furane	0,000172	kg TEQ/a
Diuron	27,74	kg/a
Endosulfan	0,00	kg/a
Fluoranthren	4,00	kg/a
Hexachlorbenzol (HCB)	0,00	kg/a
Hexachlorcyclohexan	2,77	kg/a
Isoproturon	5,65	kg/a
Nickel und Verbindungen	25.200	kg Ni/a
Nonylphenol und Nonylphenolethoxylate (NP/NPE's)	942	kg/a
Octylphenole und Octylphenolethoxylate	111	kg/a
PAK	57,5	kg/a
Quecksilber und Verbindungen	204	kg Hg/a
Trichlormethan	683	kg/a

Quelle: Umweltbundesamtes nach PRTR 2016

Auffallend ist, dass die für das Berichtsjahr 2014 gemeldeten Gesamt-Freisetzungsmengen (Tabelle 18) für die Stoffe Diuron (Pestizid, 27,74 kg/a), Nonylphenol (942 kg/a) und Octylphenol (111 kg/a) (beides organische Stoffe) um ein Vielfaches höher liegen als ihre gemeldeten Gesamt-Freisetzungsmengen für das Berichtsjahr 2011. Für die drei genannten Stoffe machen im Berichtsjahr 2014 die kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen mit einer Leistung von 100.000 Einwohnerequivalenten den Hauptanteil meldender PRTR-Betriebe aus. Seit 2011 ist eine stetige Zunahme von kommunalen Kläranlagen zu beobachten, die die Freisetzung von Diuron, Nonylphenol und Octylphenol in das Wasser nach PRTR berichten, wobei einzelne Kläranlagen hohe Stofffrachten in 2014 vorweisen:

- ▶ Emscherogenossenschaft Emscherkläranlage: 17,7 kg/a Diuron (Anteil von 64 %)
- ▶ Emscherogenossenschaft Emscherkläranlage: 510 kg/a Nonylphenol und Nonylphenoethoxylate (NP/NPE's) (Anteil von 55 %)
- ▶ Kläranlage Niederrad: 63 kg/a Octylphenole und Octylphenoethoxylate (Anteil von 57 %) (PRTR 2016).

Grund hierfür dürfte nicht eine effektive Zunahme der Einträge sondern die größere Aufmerksamkeit sein, die den Einträgen der prioritären Stoffen aus kommunalen Abwassereinleitungen gewidmet wird. Dies führt zu häufigeren und aufwendigeren Messungen der Einleitungssfracht.

Für Diuron gibt es derzeit keine zugelassenen Anwendungen als Pflanzenschutzmittel in Deutschland. Unter der Biozidverordnung (EU 528/2012) ist der Wirkstoff Diuron notifiziert für Beschichtungsschutzmittel und für Schutzmittel für Baumaterialien. Der Wirkstoff wird derzeit im EU-Altwerkstoffprogramm bewertet. Bis zu einer Entscheidung über die Genehmigung des Wirkstoffs können Biozidprodukte mit diesem Wirkstoff zulassungsfrei für die genannten Produktarten vermarktet und verwendet werden. Diuron gelangt durch die Anwendung z. B. in Hausanstrichen über das Regenwasser in die Kläranlagen.

Nonyl- und Octylphenol und deren Ethoxylate sind aufgrund ihrer hormonellen Wirkung besonders besorgniserregende Stoffe im Sinne der EU-Chemikalienverordnung REACH. Sie unterliegen in der EU bestimmten Verwendungsbeschränkungen. Für Nonylphenol und seine Ethoxylate berät die EU derzeit über eine Erweiterung der Beschränkung auf den Einsatz in Textilien. Für die Herstellung und Verwendung von Nonylphenol- und Octylphenol-Ethoxylate ist eine Zulassungspflicht vorgesehen. Sie können jedoch mit Textilien, in Farben, Lacken und Klebstoffen importiert werden und z. B. beim Waschen in die Kläranlagen gelangen (UBA 2016).

Die WRRL sieht auch für die Bewertung des chemischen Zustands den Ansatz „One out all out“ vor. Das heißt, wird für einen Stoff die Umweltqualitätsnorm überschritten, ist der chemische Zustand „nicht gut“. In Deutschland wird der chemische Zustand für 100 % der Oberflächenwasserkörper der Fließgewässer als „nicht gut“ beurteilt (LAWA 2016b), weil durchgängig die Biota-Umweltqualitätsnorm für Quecksilber überschritten ist. Es liegen nicht für alle Fließgewässer Messwerte für Quecksilber in Fischen vor. Da auch in weitgehend unbelasteten Gewässern die Konzentrationen von Quecksilber in Fischen die Umweltqualitätsnorm überschreiten, wird angenommen, dass dies auf alle Fließgewässer zutrifft. Daher wurden die vorliegenden Ergebnisse übertragen (s. a. Broschüre „Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015“). Trotzdem ist auch die Bewertung der anderen Stoffe des chemischen Zustands anhand der Umweltqualitätsnormen erforderlich.

Während in Deutschland seit vielen Jahren Messungen im Schwebstoff/Sediment erfolgen, wurde eine abgestimmte Methodik zur Messung in Biota von der LAWA erst 2016 beschlossen. Daher liegen auch nur wenige Messwerte vor, die nach dieser Methodik erhoben wurden. Tabelle 19 führt Messergebnisse der Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Sachsen auf.

Tabelle 19

Ergebnisse der Schadstoffmessungen in Biota im Zeitraum 2013–2015 in Fließgewässern

Stoffname	Bundesland	Konzentrationsbereich (Min–Max) in µg/kg (FG) *	Biota-UQN in µg/kg (FG)
Quecksilber	Mecklenburg-Vorpommern	33–264	20
Dicofol	Mecklenburg-Vorpommern	<0,02	33
BDE	Mecklenburg-Vorpommern	0,081–0,599	0,0085
HBCDD	Mecklenburg-Vorpommern	<0,2	167
HCB	Mecklenburg-Vorpommern	<0,02–0,140	10
Hexachlorbutadien	Mecklenburg-Vorpommern	<0,02	55
PFOS	Mecklenburg-Vorpommern	<2,0–5,0	9,1
Quecksilber	Niedersachsen	22–200	20
Fluoranthen	Niedersachsen	2,5–23	30
Benzo[a]pyren	Niedersachsen	<0,1–0,3	5
Dicofol	Niedersachsen	<10	33
BDE	Niedersachsen	0,071–0,351	0,0085
Dioxine	Niedersachsen	0,000057–0,001017 **	0,0065 **
Summe: Heptachlor, Heptachlorepoxyd	Niedersachsen	<0,02–0,256	0,0067
HBCDD	Niedersachsen	<150	167
HCB	Niedersachsen	<10	10
Hexachlorbutadien	Niedersachsen	<10	55
PFOS	Niedersachsen	<5,0–11,0	9,1
Quecksilber	Sachsen 2015	55,8–175	20
Dicofol	Sachsen 2015	<1–4,82	33
BDE	Sachsen 2015	0,043–1,77	0,0085
Dioxine	Sachsen 2015	0,00023–0,00377 **	0,0065 **
Summe: Heptachlor, Heptachlorepoxyd	Sachsen 2015	<0,01–0,0288	0,0067
HBCDD	Sachsen 2015	<10	167
HCB	Sachsen 2015	0,291–11,6	10
Hexachlorbutadien	Sachsen 2015	<0,05–0,474	55
PFOS	Sachsen 2015	1,62–10,8	9,1

* Untersuchte Fischarten: Mecklenburg-Vorpommern: Barsch, Rotaugen (Plötze); Niedersachsen: Brassen, Döbel, Rotaugen; Sachsen: Döbel, Blei, Hecht;

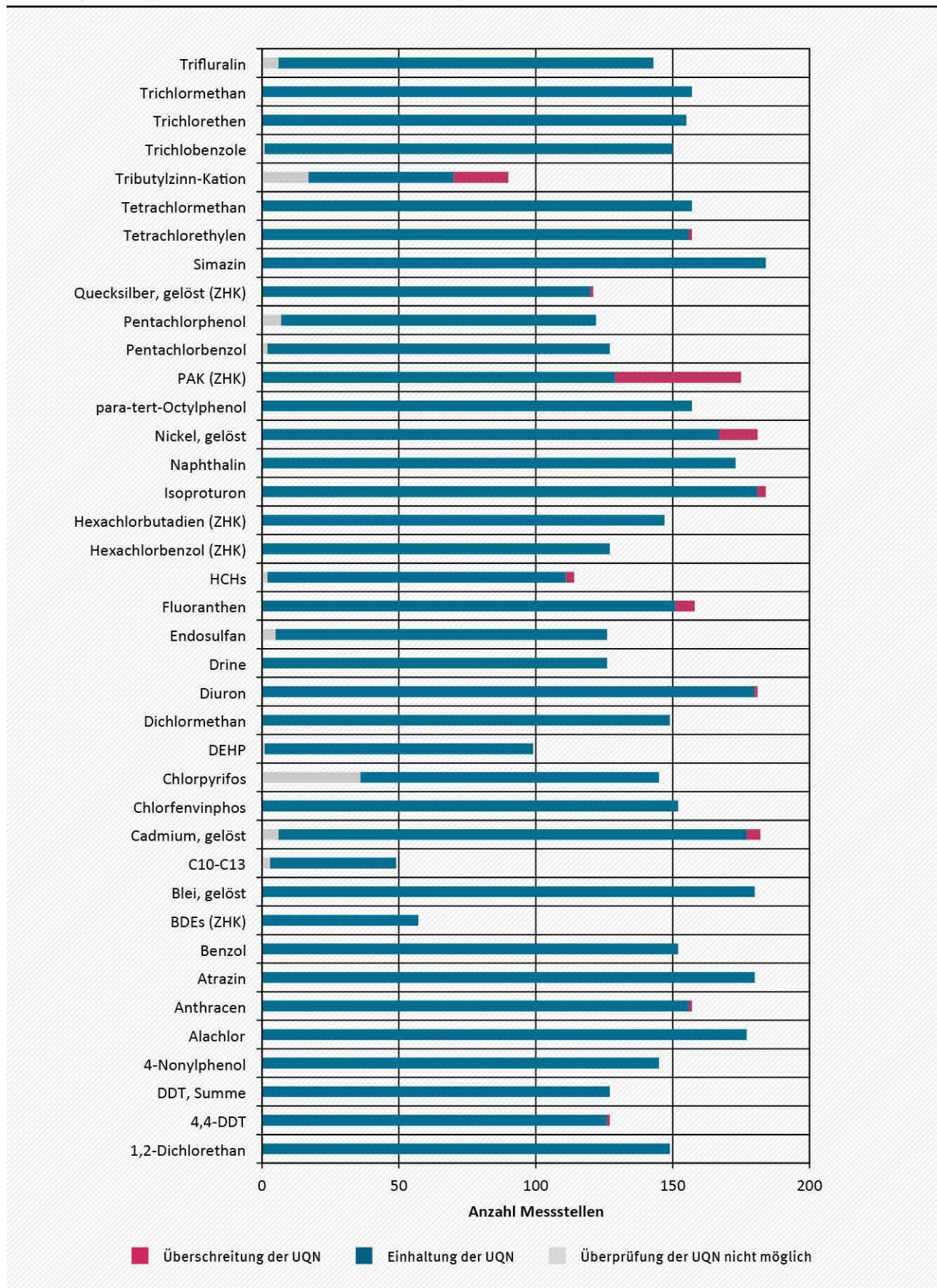
Untersuchte Muscheln: Dreissena, Corbicula

** Angaben in µg/kg TEQ

Quelle: LUNG 2016, NLWKN 2016, LfLUG 2016

Abbildung 28

Auswertung der Umweltqualitätsnorm prioritärer Stoffe des chemischen Zustands in der Wasserphase (LAWA-Messstellen, 2013–2015)



Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben der LAWA

An den LAWA Messstellen werden im Zeitraum 2013–2015 für 27 Stoffe der 38 Stoffe, die bereits 2011 geregelt waren, die JD-UQN bzw. ZHK-UQN für die gelösten bzw. Gesamtkonzentrationen an den LAWA-Messstellen eingehalten (Abbildung 28). Überschreitungen treten bei den Stoffen/Stoffgruppen PAK (ZHK-UQN), Tributylzinn-Kation, Nickel (gelöst, Angaben in der Abbildung 28 sind nicht auf die bioverfügbaren Konzentrationen bezogen), Fluoranthen (ZHK-UQN), Cadmium (gelöst), HCH, Isoproturon, Diuron, 4,4-DDT und Anthracen (in absteigender Reihenfolge der Anzahl Messstellen mit Überschreitung) auf.

Bei den 12 neu geregelten Stoffen werden die Umweltqualitätsnormen für Aclonifen und Quinoxifen eingehalten sowie für Bifenox, Cybutryn, Cypermethrin, Dichlorvos und Terbutryn vereinzelt überschritten (s. Kap. 5.2.5). Für Quecksilber, Dicofof, Dioxine, PFOS,

HBCDD und Heptachlor sind vorrangig die Ergebnisse der Biota-Untersuchungen zu verwenden. Wie die Ergebnisse der Tabelle 18 zeigen, überschreiten alle gemessenen Konzentrationen die Biota-UQN für Quecksilber und BDE, vereinzelt werden auch Überschreitungen bei HCB und PFOS festgestellt. Bei Heptachlor gibt es auch bei den Messungen in Biota Probleme eine Bestimmungsgrenze unterhalb der Biota-UQN zu erreichen. Die Überschreitungen bei der Summe Heptachlor beruhen sowohl in Niedersachsen als auch in Sachsen auf hohen Konzentrationen eines Metaboliten (Heptachlorepoxyd (cis oder trans)).

Die Auswertungen der Daten zeigen, dass zur Überprüfung der Umweltqualitätsnorm bei einigen Stoffen die Analytik sowohl bei Gesamtwasserproben als auch bei Untersuchungen in Biota noch verbessert werden muss (s. Kap. 2.2).



6 Seen und Talsperren

6.1 Grundlagen der Bewertung

6.1.1 Seentypen

Im Unterschied zu den Fließgewässern sind die Seen noch nicht umfassend biozönotisch typisiert. Die Typologie der deutschen Standgewässer folgt einem Ansatz, der zunächst auf abiotischen Faktoren beruht. Für die Abgrenzung der einzelnen Seentypen wurden folgende Kriterien herangezogen:

- ▶ Ökoregion,
- ▶ Geologie,
- ▶ Seegröße,
- ▶ Einfluss des Einzugsgebietes und
- ▶ Schichtungseigenschaften (s. Tab. 20).

Auch UBA-Studien waren an der Identifizierung der spezifischen Referenzbiozönos (Kap. 6.1.2) beteiligt.

6.1.2 Biologische Qualitätskomponenten

Der ökologische Zustand der Seen wird anhand der biologischen Qualitätskomponenten Wirbellosenfauna, Fischfauna und aquatische Flora bewertet (Kap. 4.2). Die Makrophyten und das Phytobenthos wurden zu einer Bewertungskomponente zusammengefasst, die zweite floristische Komponente stellt das Phytoplankton dar. Zur Beschreibung des Zustands werden die vorkommenden Arten und die Individuen jeder Art gezählt. Bei der Fischfauna wird zusätzlich die Altersstruktur der Population und beim Phytoplankton die Biomasse der Algen ermittelt. Das Bewertungsergebnis der am schlechtesten bewerteten biologischen Qualitätskomponente bestimmt die Gesamtbewertung des ökologischen Zustands eines Gewässers. Die Bewertungsverfahren für die biologischen Qualitätskomponenten der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sind in der Oberflächengewässerverordnung seit 2016 festgeschrieben (Anlage 6 OGewV). Detaillierte Beschreibungen aller biologischen Bewertungsverfahren stehen unter <http://www.gewaesser-bewertung.de> zum Download zur Verfügung.

Tabelle 20

Seentypen in Deutschland

Ökoregionen 4 und 9: Alpen und Alpenvorland

Typ 1: Polymiktischer Alpenvorlandsee

Typ 2: Geschichteter¹ Alpenvorlandsee mit relativ großem Einzugsgebiet²

Typ 3: Geschichteter Alpenvorlandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet

Typ 4: Geschichteter Alpengesee

Ökoregionen 8 und 9: Mittelgebirge

Typ 5: Geschichteter kalziumreicher³ Mittelgebirgssee mit relativ großem Einzugsgebiet

Typ 6: Polymiktischer kalziumreicher Mittelgebirgssee

Typ 7: Geschichteter kalziumreicher Mittelgebirgssee mit relativ kleinem Einzugsgebiet

Typ 8: Geschichteter kalziumarmer Mittelgebirgssee mit relativ großem Einzugsgebiet

Typ 9: Geschichteter kalziumarmer Mittelgebirgssee mit relativ kleinem Einzugsgebiet

Ökoregionen 13 und 14: Norddeutsches Tiefland

Typ 10: Geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet

Typ 11: Polymiktischer Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet

Typ 12: Flussee im Tiefland

Typ 13: Geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet

Typ 14: Polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet

Sondertypen (alle Ökoregionen)

Typ 88: Sondertyp natürlicher See (z. B. Moorsee, Strandsee, Altarm oder Altwasser)

Typ 99: Sondertyp künstlicher See (z. B. Abgrabungssee)

¹ Ein See wird als geschichtet eingeordnet, wenn die thermische Schichtung an der tiefsten Stelle des Sees über mindestens 3 Monate stabil bleibt

² relativ großes Einzugsgebiet: Verhältnis der Fläche des oberirdischen Einzugsgebietes (mit Seefläche) zum Seevolumen (Volumenquotient VQ) > 1,5 m²/m³;

relativ kleines Einzugsgebiet: VQ ≤ 1,5 m²/m³

³ kalziumreiche Seen: Ca²⁺ ≥ 15 mg/l; kalziumarme Seen: Ca²⁺ < 15 mg/l

6.1.3 Hydromorphologische Qualitätskomponenten

Hydromorphologische Qualitätskomponenten der Seen sind der Wasserhaushalt und die Morphologie. Der Wasserhaushalt für den die Wasserstandsdynamik, die Wassererneuerungszeit und die Verbindung zum Grundwasserkörper betrachtet wird und die Morphologie zur der die Tiefenvariation, die Struktur und das Substrat des Gewässerbodens sowie die Struktur der Uferzone zählen, werden für die Bewertung eines Seewasserkörpers nur unterstützend herangezogen. Ausschlaggebend für die Bewertung eines Seewasserkörpers nach WRRL ist die Gewässerbiologie.

Für die Qualitätskomponente „Morphologie“ ist zwischenzeitlich ein bundesweit einheitliches Verfahren zur Erfassung und Bewertung der Uferstrukturen an natürlichen und erheblich veränderten Seen entwickelt worden. Nach Neigung und anstehendem Gestein werden 8 Seeufertypen unterschieden, deren Charakteristik in Steckbriefen beschrieben ist (LAWA 2015a).

1. Flache bis mittelsteile Sandufer
2. Flache bis mittelsteile Ufer bindiger Böden
3. Moorufer
4. Flache bis mittelsteile Kiesufer
5. Steile Ufer bindiger Böden
6. Steile Grus-/Kiesufer
7. Steile Schutt-/Geröllufer
8. Felsufer

Um einen besseren Zusammenhang zwischen biologischer Besiedlung und Seeufertyp herstellen zu können, werden die Flachwasserzonen anhand der Kriterien Beschattung, Breite der Flachwasserzone, Windexposition, Einfluss von Wasserstandsschwankungen weiter differenziert (LAWA 2015b). Die hydromorphologischen Referenzen werden der aktuellen Strukturausprägung der Seeufer gegenübergestellt. Der Grad der Abweichung der aktuellen Strukturausprägung von der Referenz wird als Strukturgüte des Seeufers bezeichnet und wird in 5 Klassen angegeben. Die Klasse 1 kennzeichnet den unveränderten und die Klasse 5 den am weitesten von der Referenz entfernten Zustand, der sehr stark bis vollständig verändert ist. Die Bewertung erfolgt in einem Übersichtsverfahren anhand von Kartenmaterial und Luftbildern, in dem homogene Abschnitte der Seeufer begutachtet werden, die mindestens 100 m und maximal 1.000 m lang sind. Dabei werden die räumlichen Abschnitte der Flachwasserzone, der Uferzone und der Umfeldzone anhand bestimmter Kriterien nach dem „worst case Prinzip“

getrennt voneinander bewertet. Die Einzelergebnisse für die räumlichen Abschnitte werden durch Mittelwertbildung als Strukturgütwert für einen Seeuferabschnitt zusammengezogen.

Für die Bestandsaufnahme der Belastungen nach Art. 5 der WRRL werden zudem bestimmte hydromorphologische Belastungen der Seen erfasst, um abschätzen zu können, ob ein See Gefahr läuft die Ziele der WRRL nicht zu erreichen. Die Belastungen werden anhand folgender Merkmale ermittelt:

- ▶ anthropogene Beeinflussung des Wasserstandes,
- ▶ Veränderungen der Uferstruktur (Verbau, Anschüttungen, Uferneigung),
- ▶ Veränderungen der strukturellen Verhältnisse (Nutzung, Bebauung) im näheren Seeumfeld,
- ▶ Fehlen von Gewässerrandstreifen als Pufferzone zwischen Umland und See.

Veränderungen der Uferstruktur sind für den ökologischen Zustand eines Sees von Bedeutung, wenn sie wesentliche Anteile der Uferlänge betreffen. Von einer Gefährdung des guten ökologischen Zustands wird ausgegangen, wenn 70 % der Uferlänge ohne gewässertypische Ausprägung sind. Für die Seen in Deutschland wurde festgestellt, dass die Nährstoffeinträge in das Gewässer gravierender für die Zielerreichung sind, als die hydromorphologischen Belastungen.



Tabelle 21

Räumliche Bewertungsebenen für die Seeuferstruktur, Bewertungskriterien und Parameterbeispiele

Seeuferzone	Kriterium	Beispiele für Parameter und Bewertungsmaßstab
Flachwasserzone	A1 Veränderungen im Röhrichtbestand	Homogenität des Röhrichtbestandes (homogen-vereinzelt-fehlend)
	A2 Schadstrukturen	Liegeplatz, Pontons, Stege, Hafenanlagen, Fahrrinnen
Uferzone	B1 Uferverbau	Gerammte oder gemauerte Bauwerke, geschüttete Bauwerke, Holzverbau
	B2 Schadstrukturen	Stege, Grünland, Einzelbebauung, Ackerfläche, Verkehrsfläche, Hafenanlage
Umfeldzone	C1 Landnutzung	Wälder, Grünland, Ackerflächen, Sport-Freizeitanlagen, Industrie-Gewerbeflächen

Quelle: LAWA 2015a

6.1.4 Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

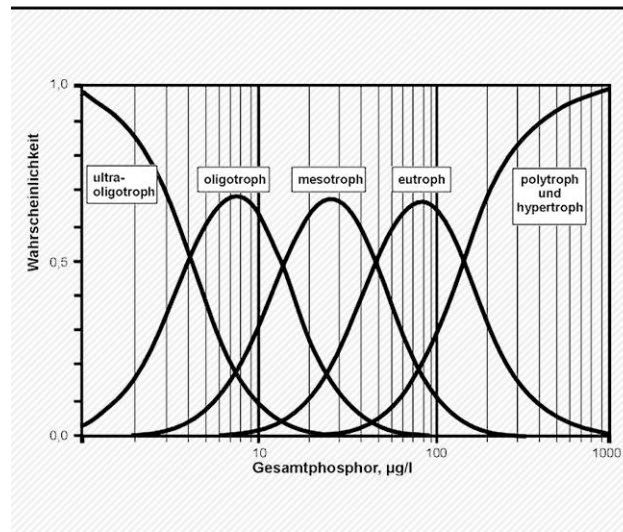
Auch für Seen wurden Werte für den sehr guten (Hintergrundwerte) und den guten ökologischen Zustand (Orientierungswerte) festgelegt (Anlage 7 OGewV). Die Parameter der Seen sind Gesamtposphor-Konzentrationsbereiche und Sichttiefe für die verschiedenen Trophiestufen und Seetypen. Bei der Festlegung der Referenztrophy zeigte sich, dass es bei manchen Seentypen sinnvoll ist, Subtypen auf Basis der Phytoplanktonbewertung zu unterscheiden. Die Einhaltung der Orientierungswerte insbesondere hinsichtlich Gesamtposphor und der Sichttiefe kann auf die biologischen Qualitätskomponenten Fische, Makrophyten & Phyto-benthos-Diatomeen und Makrozoobenthos eine positive Wirkung ausüben, muss jedoch nicht den „guten“ Zustand für diese Biokomponenten herbeiführen, da die entsprechenden Bewertungsverfahren zum Teil auf andere ökologisch wirksame Stressoren kalibriert sind.

Grundlage für die Festlegungen der Anlage 7 OGewV ist das 1999 entwickelte Bewertungsverfahren der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). In den vergangenen Jahrzehnten wurden Seen in Deutschland im Wesentlichen an Hand ihrer trophischen Situation bewertet, welche die Belastung mit Nährstoffen und die Reaktion der Planktonalgen auf dieses Nährstoffangebot beschreibt. Erhöhte Nährstofffrachten und -konzentrationen führen zu einer Steigerung der pflanzlichen Biomasseproduktion, insbesondere des Phytoplanktons. Phosphor spielt eine Schlüsselrolle als limitierender Faktor für die Primärproduktion des Phytoplanktons. Eine Quantifizierung der Auswirkungen erhöhter Nährstoffeinträge erfolgte erstmals durch Vollenweider

1975 und wurde im Rahmen einer OECD-Studie 1982 für verschiedene Gewässertypen getestet (Abbildung 29).

Abbildung 29

Wahrscheinlichkeitsverteilung der Trophie-klassen eines Sees in Abhängigkeit vom Gesamtposphorgehalt (Jahresmittelwerte) nach Vollenweider



Quelle: Vollenweider 1979

Dieses Klassifikationssystem bildete die Grundlage für das Bewertungssystem der Seen in Deutschland, das 1999 von der LAWA veröffentlicht wurde. Auf der Grundlage dieser LAWA-Richtlinie erfolgt die Trophieeinstufung hauptsächlich anhand der Parameter Gesamtposphor (TP)-Konzentration, Chlorophyll a und Sichttiefe (Tabelle 22).

Tabelle 22

Gesamtposphor- und Chlorophyll a – Konzentration, Sichttiefe und Trophiegrade nach LAWA (1999) – Beispiel geschichtete Seen

Gesamtposphor-konzentration Frühjahr in µg P/l	Gesamtposphor-konzentration Sommer in µg P/l	Chlorophyll a in µg/l im Epilimnion	Sichttiefe [m]	Trophiegrad
≤ 11	≤ 8	≤ 3,0	≥ 5,88	oligotroph
> 11–58	> 8–45	> 3,0–9,7	< 5,88–2,40	mesotroph
> 58–132	> 45–107	> 9,7–17	< 2,40–1,53	schwach eutroph
> 132–295	> 107–250	> 17–31	< 1,53–0,98	hoch eutroph
> 295	> 250	> 31–56	< 0,98–0,63	schwach polytroph
> 500	> 500	> 56–100	< 0,63–0,40	hoch polytroph
		> 100	< 0,40	hypertroph

Quelle: LAWA 1999

Die Umsetzung der vorhandenen Nährstoffe in pflanzliche Biomasse hängt außer von der Konzentration der Nährstoffe auch von der Seebeckengestalt und -lage und von der Hydrologie des Gewässers ab. So sind tiefe Seen mit stabiler sommerlicher Temperaturschichtung, kleinem Einzugsgebiet und geringem Wasseraustausch natürlicherweise gering produktiv (Referenzzustand ist oligotroph (= nährstoffarm)), während flache, ständig durchmischte Seen zu einer effektiveren Umsetzung von Nährstoffen (höhere Algenproduktion) neigen (Referenzzustand ist eutroph (= nährstoffreich)). Das Bewertungssystem der LAWA berücksichtigt dies, indem die Zuweisung einer Güteklasse anhand der Abweichung des tatsächlichen Trophiezustands vom potenziell natürlichen Trophiezustand – dem Zustand, der sich ohne (weitere) anthropogene Einwirkung einstellen würde – erfolgt. Das 7-stufige Bewertungssystem mit Stufe 1 (keine Nährstoffbelastung) bis Stufe 7 (übermäßig hohe Nährstoffbelastung) wurde zwischenzeitlich aufgrund neuerer biologischer Untersuchungsergebnisse in ein 8-stufiges System überführt (Auftrennung der Trophiestufe „mesotroph“) (Tabelle 23).

Tabelle 23

LAWA-Index 1999, Trophieklassen und Abkürzungen

LAWA-Index	Trophieklasse	Abkürzung
0,5–1,5	oligotroph	O
> 1,5–2,0	mesotroph 1 *	m1
> 2,0–2,5	mesotroph 2 *	m2
> 2,5–3,0	eutroph 1	e1
> 3,0–3,5	eutroph 2	e2
> 3,5–4,0	polytroph 1	p1
> 4,0–4,5	polytroph 2	p2
> 4,5	hypertroph	H

* Zweiteilung der Trophiestufe mesotroph weicht vom Originalverfahren der LAWA (1999) ab, kann jedoch voraussichtlich mit biologischen Befunden differenziert und begründet werden.

Quelle: nach LAWA 1999

6.1.5 Messstellennetz für die Berichterstattung

Für die EG-Nitrat-Richtlinie sowie für die Berichterstattung an die Europäische Umweltagentur wurde in Deutschland das LAWA-Messstellennetz eingerichtet. Das LAWA-Messstellennetz der stehenden Gewässer umfasst derzeit 68 repräsentative Messstellen. Es handelt sich dabei um Überblicksüberwachungsmessstellen und Messstellen des operativen Messnetzes (s. Kap. 4.3). Die Daten dieser Messstellen sind die Grundlage für die nachfolgend dargestellten Auswertungen in Kapitel 6.2.2.

6.2 Zustandsbewertung**6.2.1 Hydromorphologie**

Erdgeschichtlich sind Seen relativ kurzfristig bestehenden Oberflächenformen. Die Seebeckenmorphologie ist unmittelbar mit der Genese des Sees verbunden und hat Einfluss auf den Stoffhaushalt des Gewässers (Kap.

6.1.4). Auch die Korngröße der Sedimente beeinflusst die Beckenform. Feinkörnige, tonige Sedimente können sehr standfest sein und die Ausbildung steiler Hänge begünstigen, wohingegen grobkörnige Sedimente, wie Sand oder Kies zu flachen Böschungsneigungen führen. Auch die unmittelbare Ufergestalt wird durch die Beckengenese und die anstehenden Sedimente geprägt.

Bundeseinheitliche Bewertungsergebnisse der Struktur- und Ufergüte der Seeufer werden auf Basis des neu entwickelten Verfahrens (Kapitel 6.1.3) zum dritten Bewirtschaftungszyklus der WRRL erwartet. In Schleswig-Holstein wurden 18 Seen nach dem Übersichtsverfahren der LAWA bewertet. Die Bewertung der Flachwasserzone liegt zwischen den Klassen 2 (8 Seen) und 3 (10 Seen). Die Uferzone wird mit Klasse 1 (Selenter See), 2 (7 Seen) und 3 (10 Seen) bewertet. Für die Umfeldzone fällt die Bewertung schlechter aus: Klasse 2 erreicht ein See (Selenter See), Klasse 3 sechs Seen, Klasse 4 acht Seen und mit Klasse 5 werden drei Seen bewertet. In der Gesamtbewertung erreichen nur der Schluensee und der Selenter See die Klasse 2, die anderen 16 Seen werden mit Klasse 3 bewertet (Fell und Fell 2016).

6.2.2 Nährstoff- und Trophiezustand

Das größte Problem der Seen in Deutschland stellt nach wie vor der übermäßige Nährstoffeintrag und die daraus folgende Eutrophierung (Überdüngung) der Seen dar. Hohe Konzentrationen der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff können in stehenden Gewässern ein verstärktes Algenwachstum bewirken. Mögliche negative Folgewirkungen sind eine starke Wassertrübung, Sauerstoffdefizite, Fischsterben, Einschränkungen bei der Aufbereitung von Trinkwasser und allergische Reaktionen bei Badenden. Der für die Algenentwicklung limitie-

rende Nährstoff ist meistens Phosphor. In Seen kann im Hochsommer jedoch auch eine Stickstofflimitation auftreten. Unter diesen Bedingungen können sich Massenentwicklungen von Blaualgen einstellen, die in der Lage sind, Stickstoff aus der Luft aufzunehmen. Durch verbesserte Klärtechnik und die Einführung phosphatfreier Waschmittel, hat der Einfluss von Abwasser als Belastungsursache in den letzten Jahrzehnten erheblich abgenommen. In den nachfolgenden Abbildungen sind die Jahreskonzentrationen von Chlorophyll, Nitrat-Stickstoff und Phosphor für ausgewählte Seen dargestellt.

Die Phosphorkonzentrationen der **Alpen- und Voralpenseen** sowie des **Brombachsees** verringerten sich durch verbesserte Klärtechnik und den Bau von Ringkanalisationen:

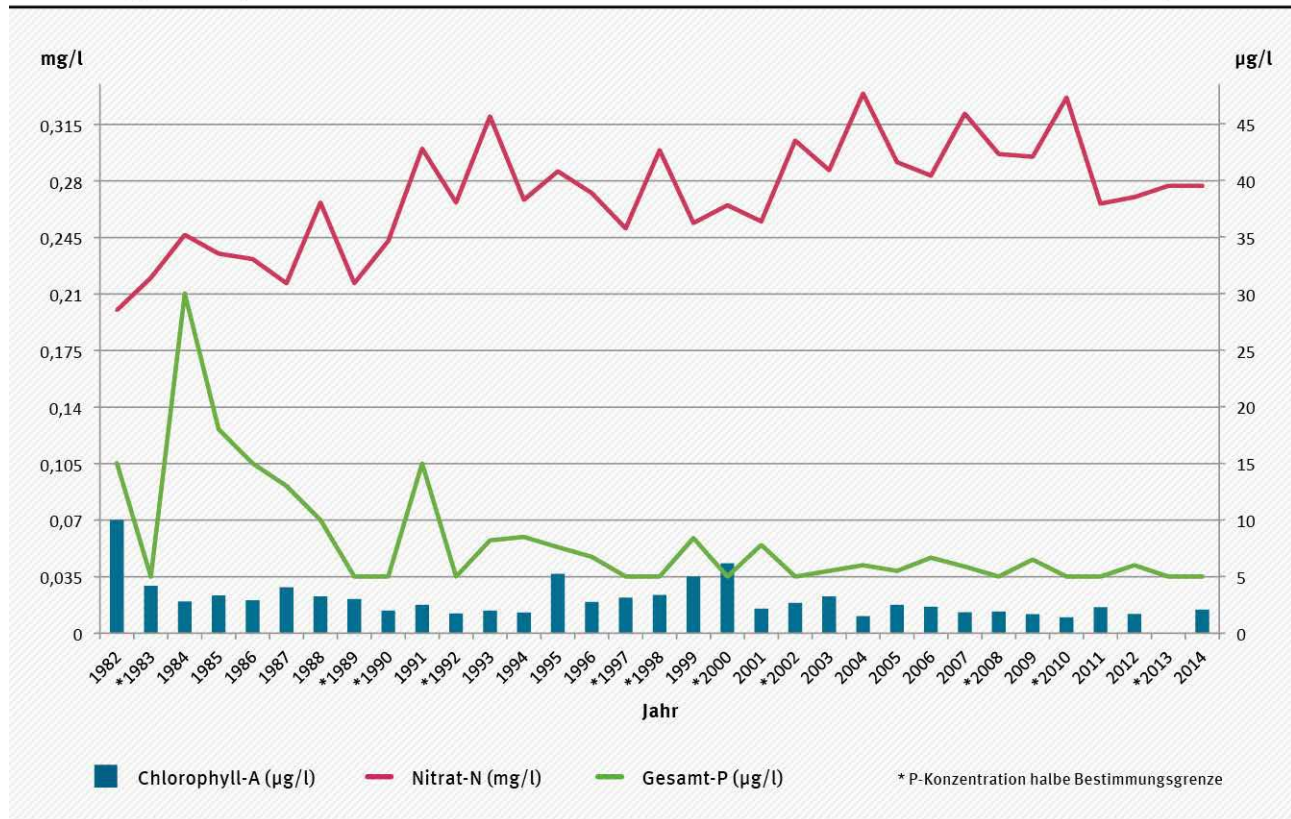
Im **Bodensee** stieg die Konzentration von Gesamtphosphor von 1960 bis 1980 auf nahezu die fünffache Konzentration an, die Biomasse der Planktonalgen vervierfachte sich im gleichen Zeitraum. Die Phosphorkonzentrationen liegen heute unter dem für Gesamtphosphor formulierten Grenzbereich (s. a. Internetseite <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/seen/zustand>).

Der bis ca. 1950 nährstoffarme **Starnberger See** zeigte Mitte bis Ende der 1960er Jahre durch Abwassereinleitung eine zunehmende Nährstoffbelastung. Seit den 1970er Jahren wurden Maßnahmen im Bereich Abwasser und Landwirtschaft durchgeführt. Die seeinternen Phosphorkonzentrationen verringerten sich wegen der langen Aufenthaltszeit aber erst etwa Mitte der 1980er Jahre deutlich, bis Ende der 1990er Jahre fiel die Gesamtphosphorkonzentration auf unter $10\mu\text{g/l}$ (Abbildung 30).



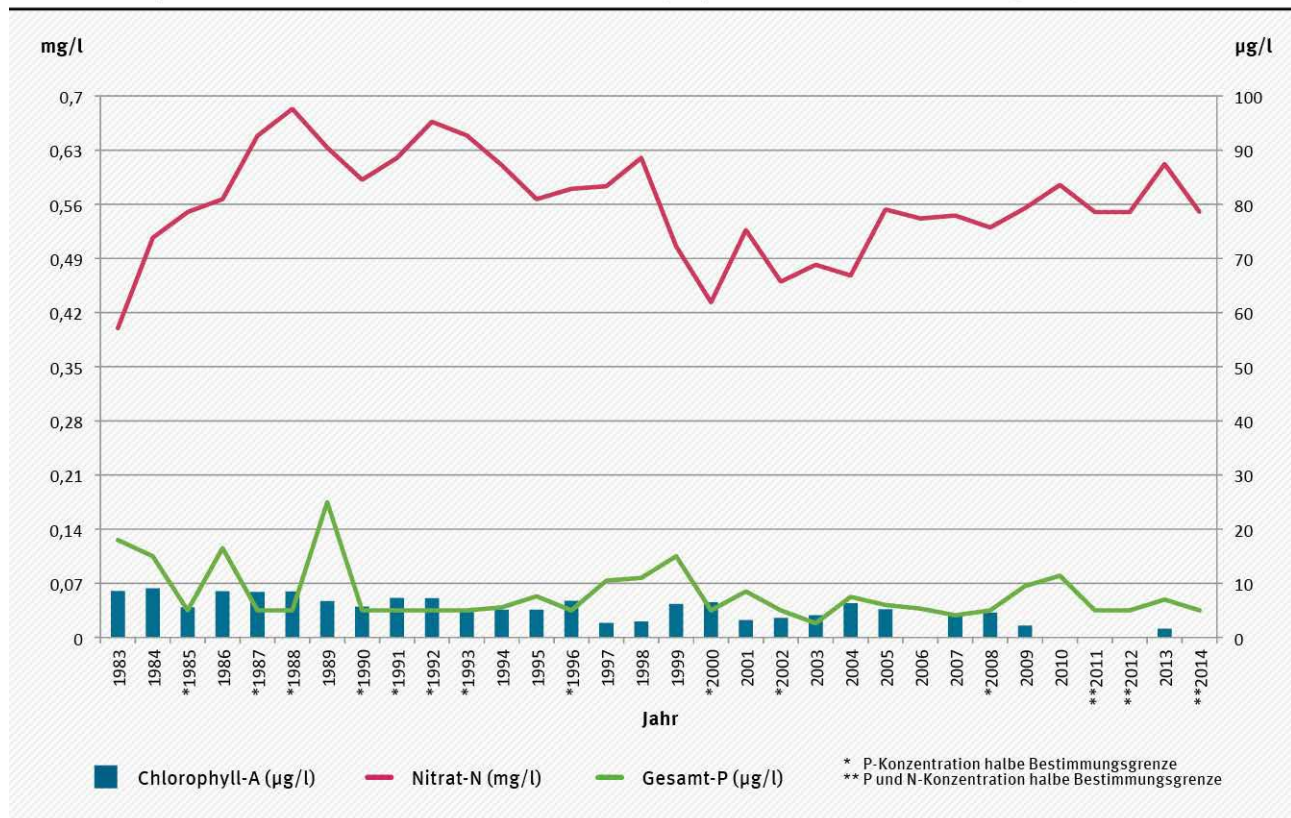
Morphologisch wirksame Eingriffe in den Uferbereich, wie Bade- und Anlegestellen können die Gewässerbiologie beeinflussen

Abbildung 30

Starnberger See (Jahresmittelwerte 1982–2014, Chlorophyll-a, Nitrat-N und Phosphor)

Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft

Abbildung 31

Chiemsee (Jahresmittelwerte 1982–2014, Chlorophyll-a, Nitrat-N und Phosphor)

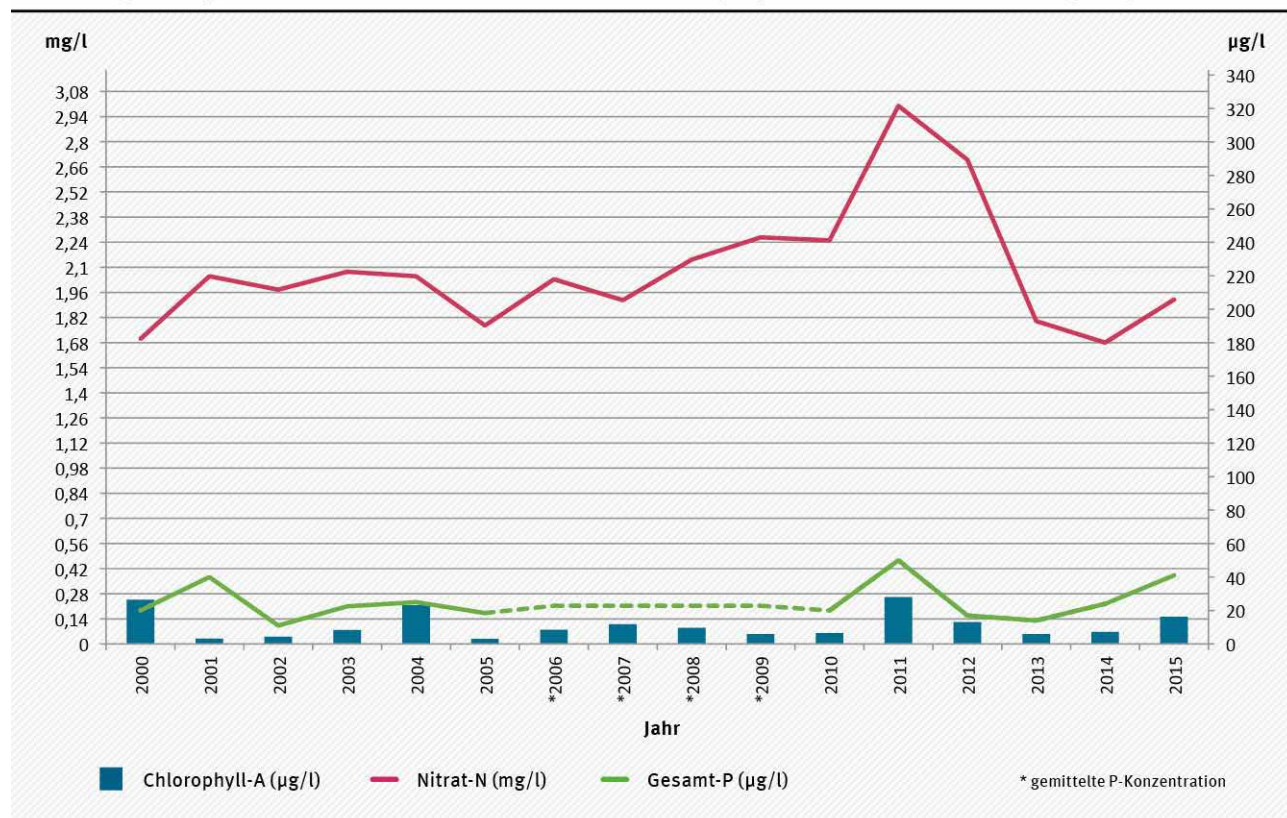
Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft

Abbildung 32

Brombachsee (Jahresmittelwerte 2000–2013, Chlorophyll-a, Nitrat-N und Phosphor)

Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft

Abbildung 33

Edertalsperre (Jahresmittelwerte 2000–2015, Chlorophyll-a, Nitrat-N und Phosphor)

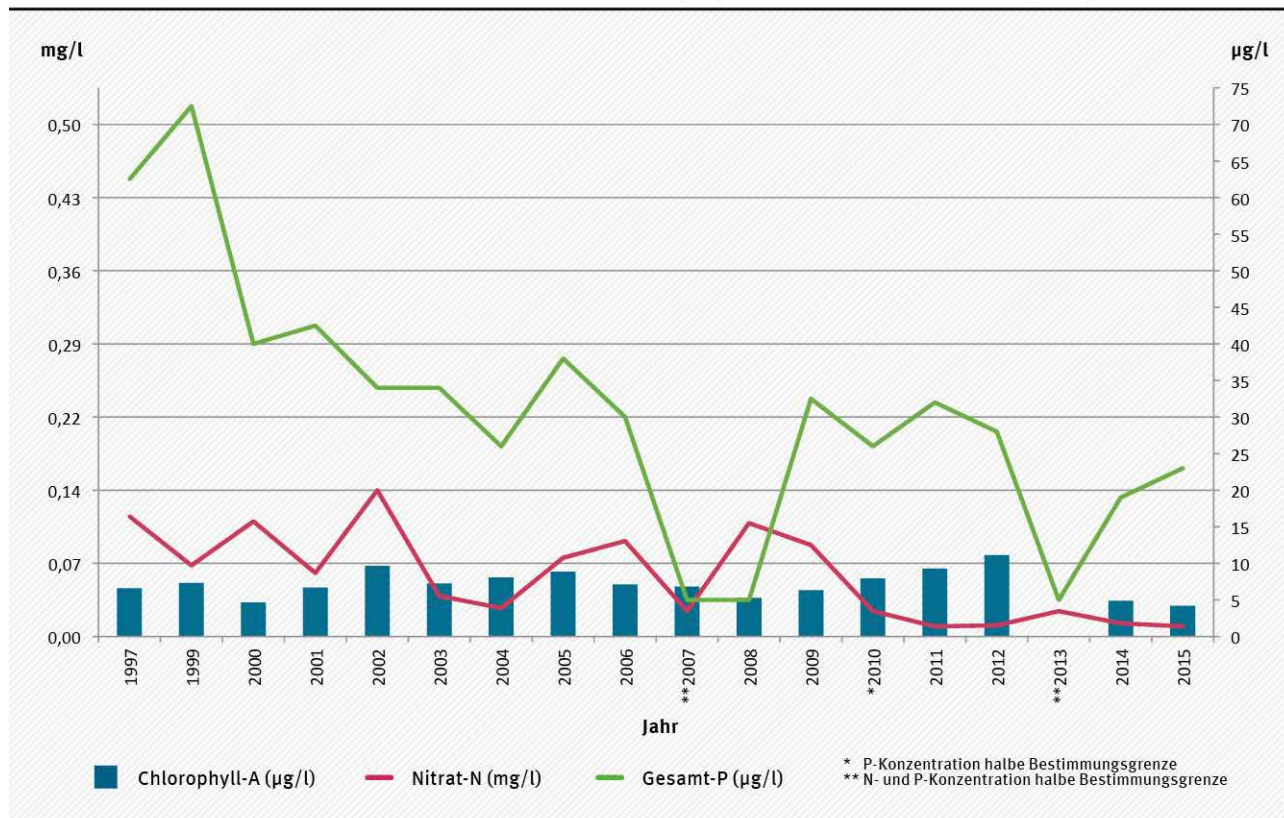
Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie

Abbildung 34

Kummerower See (Jahresmittelwerte 2000–2015, Chlorophyll-a, Nitrat-N und Phosphor)

Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern

Abbildung 35

Plauer See (Jahresmittelwerte 2000–2015, Chlorophyll-a, Nitrat-N und Phosphor)

Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern

Der **Chiemsee** (Abbildung 31) zeigt eine ähnliche Entwicklung wie der Starnberger See. Der drittgrößte See Deutschlands, hat aber im Gegensatz zum Starnberger See nur eine relativ kurze Retentionszeit von einem Jahr. Aufgrund der guten Durchmischung des Wasserkörpers und dessen geringer Tiefe verbesserte sich die Nährstoffsituation schnell. Heute befindet sich der See im Übergang zum mesotrophen Zustand. Wie beim Starnberger See ist Phosphor der limitierende Faktor.

Auch in einigen **Seen der Mittelgebirge** sind in den letzten Jahren Verbesserungen erkennbar, wie an den Beispielen Brombachsee (Abbildung 32) und Edertalsperre (Abbildung 33) deutlich wird. Der Brombachsee, ein Stausee in der Fränkischen Seenlandschaft, ist phosphorlimitiert. Der Zustand des Sees verbesserte sich in den letzten zehn Jahren deutlich. Die Nitratkonzentration liegt heute etwa bei 0,15 mg N/l im Jahresdurchschnitt. Der See ist heute ein wichtiges Naherholungsgebiet für den Ballungsraum Nürnberg und dient dem Hochwasserschutz im Altmühltal.

Die Edertalsperre, ein Stausee in Hessen, wird zur Wasserbereitstellung für den Mittellandkanal und die Oberweser sowie als Naherholungsgebiet und zur

Stromerzeugung genutzt. Die Nitratkonzentration liegt unverändert hoch bei durchschnittlich 2,2 mg N/l.

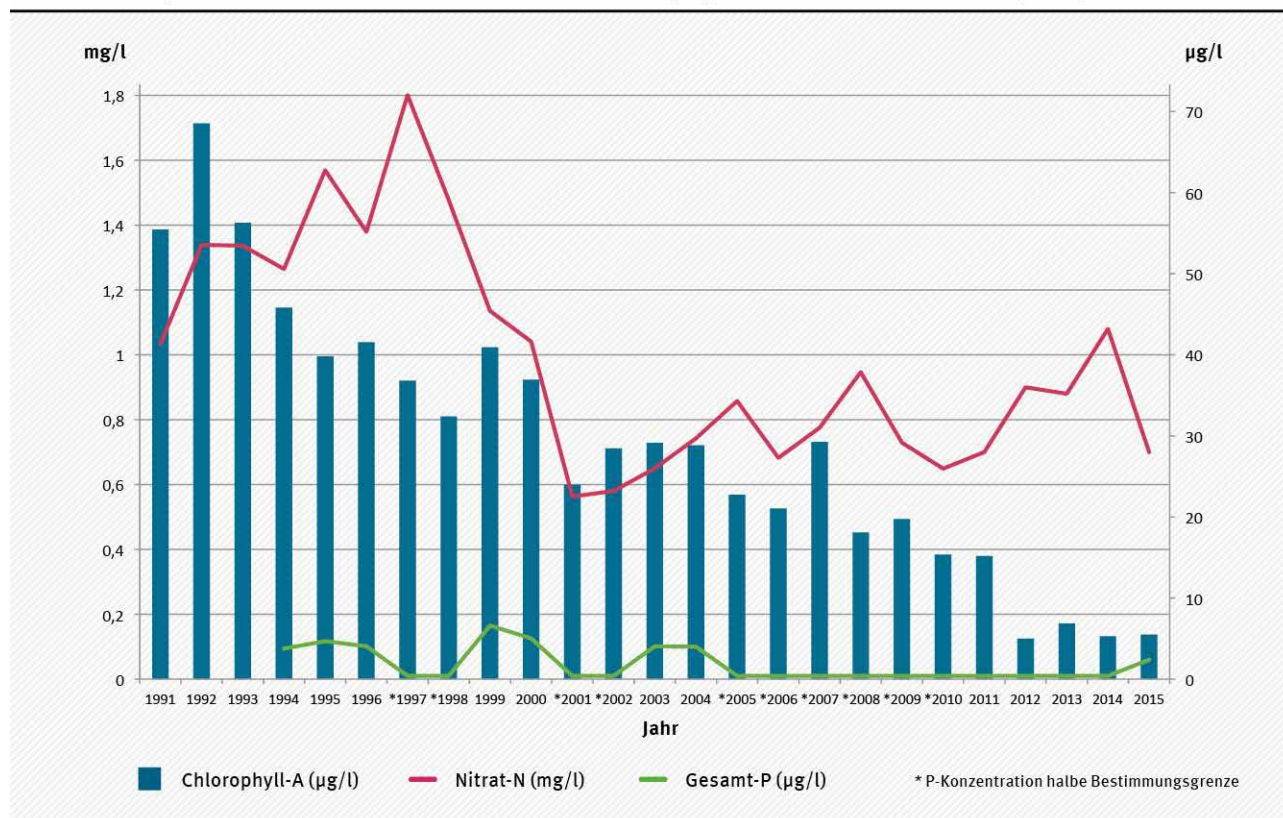
Die Seen des **Norddeutschen Tieflands**, insbesondere in Mecklenburg-Vorpommern und Berlin, wurden durch Nährstoffeinträge infolge unzureichender Abwassertechnik sowie durch diffuse Einträge aus der Landwirtschaft in der Vergangenheit stark belastet. Der Einfluss von Abwasser als Eutrophierungsursache hat allerdings in den letzten Jahren erheblich abgenommen. Die Abbildungen 34 und 35 zeigen die Verhältnisse im Kummerower und im Plauer See.

Beide Seen sind Flachseen mit einer mittleren Tiefe von 6 Metern (Plauer See) bzw. 8 Metern (Kummerower See) und besitzen eine kurze Retentionszeit. In den großen Einzugsgebieten von je rund 1.200 km² dominiert die landwirtschaftliche Nutzung. Die seit den 1970er Jahren im Plauer See betriebene Forellenzucht trug mit zur Eutrophierung des Sees bei. Heute ist der Plauer See stickstofflimitiert.

Die Oberhavel (Abbildung 36) ist ein seeartige Erweiterung der Havel in Berlin, die den Abfluss des Tegeler Sees aufnimmt. Aufgrund starker Eutrophierung des

Abbildung 36

Oberhavel (Jahresmittelwerte 1991–2015, Chlorophyll-a, Nitrat-N und Phosphor)



Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin

Tegeler Sees durch Rieselfeldabwässer in den 1970er und 1980er Jahren, erreichte die Oberhavel noch in der darauffolgenden Dekade hohe Phosphorkonzentrationen. Die in den 1980er Jahren eingerichtete Phosphatfällung des Zuflusses zum Tegeler See (Tegeler Fließ) verbesserte die Verhältnisse in Tegeler See und Havel erheblich. Die 1995 installierte Tiefenbelüftung im Tegeler See führte dann Ende der 1990er Jahre eher zu einer Verschlechterung der Gesamtphosphorgehalte, da durch die Umwälzung im Tiefenwasser des Sees während des Sommers festgehaltene Phosphate nun im See verteilt wurden. Die Stickstoffbelastung verbesserte sich in den letzten 15 Jahren und liegt heute bei durchschnittlich 1 mg N/l. Der See ist phosphorlimitiert.

Der Zeuthener See (Abbildung 37), an der Landesgrenze zwischen Berlin und Brandenburg, ist ein stickstofflimitierter Flachsee. Es handelt sich um einen nährstoffreichen, polytrophen See mit einer hohen Phytoplanktonproduktion. Die geringen Nitrat-Werte von 0,2 mg N/l sind auf die Limitierung des Stickstoffs zurückzuführen. Der Referenzzustand des Sees ist eutroph.

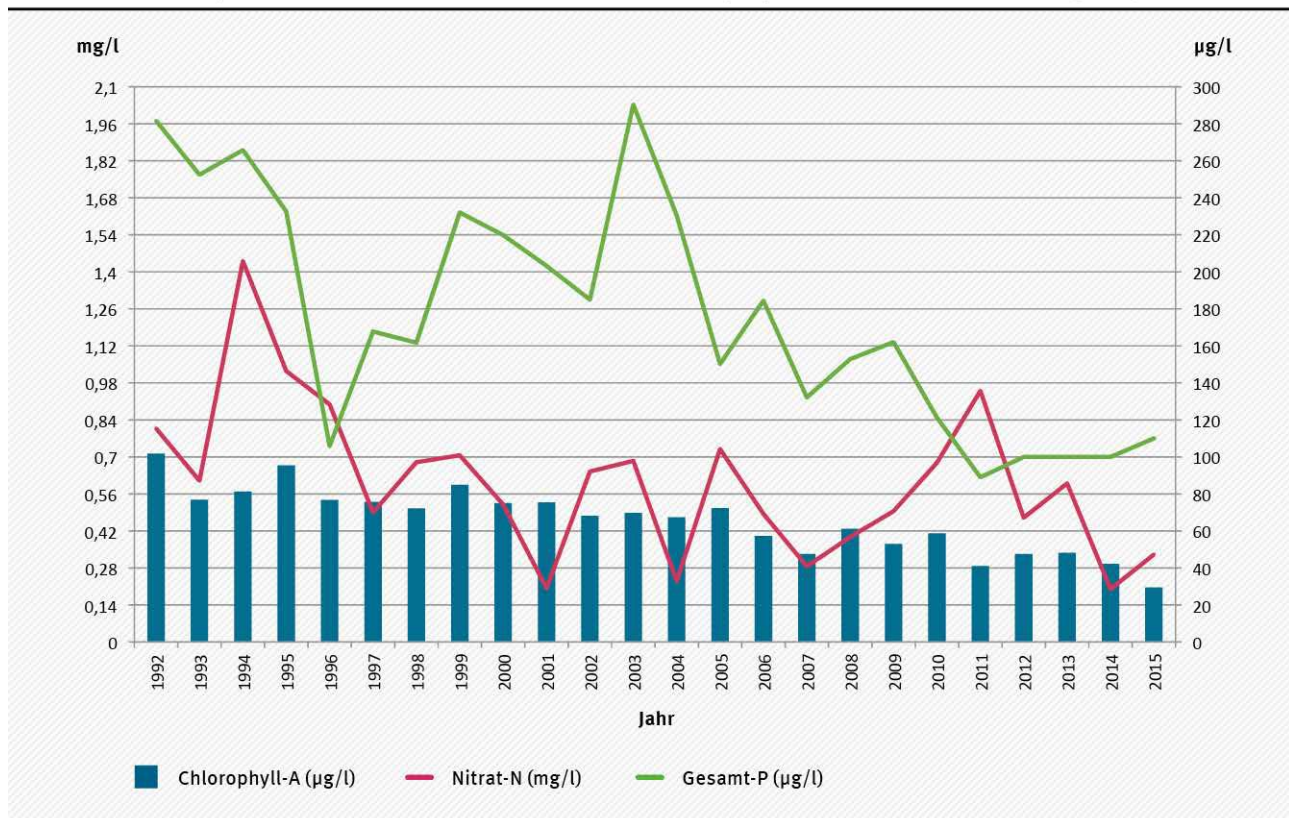
Auch im Schweriner See (Abbildung 38) wurde seit 1994 durch die Ableitung der Abwässer der Stadt Schwerin aus

dem Einzugsgebiet des Sees sowie durch eine verbesserte Abwasserbehandlung einiger Anliegergemeinden die Phosphorbelastung reduziert. Die Eutrophierungerscheinungen des Sees, der in Hochphasen Phosphorkonzentrationen im Milligrammbereich aufwies, umfassten neben akuten Sauerstoffproblemen mit Schwefelwasserstoffbildung im Tiefenwasser das regelmäßige Auftreten von Blaualgenblüten, das Aussterben sauerstoffliebender Fische, teilweise akute Fischsterben und das Auftreten von fädigen Grünalgen im Uferbereich. Insgesamt ist der Zustand des Schweriner Sees heute immer noch instabil.

Der zweitgrößte See Deutschlands, die Müritz in der Mecklenburger Seenplatte, ist ebenfalls stickstofflimitiert. Die hohen Phosphorkonzentrationen, verursacht durch Einleiten von Abwässern und intensiver Landwirtschaft in der Vergangenheit, verbesserten sich seit den 1980er Jahren und sind aktuell weiter rückläufig (Abbildung 39). Heute wird die Müritz als mesotroph bis schwach eutroph eingestuft, wobei in den Buchten noch immer hohe Nährstoffkonzentrationen gemessen werden. Es ist davon auszugehen, dass in den Seesedimenten noch große Mengen an Phosphor gebunden sind, die bei abnehmender Sauerstoffkonzentration wieder freigesetzt werden können.

Abbildung 37

Zeuthener See (Jahresmittelwerte 1992–2015, Chlorophyll-a, Nitrat-N und Phosphor)



Quelle: Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Angaben der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin

Abbildung 38

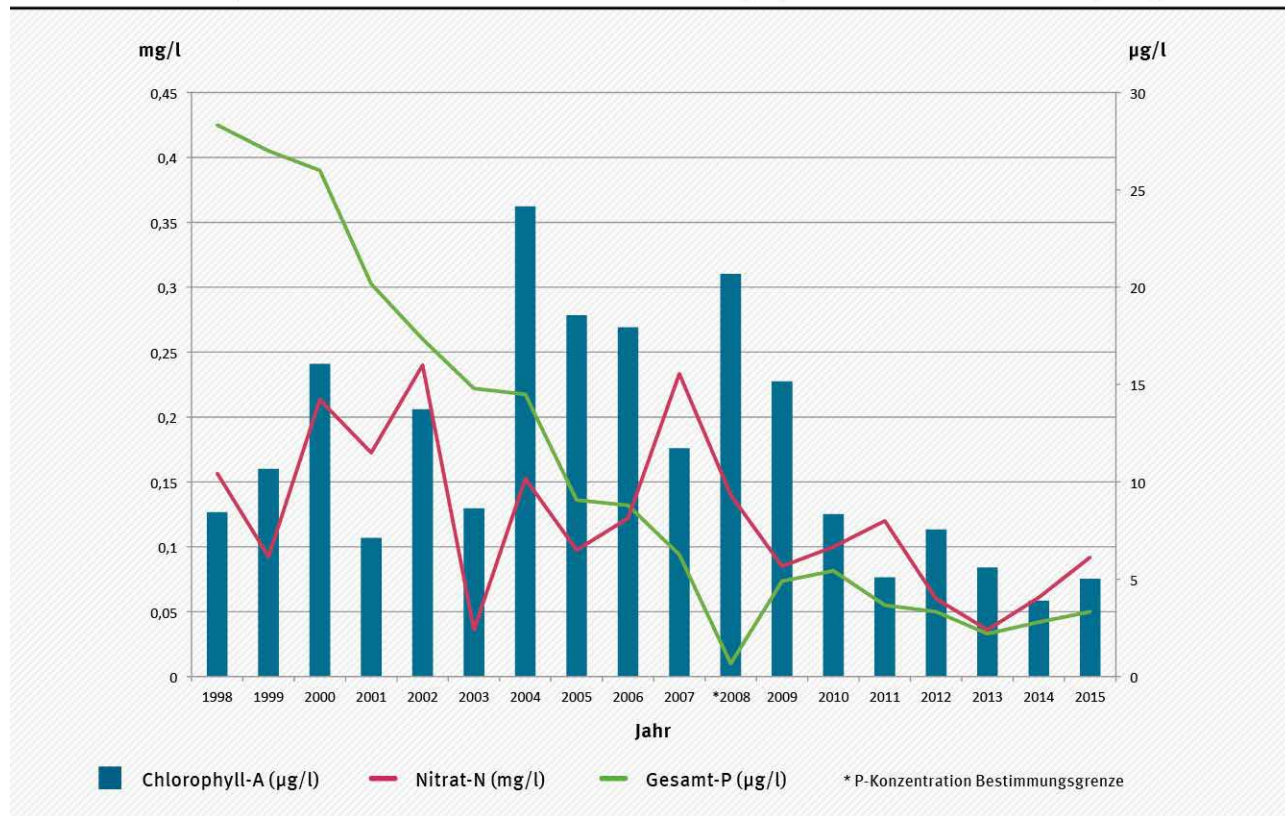
Schweriner See (Jahresmittelwerte 1998–2015, Chlorophyll-a, Nitrat-N und Phosphor)

Abbildung 39

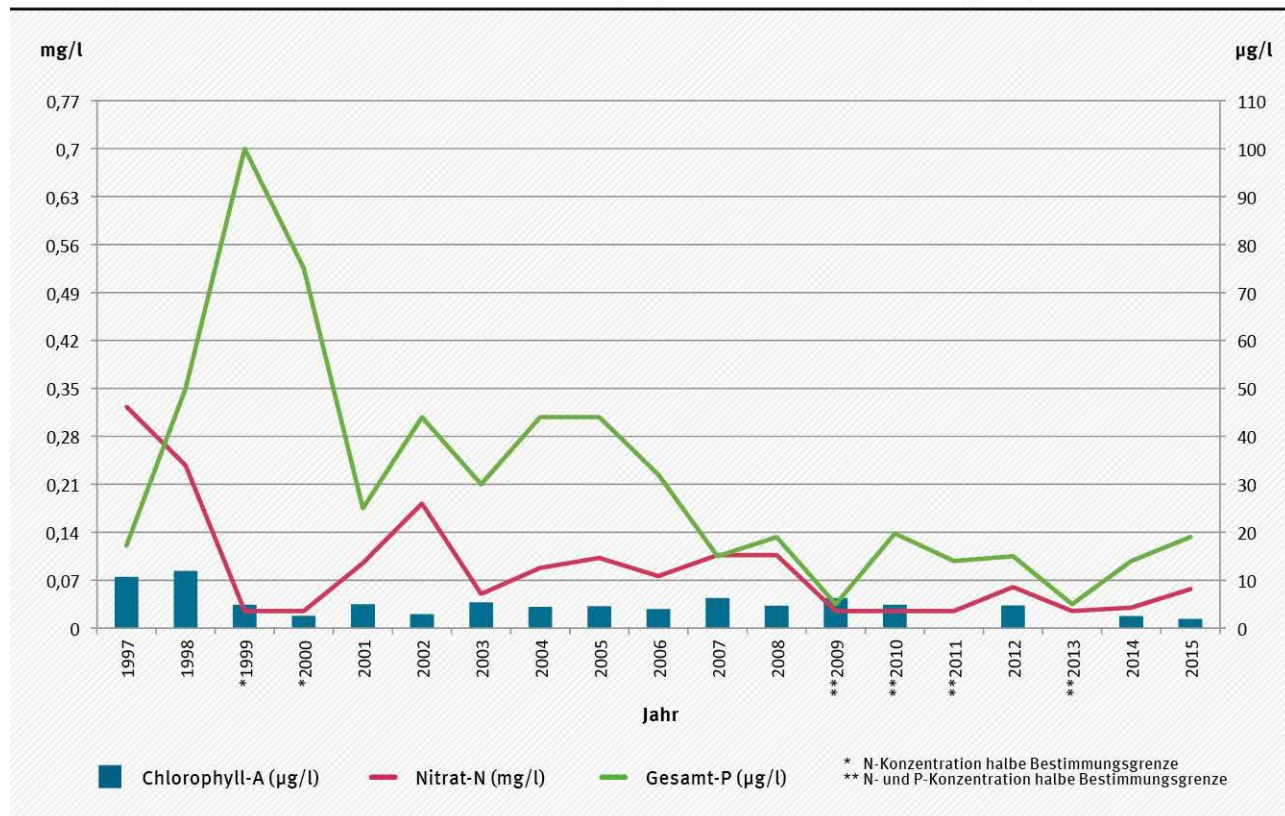
Müritz (Jahresmittelwerte 1997–2015, Chlorophyll-a, Nitrat-N und Phosphor)

Tabelle 24

Trophiebewertung ausgewählter Seen Deutschlands

Trophie *										
See	Referenz	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	
Ammersee	oligotroph	m	m	m	m	m	m	m	m	
Arendsee	oligotroph	–	–	e1	e1	e1	e1	e1	e1	
Bodensee	oligotroph	m	m	m	m	m	m	m	m	
Brombachsee	oligotroph	–	–	–	–	–	–	m	m	
Chiemsee	oligotroph	e1	m	m	m	m	m	m	o	
Dobersdorfer See	mesotroph	e2	–	–	–	–	p1	e2	e2	
Edertalsperre	oligotroph	–	–	–	–	–	–	m	m	
Goitzschensee	oligotroph	–	–	–	–	–	–	–	–	
Großer Müggelsee	mesotroph	p1	e1	e1	e1	e2	e2	e1	e2	
Großer Plöner See	oligotroph	–	–	–	–	e1	e1	m	e1	
Kochelsee	oligotroph	–	–	–	–	–	–	o	m	
Königssee	oligotroph	–	–	–	–	–	–	o	–	
Kummerower See	mesotroph	–	–	–	–	e1	e2	e2	e1	
Laacher See	oligotroph	e1	e1	e1	e1	e1	e1	–	–	
Langbürgner See	oligotroph	–	–	–	–	–	–	–	–	
Muldestausee	mesotroph	–	–	–	–	–	–	–	–	
Müritz (Außenmüritz)	mesotroph	–	–	–	m	e1	m	m	m	
Müritz (Binnenmüritz)	mesotroph	–	–	–	m	e1	m	m	m	
Oberhavel	schwach eutroph	–	–	–	–	–	–	–	–	
Ostersee	oligotroph	–	–	–	–	–	–	–	m	
Plauer See	mesotroph	–	–	–	e1	m	m	m	m	
Rappbodeltalsperre	oligotroph	–	–	–	–	–	–	–	–	
Sacrower See	mesotroph	–	e1	e1	e1	e1	e1	e2	e1	
Scharmützelsee	mesotroph	–	e2	e2	e2	e2	e1	m	e1	
Schweriner See (Außensee)	mesotroph	–	–	–	–	e1	e1	p1	e1	
Schweriner See (Innensee)	mesotroph	–	–	–	–	e1	e1	e1	e1	
Staffelsee	oligotroph	–	–	–	–	–	–	m	m	
Starnberger See	oligotroph	m	m	m	m	m	m	m	o	
Stechlinsee	oligotroph			o	o	o	o	o	o	
Steinhuder Meer	schwach eutroph	p2	p2	p2	p2	p2	e2	e2	e1	
Tegernsee	oligotroph	–	–	–	–	–	–	o	–	
Unterbacher See	mesotroph	–	–	–	e1	e1	e1	e1	e1	
Walchensee	oligotroph	–	–	–	–	–	–	o	o	
Wörthsee	oligotroph	–	–	–	–	–	–	o	m	
Zeuthener See	schwach eutroph	–	–	–	–	–	–	e2	e2	

* nach LAWA 1999

Trotz vielerorts immer noch hoher Nährstoffbelastung in den Tieflandseen, zeigte sich durch die verbesserte Abwasserbehandlung in den letzten Jahren bereits eine deutliche Reduzierung der Phosphorkonzentrationen. Zukünftig müssen Maßnahmen zur Verringerung der Eutrophierung vor allem die diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft reduzieren. Bei einigen Seentypen wird dabei aber nur durch zusätzliche seeinterne Restaurierungsmaßnahmen eine Verringerung des Trophieniveaus möglich sein. Solche seeinternen Maß-

nahmen (Tiefenwasserbelüftung, Sedimentbehandlung, Calcitfällung und andere) sind jedoch nur sinnvoll, wenn vorher die Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet drastisch reduziert werden.

Eine Übersicht über die Trophiebewertung ausgewählter Seen seit 1990 wird in der Tabelle 24 gezeigt. Dabei wird die Abstufung des IST-Zustandes zum Referenzzustand farblich entsprechend der Legende dargestellt.

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m	o	o	o
	e1	e2	e2	e2	e2	e2	e1	e2	e1	e1	–	–	–
	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m	o	m	m
	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m	m
	m	o	m	m	m	m	m	m	m	m	–	o	–
	p1	e2	e2	e2	e2	e2	–	–	–	–	–	–	–
	m	m	m	m	e1	e1	e1	m	m	m	m	o	m
	–	–	–	–	–	–	m	m	o	o	–	–	–
	e1	e2	e1	e2	e1	e1	e1	e1	e1	e1	–	–	–
	e1	m	m	m	m	m	m	–	–	–	–	–	–
	–	m	–	–	–	o	–	–	–	–	–	o	–
	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	p1	e2	e2	e2	e2	e2	–	–	–	–	e2	e2	e1
	–	–	–	m	–	–	m	–	m	m	m	–	–
	–	–	–	o	–	–	–	–	–	–	o	–	–
	e2	e2	e1	e2	e1	m	e1	m	m	m	–	–	–
	m	m	m	m	m	m	m	–	–	–	m	–	e1
	m	m	m	m	m	m	m	–	–	–	m	–	m
	–	–	–	–	e2	e2	e2	e2	e2	e2	–	–	–
	–	–	o	–	–	–	m	–	–	–	–	–	o
	m	m	m	m	m	m	m	–	–	–	m	–	m
	e1	e1	m	m	m	m	m	m	m	m	–	–	–
	e1	e2	e1	e1	e1	e1	e1	–	–	–	–	–	–
	e2	m	m	m	m	m	m	–	–	–	–	m	m
	e2	e2	e2	e1	e1	e1	e1	–	–	–	e1	e1	m
	e2	e2	e2	e1	e1	e1	e1	–	–	–	e2	e2	e2
	–	–	m	–	–	m	–	–	m	m	–	o	–
	m	m	o	o	m	o	o	o	o	o	o	o	o
	o	o	o	o	o	o	o	–	–	–	–	m	–
	e1	p2	p1	–	–	–	–	–	–	–	e2	e1	e2
	–	–	–	–	–	–	o	–	–	–	–	–	o
	e1	e1	e1	e1	e1	e1	e1	–	–	–	–	–	–
	–	o	–	–	o	–	o	–	–	–	–	–	o
	m	m	–	o	–	–	o	–	–	–	–	–	o
	e2	e2	e2	e2	e2	e2	e2	e2	e2	e2	–	–	–

IST Zustand

Referenzzustand *	oligotroph (o)	mesotroph (m)	schwach eutroph (e1)	hoch eutroph (e2)	schwach polytroph (p1)	hoch polytroph (p2)	Hypertroph (h)
oligotroph							
mesotroph							
schwach eutroph							
hoch eutroph							
schwach polytroph							

* nach LAWA 1999

Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben der LAWA

Die Beurteilung zeigt, dass fast bei allen Seen der Ist-Zustand mindestens eine Trophiestufe höher liegt als der Referenzzustand und die Trophiebewertung anhand von Daten eines Jahres den biologischen Gewässerzustand nur in Teilen widerspiegelt. So deuten beispielsweise im Plauer See und in der Müritz die starken Schwankungen bei den meisten Parametern (Abbildungen 35 und 39) und die von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlichen Phyto- und Zooplanktonsukzessionen darauf hin, dass sich diese Seenökosysteme in einem von Jahr zu Jahr variierenden Zustand befinden.

Tagebauseen haben aufgrund ihrer Seebeckenmorphologie (große Tiefe, steile Ufer, großes Verhältnis Hypolimnion/Epilimnion) im Allgemeinen günstige Voraussetzungen für die Entwicklung zu klaren, nährstoffarmen Seen. Bei der Entwicklung der Restlöcher zu Seen wird die Flutung mit Fremdwasser aus Flüssen gegenüber der Füllung mit aufsteigendem Grundwasser meist bevorzugt. Denn durch eine schnelle Flutung verringert sich die Gefahr von Rutschungen, insbesondere des Setzungsfließens, im Böschungsbereich der Tagebauseen und das Wasserdefizit der gesamten Braunkohlefolgelandschaften, insbesondere das des Grundwasserhaushalts (s. Kap. 3.2), soll durch Flutung der Restlöcher mit Oberflächenwasser schneller ausgeglichen werden. Qualitätsanforderungen an das Flutungswasser sollen eine übermäßige Eutrophierung des Tagebausees vermeiden. Von der LAWA sind in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt Empfehlungen für Qualitätsanforderungen für Tagebauseen sowie ihre Zu- und Abflüsse erarbeitet worden (LAWA-Broschüre „Tagebaurestseen – Anforderungen an die Wasserqualität“, 2001). Eine Zustandsbeschreibung ausgewählter Tagebauseen ist in der Broschüre „Übersicht zur ökologischen Situation ausgewählter Tagebauseen des Braunkohlebergbaus in Deutschland“ (Nixdorf et al. 2016) zusammengestellt.

6.2.3 Ökologischer Zustand

Von den knapp 2.000 deutschen Seen mit einer Seefläche von mehr als 0,1 km² werden 863 nach den Kartiervorgaben der WRRL (Seen mit einer Fläche von mehr als 0,5 km² sind zu erfassen) bewertet. Im Ergebnis wurden bisher 624 Seewasserkörpern (74,3 %) als natürlich, 105 (12,5 %) als erheblich verändert und 111 (13,2 %) als künstlich kategorisiert (LAWA 2016b).

Bei den natürlichen Seen erreichen (Abbildung 40):

- ▶ 3 % den „sehr guten“ und
- ▶ 18 % den guten ökologischen Zustand,
- ▶ 35 % sind als „mäßig“,
- ▶ 26 % als „unbefriedigend“ und
- ▶ 9 % als „schlecht“ eingestuft (LAWA 2016b).

Für die erheblich veränderten Seen ergibt sich folgendes Bewertungsbild (Abbildung 40):

- ▶ 24 Seen sind als „gut und besser“,
- ▶ 36 Seen als „mäßig“,
- ▶ 33 Seen als „unbefriedigend“ und
- ▶ 7 Seen als „schlecht“ bewertet (LAWA 2016b).

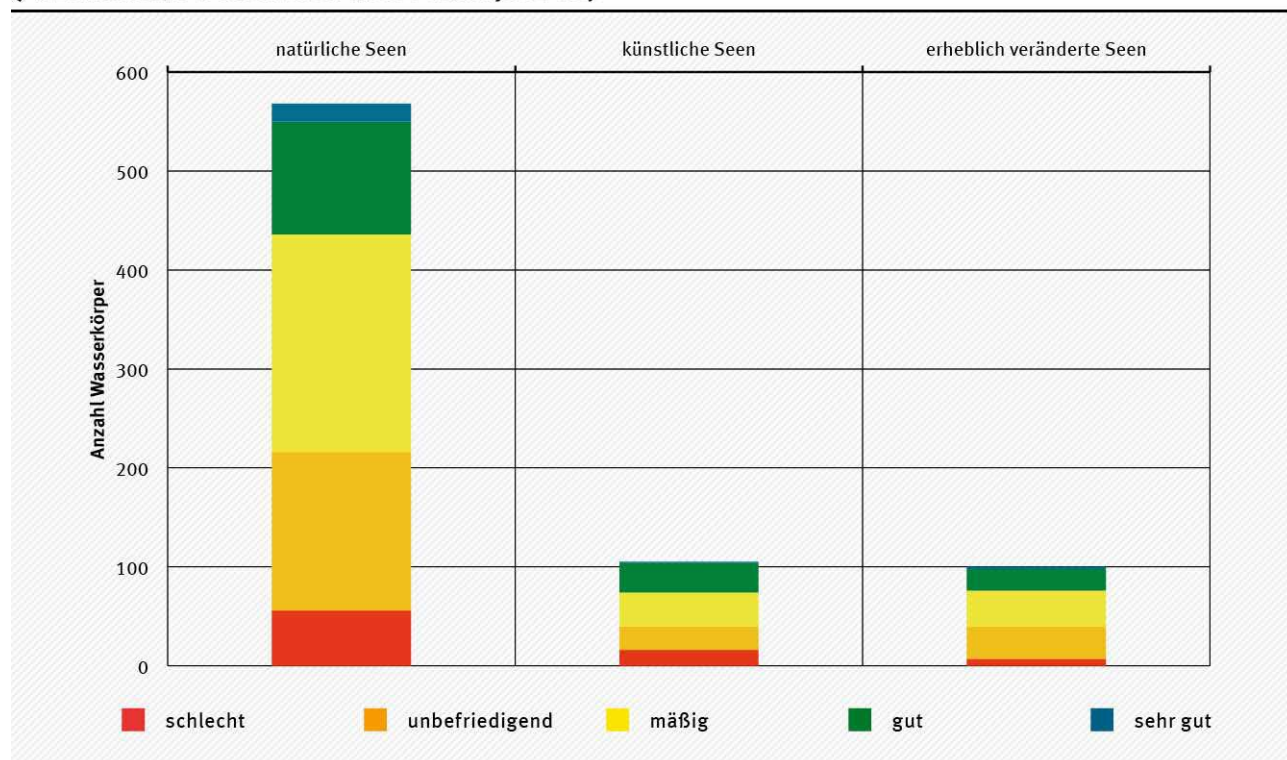
Die künstlichen Seen verteilen sich auf die Bewertungsklassen „gut und besser“ (31 Seen), „mäßig“ (34), „unbefriedigend“ (24) und „schlecht“ (16) (Abbildung 40, LAWA 2016b).

Die Seen verfehlen den „guten ökologischen Zustand“ bzw. das „gute ökologische Potenzial“ hauptsächlich wegen zu hoher Nährstoffeinträge. Die Alpen- und Voralpenseen sind qualitativ am besten, sie weisen einen fast durchweg guten oder sogar sehr guten Zustand auf. Bei den Seen im Norddeutschen Tiefland sind die tiefen, geschichteten Seen (s. Kap. 6.1.1) etwa ein Drittel in einem guten oder besseren Zustand, die flacheren, ungeschichteten dagegen nur zu etwa 10 % (Abbildung 41).

Der gute und sehr gute ökologische Zustand der Voralpenseen hat seine Ursache in der frühen Verringerung der Phosphorkonzentrationen durch Verbesserungen in der Klärtechnik und der Installation von Ringkanalisation seit Mitte der 70er Jahre des vorherigen Jahrhunderts. Die relativ flachen Seen des norddeutschen Tieflandes besitzen dagegen große, meist durch landwirtschaftliche Nutzung geprägte Einzugsgebiete, so dass eine Verringerung der Nährstoffeinträge allein aus punktförmigen Einleitungen nicht ausreicht. Auch wurden in den neuen Bundesländern, wo sich viele der Flachseen befinden, erst Anfang der 1990er Jahre die Nährstoffeinträge durch abwassertechnische Sanierun-

Abbildung 40

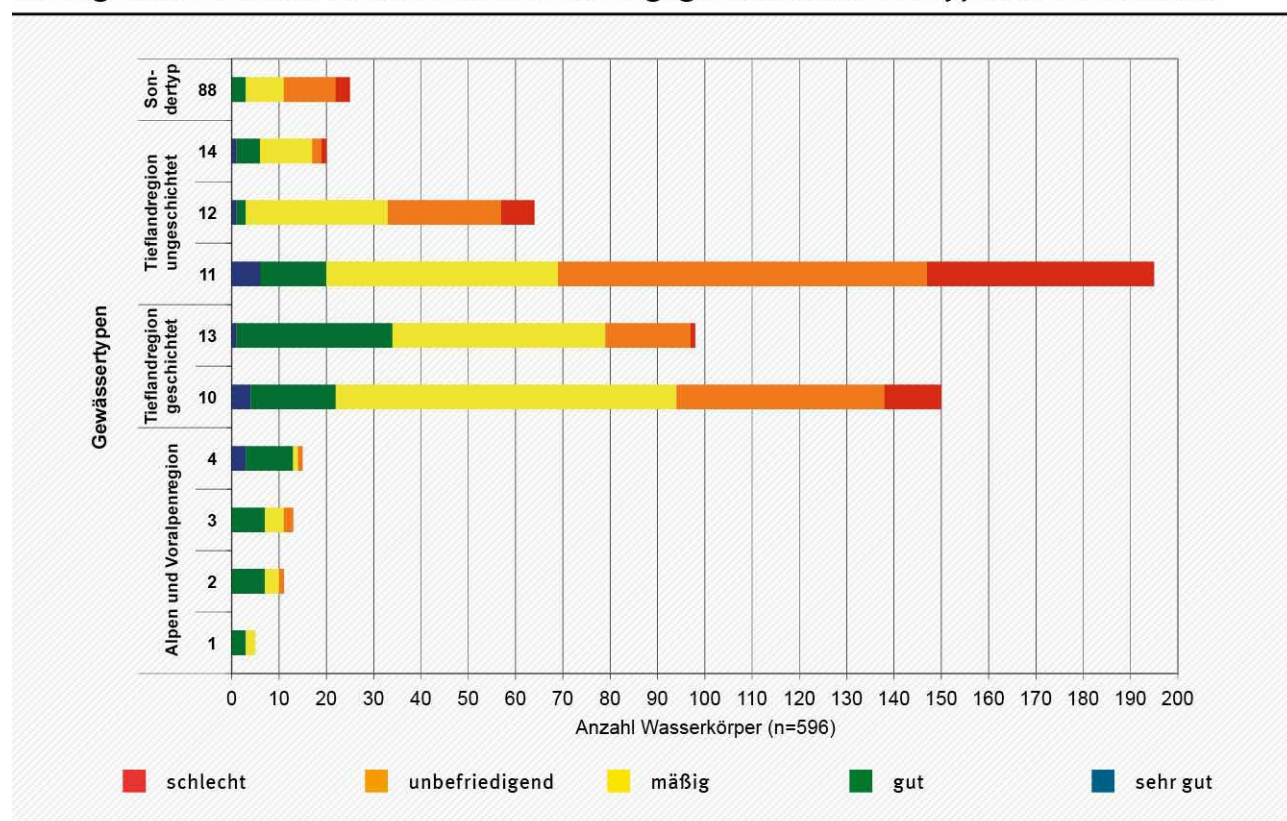
Ökologischer Zustand der natürlichen Seen (n = 568) und ökologisches Potenzial der künstlichen (n = 105) und erheblich veränderten Seewasserkörper (n = 100) in Deutschland (Anzahl nicht bewerteter Wasserkörper: 68)



Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 2016b

Abbildung 41

Ökologischer Zustand der natürlichen Seen aufgegliedert nach Seentypen in Deutschland



Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 2016b

gen verringert und die Trophie der meisten Seen reagiert oft verzögert auf diese Nährstoffreduktion.

Die Bestimmung des ökologischen Zustands der Seen erfolgte in der Regel auf der Grundlage des Phytoplanktons und der Makrophyten bzw. des Phytobenthos (s. Kap. 6.1.2).

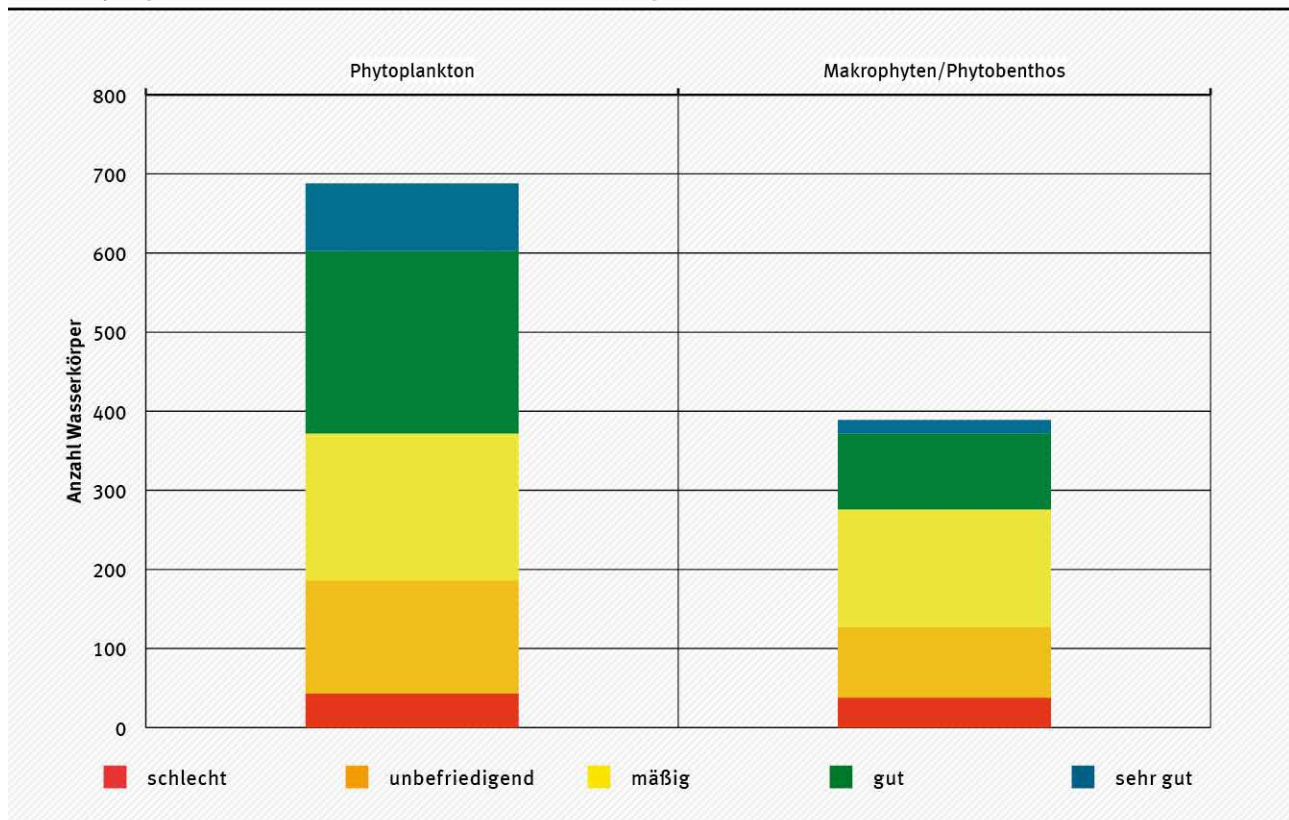
Die Lebensgemeinschaft des Phytoplanktons reagiert besonders auf die Nährstoffbelastung von Seen. Für knapp die Hälfte der natürlichen Seen wurde der Zustand des Phytoplanktons als „gut“ oder „sehr gut“ bewertet (Abbildung 42). Dagegen gilt das nur für 30 % der Seen für die Bewertung der Makrophyten. Ursachen des schlechteren Zustands der Makrophyten können eine stärkere Nährstoff- und Schadstoffbelastung der Seesedimente im Vergleich zum freien Wasserkörper sein und strukturell-morphologische Belastungen, auf die Makrophyten empfindlich reagieren. Ferner etablieren sich Wasserpflanzen erst wieder in natürlicher Weise, wenn die Phytoplanktonbiomassen über einige Jahre verringert sind.

6.2.4 Chemischer Zustand

In den deutschen Seen erreicht aufgrund der Belastungssituation mit Quecksilber in Biota kein Wasserkörper den guten chemischen Zustand (LAWA 2016b). Auch bei den Seen wurden die vorliegende Messergebnisse auf alle Wasserkörper übertragen (s. a. Kap. 5.2.8, Broschüre „Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015“). Messergebnisse in Biota aus Mecklenburg-Vorpommern zeigen bei den Fischen aller untersuchten Seen Überschreitungen auch der Summe der Bromierten Diphenylether (Tabelle 25).

Abbildung 42

Ökologischer Zustand der biologischen Qualitätskomponenten Makrophyten/Phytobenthos und Phytoplankton für natürliche Seewasserkörper



Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 2016b

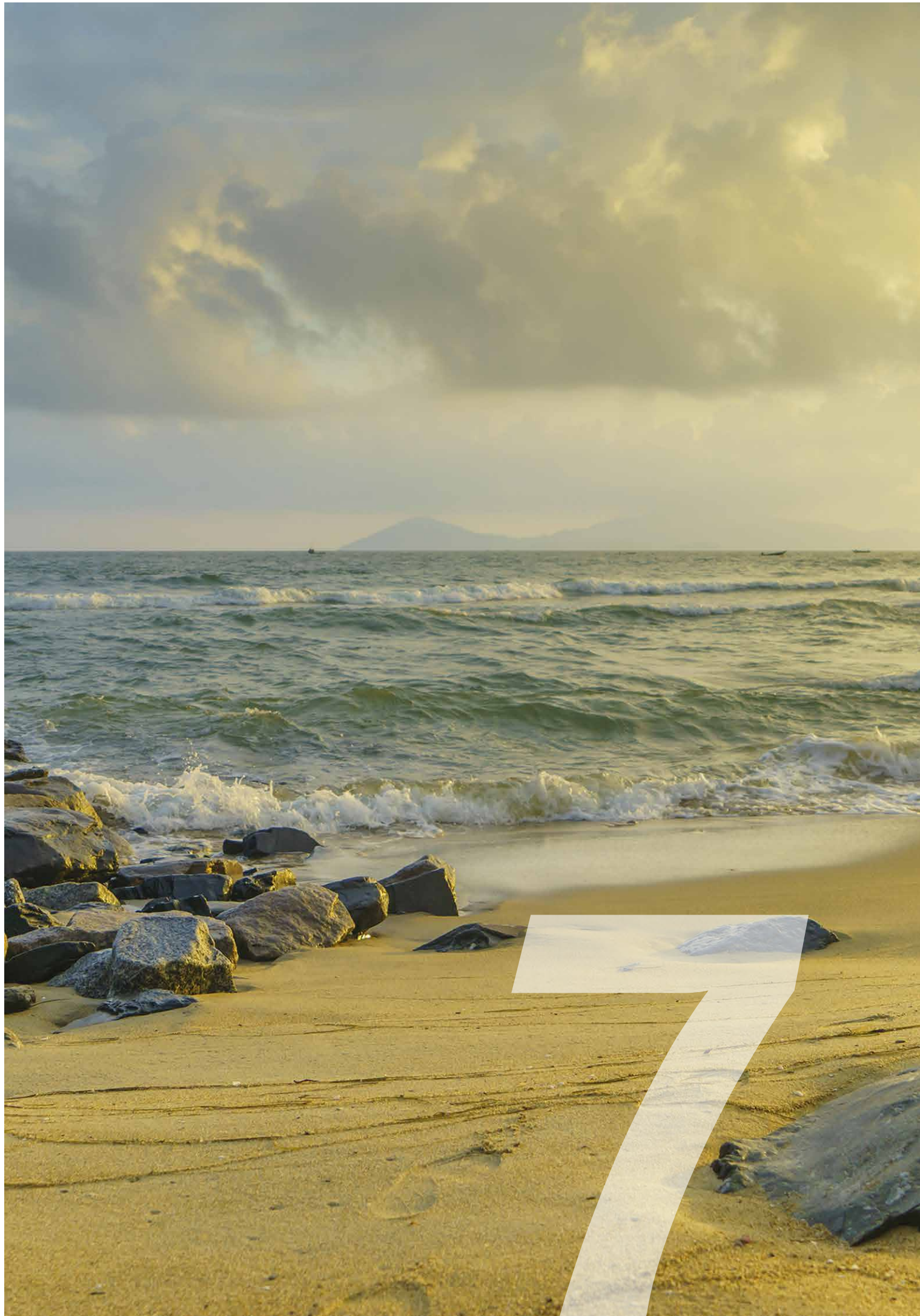
Tabelle 25

Ergebnisse der Schadstoffmessungen in Fischen der Seen Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2013–2015

Stoffname	Konzentrationsbereich (Min–Max) in µg/kg (FG) *	Biota-UQN in µg/kg (FG)
Quecksilber	38–119	20
Dicofol	< 0,02	33
Bromierte Diphenylether	0,028–0,137	0,0085
Hexabromcyclododecan	< 0,2–0,17	167
Hexachlorbenzol	0,023–0,054	10
Hexachlorbutadien	< 0,02	55
Perfluoroktansulfonsäure	< 2,0–3,14	9,1

* Untersuchte Fischarten: Barsch, Rotaugen (Plötze), Brassen

Quelle: LUNG 2016



7 Übergangs-, Küsten- und Meeresgewässer

7.1 Grundlagen der Bewertung

Der ökologische Zustand der Übergangs- und Küstengewässer (bis zu 1 Seemeile) wird nach EG-Wasser-rahmenrichtlinie (WRRL) anhand von biologischen, hydromorphologischen, chemischen und allgemein physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (Kap. 4.2.1) bewertet. Darüber hinaus bewertet die Flora-Fauna-Habitat Richtlinie ausgewählte seltene Arten und Lebensraumtypen und weist für diese Schutzgebiete in den Küsten- und Meeresgewässern aus. Dieses europäische Regelwerk wurde 2008 um die EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) ergänzt. Sie verlangte von den Mitgliedstaaten bis Mitte 2012 eine Anfangsbewertung der Küsten- und Meeresgewässer und alle sechs Jahre eine Folgebewertung. Die MSRL legt fest, dass die Mitgliedstaaten sich bei der Umsetzung in den regionalen Meeresübereinkommen koordinieren. Schon vor der Verabschiedung der MSRL haben die regionalen Meeres-schutzübereinkommen (Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt der Nordsee (OSPAR) und Übereinkommen zum Schutz der Ostsee (HELCOM)) biologische Parameter und den ökologischen Gesamtzustand der Nord- und Ostsee bewertet. Aufgrund der genannten neuen Rolle der Meeresschutzübereinkommen und der Tatsache, dass sich die WRRL, die MSRL, die Flora-Fauna-Habitat Richtlinie und die regionalen Übereinkommen in ihren Anwendungsbereichen überlappen, ist es eine Grundvoraussetzung, harmonisierte Bewertungsverfahren zu entwickeln und bereits bestehende Verfahren auf ihre allgemeingültige Anwendbarkeit zu prüfen.

7.1.1 EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Die WRRL erfordert eine Bewertung des ökologischen und des chemischen Zustands der Übergangs- und Küstengewässer von Nord- und Ostsee.

Typen der Übergangs- und Küstengewässer

Die Übergangsgewässer in Nordeuropa sind die Ästuare der Flüsse; sie werden national zwei Typen zugeteilt: Typ T1: Übergangsgewässer Elbe, Weser, Ems; Typ T2: Übergangsgewässer Eider. Für die deutsche Ostseeküste wurden keine Übergangsgewässer ausgewiesen.

Die Küstengewässer werden typisiert über die Faktoren geographische Breite, geographische Länge, Salzgehalt und Tiefe sowie die optionalen physikalisch-chemischen

Faktoren Strömungsgeschwindigkeit, Wellenexposition, Wassertemperatur und deren Schwankungsbereich, die Zusammensetzung des Substrats sowie die Trübung (Sichttiefe). An der deutschen Ostseeküste werden anhand des Salzgehalts die vier Haupttypen B1 bis B4 (Abbildung 43) und sechs Untertypen (in der Karte nicht dargestellt) unterschieden. An der deutschen Nordseeküste werden fünf Küstengewässertypen unterschieden (Typ N1 bis N5), wobei als Typologiekriterien der Salzgehalt und die Sedimentzusammensetzung genutzt wurden (Abbildung 43). Grundsätzlich wird die Küste des Wattenmeers von den stärker exponierten Außenküsten abgegrenzt. Die Küstengewässer um Helgoland sind ein eigener Typ. Die Gewässertypen der Übergangs- und Küstengewässer sind in Anlage 1 der Oberflächengewässerverordnung aufgeführt.

Biologische Qualitätskomponenten

Die Grundlagen der Bewertung sind in Kapitel 4.2.1 dargestellt. Nachfolgend wird deshalb nur auf einige Spezifika der ökologischen Bewertung der Küstengewässer abgestellt. Die WRRL bewertet den ökologischen Zustand anhand der vier biologischen Qualitätskomponenten. Die Bewertungsverfahren für die biologischen Qualitätskomponenten sind Anlage 6 der Oberflächengewässerverordnung aufgeführt.

Hydromorphologische Qualitätskomponenten

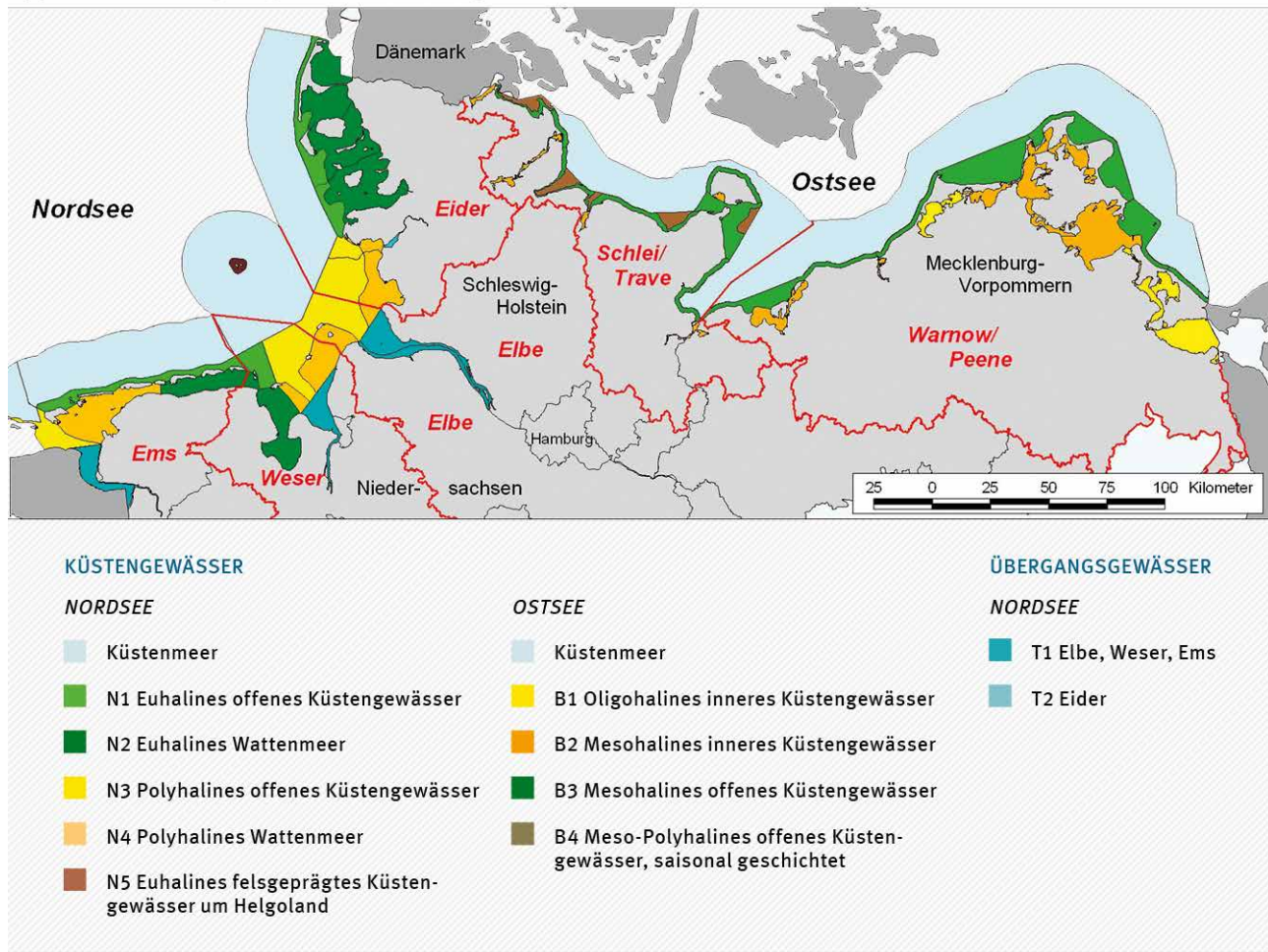
Der Annex V der WRRL definiert als hydromorphologische Qualitätskomponenten für den ökologischen Zustand der Übergangs- und der Küstengewässer die „morphologischen Bedingungen“ und das „Tidenregime“. Diese Komponenten unterstützen bei der Einstufung des ökologischen Zustands/ökologischen Potenzials, in dem sie die Referenzbedingungen (sehr guter Zustand oder höchstes ökologisches Potenzial) mit bestimmen (s. Kap. 4.2.1).

Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

Für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (s. Kap. 4.2.1) benennt die Anlage 7 der Oberflächengewässerverordnung typbezogene Konzentrationsbereiche für Salinität, Gesamtstickstoff, anorganischen gelösten Stickstoff, Nitrat-Stickstoff, Gesamtphosphor und Orthophosphat-Phosphor, die den „guten“ bzw. „sehr guten Zustand“ (Referenzbedingungen) kennzeichnen.

Abbildung 43

Typen der Übergangs- und Küstengewässer



Quelle: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Bewirtschaftungszielwerte

Die Novelle der Oberflächengewässerverordnung von 2016 legt erstmals Bewirtschaftungszielwerte für Gesamtstickstoff (Jahresmittelwerte) für die in die Nord- und Ostsee einmündenden Flüsse fest. Sie richten sich an den Meeresschutzzielen aus und gelten an den jeweiligen Süßwassermessstellen am Grenzscheitel limnisch/marin. Für die Nordsee wurde als Bewirtschaftungszielwert 2,8 mg/l Gesamtstickstoff festgelegt, für die Ostsee 2,6 mg/l. Aus diesen Zielwerten lassen sich für die zuführenden Fließgewässer im Binnenland Vorgaben für Stickstoffkonzentrationen ableiten. Ein entsprechendes Konzept der Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) mit vollzugsfähigen regionalisierten Reduzierungszielen für Gesamtstickstoff liegt bereits vor (Abbildung 44, LAWA 2014a).

Die Bewirtschaftungszielwerte für die Eutrophierung sollen ermöglichen, den guten Zustand von Nord- und Ostsee zu erreichen. In der Ostsee trägt der Zielwert

gleichzeitig dazu bei, die Nährstoffreduktionsziele des HELCOM Ostseeaktionsplans zu erreichen. Für Phosphor wird davon ausgegangen, dass die in der Oberflächengewässerverordnung festgelegten Orientierungswerte für den guten Zustand in den Flüssen auch für die Meeresschutzziele hinreichend sind (Anlage 7 OGewV).

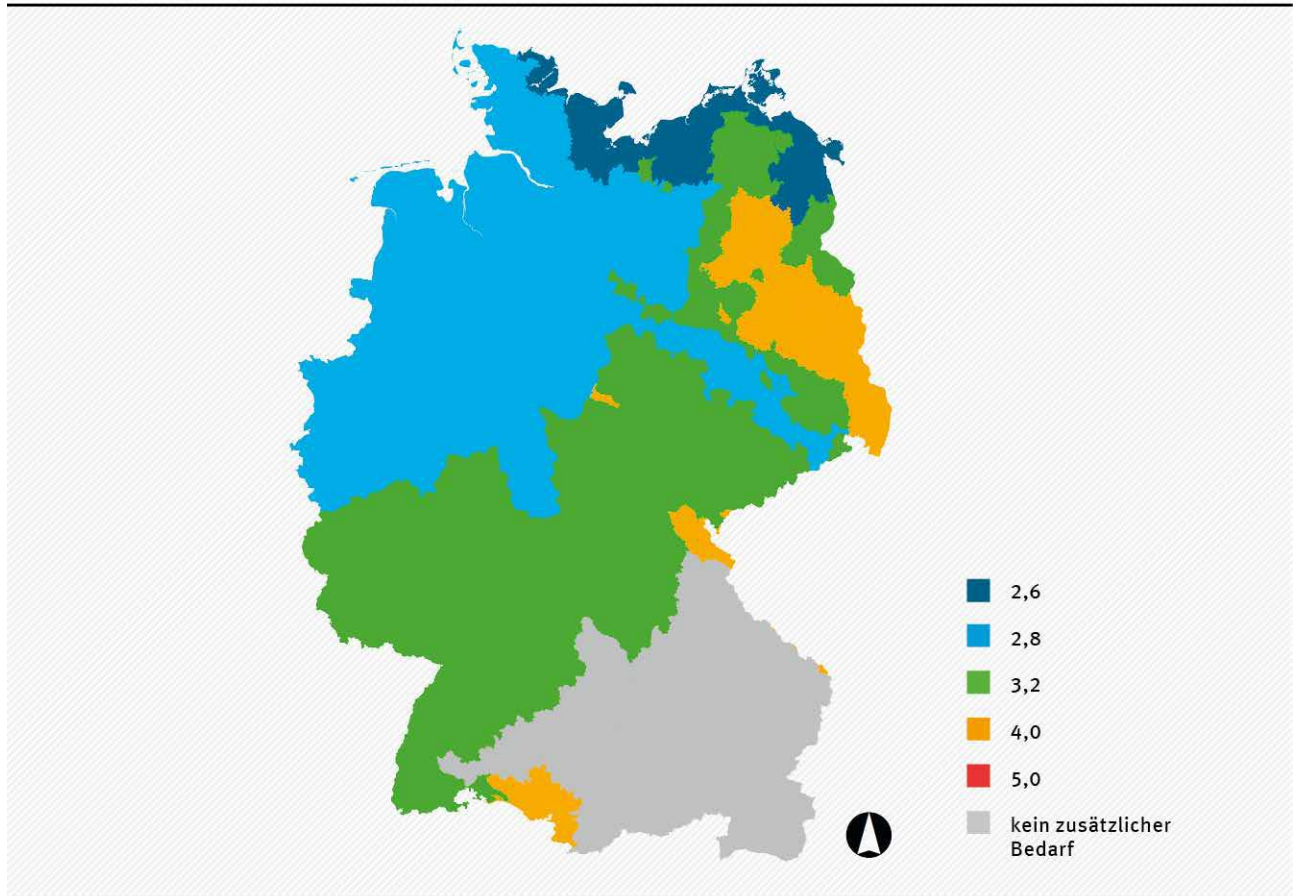
7.1.2 EU-Meeressstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)

Die MSRL erfordert eine Bewertung der Küstengewässer sowie der Meeresgewässer in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ). Zur Erfassung und Bewertung des „Guten Umweltzustandes“ für die deutschen Meeresregionen wurden 11 Deskriptoren (s. Tabelle 26) beschrieben und mit den in der MSRL aufgeführten Merkmalen (Anhang III, Tabelle 16 MSRL) und Belastungen/Auswirkungen (Anhang III, Tabelle 19 MSRL) präzisiert: Ein Deskriptor zur marinen Biodiversität (D1), ein Deskriptor zu marinen Nahrungsnetzen (D4), ein Deskriptor zum Meeresbodenzustand (D 6; Habitat) und

Abbildung 44

Meeresökologisch notwendige, maximale mittlere jährliche Stickstoffkonzentrationen im Binnenland, abgeleitet unter Berücksichtigung der Retention für Planungseinheiten

(Nordsee: 2,8 mg/l TN; Ostsee: 2,6 mg/l TN)



Quelle: LAWA 2014a

acht zu anthropogenen Belastungen aus spezifischen Nutzungen. Eine Entscheidung der EU-Kommission benennt Kriterien und methodische Standards (EU-KOM 2010/477/EU) als Grundlage für eine europaweit harmonisierte Bewertung des „Guten Umweltzustandes“. In ihr werden 56 Indikatoren spezifiziert. Da die Mehrzahl dieser Indikatoren nicht rechtzeitig operationalisiert wurde, beruhte die Anfangsbewertung der deutschen Meeresgewässer 2012 überwiegend auf bestehenden Bewertungen der WRRL, der Flora-Fauna-Habitat Richtlinie und von OSPAR und HELCOM. Im November 2016 wurde eine überarbeitete Entscheidung der EU-Kommission vorgelegt, die die Anforderungen der MSRL weiter konkretisiert, die Zahl der Indikatoren reduziert und neben primären und sekundären Kriterien (Indikatoren) auch methodologische Standards (Bewertungsregeln) festlegt. Der überarbeitete Kommissionsbeschluss (EU-KOM 2010/477/EU Draft) legt den Grundstein für eine verbesserte regionale Kohärenz der Umsetzung der MSRL.

Während für einige Belastungen bereits ausgereifte Bewertungsverfahren vorliegen (wie für Eutrophierung, Schadstoffe und Teilaspekte der Fischerei) und ihre Auswirkungen auf Organismen und Populationen bereits gut belegt sind, wurden erst in den letzten Jahren für andere noch weniger gut untersuchte Störgrößen wie die Lärmverschmutzung der Meere oder den Eintrag von Müll Bewertungsansätze entwickelt. Aber auch für die marine Biodiversität (insbesondere für die Bewertung des Benthos, des Planktons, von Fischen, Seevögeln und marinen Säugetieren) müssen Indikatoren und Bewertungsansätze entwickelt werden. Diese Entwicklungsarbeit wird auf EU-Ebene und im Rahmen von OSPAR und HELCOM geleistet. Erste neu entwickelte Indikatoren und Bewertungsverfahren werden für die Folgebewertung gemäß MSRL in 2018 Anwendung finden.

OSPAR und HELCOM dienen den EU-Anrainern des Nordostatlantiks und der Ostsee als Plattform zur Umsetzung der MSRL. Sie bewerten den Umweltzustand

in den Konventionsgebieten thematisch und holistisch. Die MSRL baut auf diesen harmonisierten Verfahren auf. HELCOM verfolgt mit dem Ostseeaktionsplan die Vision einer „gesunden Ostseemwelt mit im Gleichgewicht befindlichen biologischen Komponenten“ anhand einer hierarchischen Strategie, die vier Segmente hat. Diese betreffen die vier thematischen Bereiche Eutrophierung, gefährliche Stoffe, Biodiversität und maritime Aktivitäten. Jedem dieser Ziele sind eine Reihe ökologischer Zielstellungen zugeordnet, deren Erreichen anhand einer Reihe zu messender Parameter bewertet wird.

2010 veröffentlichte HELCOM erstmals eine holistische Bewertung der Meeresumwelt der Ostsee (HELCOM HOLAS (Holistic Assessment)) mit den Daten von 2003–2007. Die Bewertung basiert auf dem Ökosystemansatz und betrachtet eine Reihe relevanter Belastungen und ihre Auswirkungen auf die Meeresorganismen, wobei nicht nur der aktuelle Status des Ökosystems, sondern auch Trends betrachtet werden. Die Folgebewertung HOLAS II erfolgt 2017 und stützt sich auf Daten von 2011–2015. Die thematischen Bereiche bleiben erhalten, jedoch wurden für die MSRL neue Indikatoren entwickelt und die Bewertungswerkzeuge werden momentan an die Anforderungen der MSRL angepasst.

OSPAR hat auf der Ministerkonferenz 2010 thematische Strategien für die Themenaspekte Biodiversität, Eutrophierung, gefährliche Stoffe, radioaktive Substanzen und Offshore Öl- sowie Gasförderung verabschiedet.



Die Bewertungssysteme für Eutrophierung, gefährliche Stoffe und radioaktive Substanzen sind weit entwickelt, während die Bewertung und das Monitoring der Biodiversität sich noch in einem Anfangsstadium befinden. Die Bewertungsergebnisse werden regelmäßig in Qualitätszustandsberichten publiziert (1987, 1993, 2010). Der nächste Bericht ist für 2021 geplant. Bereits in 2017 soll aber ein „Intermediate Assessment“ veröffentlicht werden, dass von den OSPAR-Vertragsstaaten als Grundlage für die Folgebewertung gemäß MSRL in 2018 genutzt werden kann.

Mit dem Inkrafttreten der MSRL hat sich die Rolle der regionalen Meeresschutzkonventionen, wie oben bereits erwähnt, grundlegend gewandelt. HELCOM und OSPAR dienen zunehmend als Koordinierungsplattformen für die Umsetzung der MSRL und fokussieren ihre Arbeiten gegenwärtig auf die Entwicklung regionaler Kernindikatoren, die z. B. in der Ostsee sowohl der Umsetzung des Ostseeaktionsplans als auch der MSRL-Umsetzung dienen.

Bewertungsgrundlagen für Deskriptor 5 Eutrophierung

OSPAR hat zur Eutrophierungsbewertung die „Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the Maritime Area“ (COMP) entwickelt, die auch für den Deskriptor 5 „Eutrophierung“ der MSRL gilt. Sie ist gleichzeitig eines der Hauptelemente der OSPAR-Strategie zur Bekämpfung der Eutrophierung von 2010 und soll bis spätestens 2020 eine gesunde Meeresumwelt ohne Eutrophierung wieder herstellen. Dieses Ziel ist trotz einer signifikanten Reduktion der Nährstoffeinträge über die in die Nordsee mündenden Flüsse bis heute nicht erreicht.

Das Ausweisungsverfahren besteht aus Bewertungskriterien, die über den Grad der Nährstoffanreicherung sowie direkte und indirekte Eutrophierungseffekte (s. Tabelle 27) eine Einteilung in Problemgebiete (PG), potenzielle Problemgebiete (PPG) und Nicht-Problemgebiete (NPG) erlauben. Dieses Ausweisungsverfahren wurde 2012 an die Anforderungen der MSRL angepasst. HELCOM hat das Bewertungsverfahren von OSPAR weiterentwickelt und wendet es regelmäßig auf die Ostsee an.

Weitere Bewertungsverfahren, die für die Bewertung der Eutrophierung unter Deskriptor 5 der MSRL genutzt werden, sind in Kapitel 7.2.1 beschrieben.

Tabelle 26

Überblick über Deskriptoren des guten Umweltzustands (EU-Meeresstrategierahmenrichtlinie)

Qualitative Deskriptoren zur Festlegung des guten Umweltzustands

1. Die biologische Vielfalt wird erhalten. Die Qualität und das Vorkommen von Lebensräumen sowie die Verbreitung und Häufigkeit der Arten entsprechen den vorherrschenden physiografischen, geografischen und klimatischen Bedingungen.
2. Nicht einheimische Arten, die sich als Folge menschlicher Tätigkeiten angesiedelt haben, kommen nur in einem für die Ökosysteme nicht abträglichen Umfang vor.
3. Alle kommerziell befischten Fisch- und Schalentierbestände befinden sich innerhalb sicherer biologischer Grenzen und weisen eine Alters- und Größenverteilung der Population auf, die von guter Gesundheit des Bestandes zeugt.
4. Alle bekannten Bestandteile der Nahrungsnetze der Meere weisen eine normale Häufigkeit und Vielfalt auf und sind auf einem Niveau, das den langfristigen Bestand der Art sowie die Beibehaltung ihrer vollen Reproduktionskapazität gewährleistet.
5. Die vom Menschen verursachte Eutrophierung ist auf ein Minimum reduziert; das betrifft insbesondere deren negative Auswirkungen wie Verlust der biologischen Vielfalt, Verschlechterung des Zustands der Ökosysteme, schädliche Algenblüten sowie Sauerstoffmangel in den Wasserschichten nahe dem Meeresgrund.
6. Der Meeresgrund ist in einem Zustand, der gewährleistet, dass die Struktur und die Funktionen der Ökosysteme gesichert sind und dass insbesondere benthische Ökosysteme keine nachteiligen Auswirkungen erfahren.
7. Dauerhafte Veränderungen der hydrografischen Bedingungen haben keine nachteiligen Auswirkungen auf die Meeresökosysteme.
8. Aus den Konzentrationen an Schadstoffen ergibt sich keine Verschmutzungswirkung.
9. Schadstoffe in für den menschlichen Verzehr bestimmtem Fisch und anderen Meeresfrüchten überschreiten nicht die im Gemeinschaftsrecht oder in anderen einschlägigen Regelungen festgelegten Konzentrationen.
10. Die Eigenschaften und Mengen der Abfälle im Meer haben keine schädlichen Auswirkungen auf die Küsten- und Meeresumwelt.
11. Die Einleitung von Energie, einschließlich Unterwasserlärm, bewegt sich in einem Rahmen, der sich nicht nachteilig auf die Meeresumwelt auswirkt.

Quelle: Anhang I MSRL

Bewertungsgrundlagen für Deskriptor 8 Belastung der Meeresumwelt mit Schadstoffen

Die MSRL definiert den Guten Umweltzustand (GES = Good Environmental Status) für die Belastung der Meeresumwelt mit Schadstoffen (Deskriptor 8) anhand ausgewählter Schadstoff-Indikatoren. Unter OSPAR und HELCOM werden die Indikatoren für eine Bewertung der Meeresregionen abgestimmt. Die Schadstoff-Indikatoren orientieren sich eng an den unter der WRRL als prioritär bzw. prioritär gefährlich eingestuften Stoffen. Als Bewertungsgrundlage dienen in erster Linie die Umweltqualitätsnormen (UQN) der WRRL (s. Kap. 4.2.2 und 4.2.3). Die UQN nach WRRL sind vorrangig für die Matrix Wasser abgeleitet. Die Bewertung der Schadstoffbelastung der Meeresumwelt nutzt jedoch hauptsächlich die Matrices Biota und Sediment. Daher werden, wenn keine geeignete UQN verfügbar ist, für die Bewertung der Nord- und der Ostsee die OSPAR Bewertungsschwellen (Tabelle 28) genutzt.

7.1.3 Meeresüberwachung und zentrale Datenhaltung des Bundes

Von 1997 bis 2012 arbeiteten die zuständigen Ressorts des Bundes und der Länder Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein im Bund/Länder-Messprogramm (BLMP) zusammen. Zur Umsetzung der MSRL wurde das Verwaltungsabkommen Meeresschutz zwischen den Länder und dem Bund vereinbart (VerwAbk 2012). Die Kooperation zwischen Bund und Küstenländern bei der Überwachung der Meeresumwelt wird mit den zusätzlichen Anforderungen der MSRL fortgeführt. Die Zusammenarbeit soll die nationalen, europäischen und internationalen Verpflichtungen beim Meeresschutz effizient erfüllen.

Die einzelnen Messprogramme sowie eine Übersicht über die einzelnen rechtlichen Quellen sind im Monitoring-Handbuch beschrieben (BLMP 2016). Die Daten

Tabelle 27

Kriterien zur Bewertung physiko-chemischer und biologischer Eutrophierungsparameter gemäß OSPAR „Common Procedure“

Kategorie	Bewertungsparameter
I	Grad der Nährstoffanreicherung
	1 Flusseinträge und direkte Einträge Erhöhte Einträge und/oder steigende Trends (im Vergleich zu früheren Jahren)
	2 Nährstoffkonzentrationen Erhöhte Gehalte (definiert als Konzentration > 50 % über salzgehaltsnormierter und/oder regionalspezifischer Hintergrundkonzentration) von Winter-DIN und/oder DIP und Gesamtstickstoff und -phosphor
	3 Winter N/P Verhältnis (Redfield N/P = 16) Erhöht im Vergleich zum natürlichen Redfield Verhältnis (> 50 % Abweichung: > 25)
II	Direkte Effekte der Nährstoffanreicherung (in der Wachstumsperiode)
	1 Chlorophyll a Konzentration Erhöhte maximale und mittlere Gehalte oder 90 Perzentile (definiert als Konzentration > 50 % über regionalen (z. B. offene See) Hintergrundkonzentrationen)
	2 Regional-/Gebietsspezifische Phytoplankton Indikatorarten Erhöhte Dichten (und erhöhte Blütendauer)
	3 Makrophyten einschließlich Makroalgen (regional spezifisch) Verschiebungen von langlebigen zu kurzlebigen (störenden) Arten (z. B. <i>Ulva</i>) Erhöhte Dichte, insbesondere von opportunistischen Grünalgen
III	Indirekte Effekte der Nährstoffanreicherung (in der Wachstumsperiode)
	1 Grad der Sauerstoffverarmung Herabgesetzte Gehalte (< 2 mg/l: akut toxisch, 4–6 mg/l: Sauerstoffarmut)
	2 Veränderungen/Absterben bei Zoobenthos und Fischen Absterben (verursacht durch Sauerstoffmangel und/oder giftige Algen) Langzeitveränderungen im Zoobenthos (Biomasse und/oder Artenzusammensetzung)
	3 Organischer Kohlenstoff/organische Substanz Erhöhte Gehalte (in Relation zum Sauerstoffmangel, relevant in Sedimentationsgebieten)
IV	Andere mögliche Effekte der Nährstoffanreicherung (in der Wachstumsperiode)
	1 Algentoxine (DSP/PSP-Auftreten in Muscheln) Vorkommen (Phytoplankton Indikatorarten)

DSP = Diarrhetic Shellfish Poisoning (diarrhöische Muschelvergiftung beim Menschen)
PSP = Paralytic Shellfish Poisoning (paralytische Muschelvergiftung beim Menschen)

Quelle: OSPAR 2013

Tabelle 28

OSPAR-Bewertungskriterien für die Belastung von Miesmuscheln mit ausgewählten Schadstoffen

Stoffname	Background Assessment Criteria * (BAC) Miesmuschel µg/kg TG	Environmental Assessment Criteria ** (EAC) Miesmuschel µg/kg TG
Blei	1.300	
Cadmium	960	
Tributylzinn		12

* Background Assessment Criteria (BAC) entsprechen Konzentrationen, wie sie an unbelasteten Stellen des Nordost-Atlantiks gemessen werden.

** Environmental Assessment Criteria (EAC) sind wie Umweltqualitätsnormen ökotoxikologisch abgeleitete Konzentrationsschwellen unterhalb derer keine chronischen Effekte auf marine Lebewesen zu erwarten sind.

Quelle: OSPAR 2009a

sind Grundlage für die Auswertungen im Kapitel 7.2.1. Das Monitoring-Handbuch befindet sich in Überarbeitung, um den Anforderungen der MSRL nachzukommen. Dies erfordert neben der Überwachung der Meeresumwelt auch Datenerhebungen für Belastungs- und Maßnahmen-bezogene Indikatoren.

Daten zu den Nährstoffeinträgen in Nord- und Ostsee basieren auf den Messprogrammen der Küstenbundesländer und gehen in die Datenbanken der regionalen Übereinkommen HELCOM und OSPAR ein (HELCOM PLC und OSPAR RID).

Den Auswertungen zur Anreicherung von Schwermetallen in Biota (Kapitel 7.2.2.1) und organischen Schadstoffen in Biota (Kapitel 7.2.2.2) der Nord- und Ostsee liegen ausschließlich Daten der Umweltprobenbank des Bundes (UPB) zu Grunde. Die UPB untersucht seit dem Jahr 1986 regelmäßige Schadstoffgehalte in Meerestieren und -pflanzen. Für die Nordsee liegen die Probenahme-Gebiete Sylt-Römö-Watt und Meldorfer Bucht in Schleswig-Holstein und das Gebiet Jadebusen in Niedersachsen. Für die Ostsee ist das Probenahmegebiet der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft (UPB 2016).

7.1.4 Qualitätssicherung im Meeresmonitoring

Verantwortlich für die Qualität und Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse sind die am BLMP für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee beteiligten Laboratorien. Unterstützt werden sie dabei von der dem Umweltbundesamt zugeordneten Qualitätssicherungsstelle des BLMP, die unabhängig und nicht selbst am Monitoring beteiligt ist. Eine wesentliche Maßnahme zur Sicherung der Qualität der Ergebnisse der Überwachung ist die Einführung von Qualitätsmanagement-Systemen nach DIN EN ISO/IEC 17025 in allen Laboratorien. Dafür stellt die Qualitätssicherungsstelle ein auf das BLMP abgestimmtes Muster-Qualitätsmanagementhandbuch sowie Muster-Standardarbeitsanweisungen für ausgewählte biologische Untersuchungsverfahren zur Verfügung.

Eine wichtige Maßnahme der laborinternen Qualitätssicherung ist der Einsatz von Referenzmaterialien. Dabei handelt es sich um chemische Substanzen definierter Reinheit oder um stabile und homogene Materialien, die den zu untersuchenden Proben ähnlich sind, und deren Gehalte an bestimmten Schadstoffen bekannt sind. Sie können für die Kalibrierung eines Messgeräts oder die Prüfung der Anwendbarkeit einer Messmethode für eine bestimmte Überwachungsaufgabe (Validierung) benutzt werden.

Laborvergleiche sind das wichtigste Element der externen Qualitätssicherung. Für physikalisch-chemische Messungen bietet QUASIMEME (Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe) für viele der für das marine Monitoring relevanten Parameter Ringversuche an. Die Teilnehmer eines Ringversuchs erhalten identische Meerwasser-, Sediment-, Fisch- oder Muschelproben, in denen Nährstoffe, Schwermetalle oder organische Schadstoffe zu bestimmen sind. Die Ergebnisse der Teilnehmer werden dann bezüglich ihrer Vergleichbarkeit bewertet.

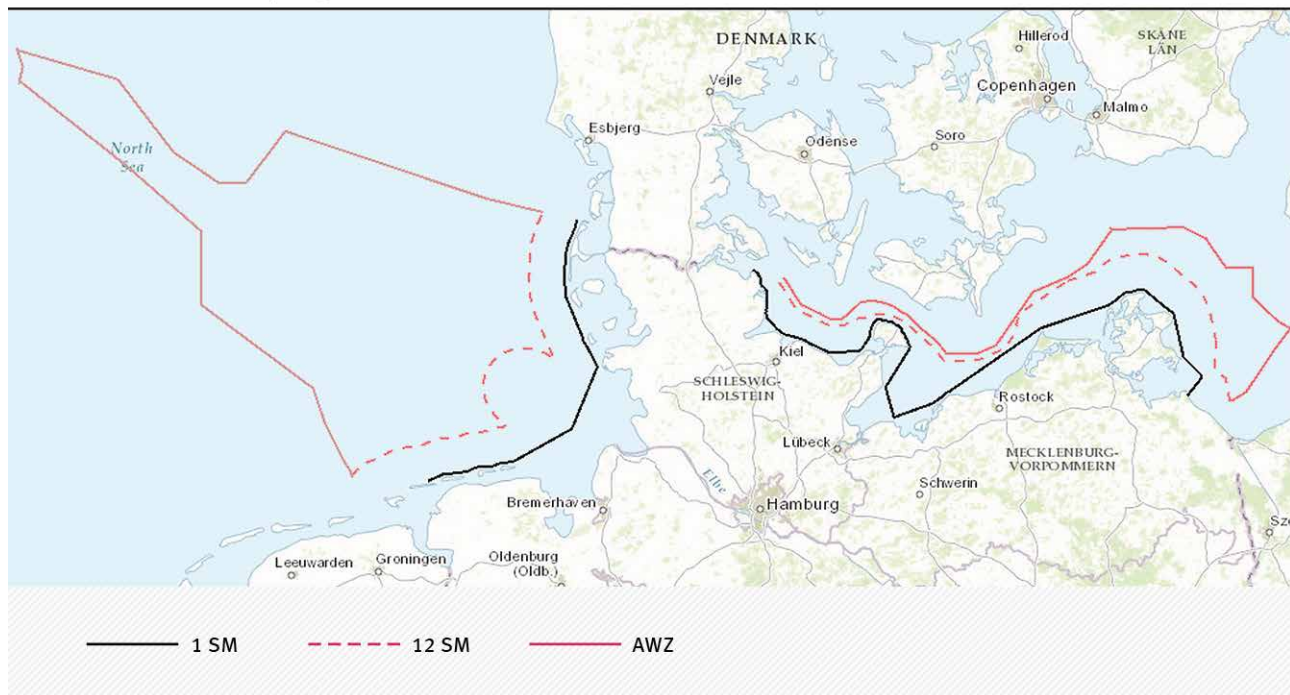
Laborvergleiche sind auch für biologische Parameter durchführbar und sinnvoll. Sie helfen, Defizite in der Qualität der Monitoringdaten aufzudecken. Gegenstand solcher Ringversuche ist es, z. B. die taxonomische Expertise der teilnehmenden Laboratorien bei der Bestimmung relevanter Organismengruppen zu vergleichen sowie die Zählgenauigkeit zu ermitteln. Gleichzeitig erhält man Hinweise auf bewertungsrelevante Organismengruppen, deren taxonomische Klassifizierung schwierig ist und zu Fehlbeurteilungen führen kann.

7.2 Zustandsbewertung

7.2.1 Eutrophierung

Eutrophierung ist eine durch menschliche Aktivitäten verursachte Anreicherung des Wassers mit Nährstoffen (Phosphor, Stickstoff). Sie bewirkt ein beschleunigtes Wachstum von einzelligen Algen (Phytoplankton) und Makrophyten (große, festsitzende Algen und Seegras). Die Eutrophierung verändert die aquatischen Lebensgemeinschaften und die Qualität des Wassers. Bei einer Überdüngung kann es zu verstärktem Algenwachstum, Verschiebungen der Artenzusammensetzung und Sauerstoffmangel wegen des bakteriellen Abbaus abgestorbener Algen kommen. Der Sauerstoffmangel schädigt andere Pflanzen, bodenlebende Tiere und Fische. Es entsteht giftiger Schwefelwasserstoff und die freigesetzten Nährstoffe verstärken die Eutrophierungseffekte. Auch atmosphärische Stickstoffeinträge aus Landwirtschaft, Schiffsverkehr, Verkehr, Kraftwerken und Industrie tragen zur Eutrophierung der Meere bei. Eutrophierung ist neben der Fischerei die größte Belastung der Nord- und Ostsee und spielt deshalb im Meeresschutz eine entscheidende Rolle.

Abbildung 45

Bund/Länder-Messprogramm

Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

7.2.1.1 Eutrophierung der Nordsee

Nährstoffeinträge

Es werden sowohl die in den Flüssen direkt über gemessene Stoffkonzentrationen und Durchflüsse berechnete Stofffrachten, als auch die mit dem Modellansatz (Modelling of Regionalized Emissions MoRE) bilanzierten Stoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer des Nordsee-Einzugsgebiets ermittelt. Bei der Bilanzierung mit MoRE wird die Retention in den Gewässern nicht berücksichtigt, d. h. die bilanzierten Einträge fallen höher aus als die berechneten Frachten. Die berechneten Frachten an den Mündungen von Ems, Weser und Elbe stützen sich auf Datenreihen seit 1980. Für die Eider liegen erst Daten ab 1990 vor. Von diesen Flüssen hat die Elbe den größten Anteil am Nährstoffeintrag in die Nordsee. Der aktuelle Trend ist durch eine stetige Reduzierung der Frachten charakterisiert (Abbildungen 46 und 47).

Phosphor und Stickstoff zeigen ein ausgeprägtes, vom Abfluss abhängiges Verhalten. Im Gegensatz zu Phosphorverbindungen (hohe Bodenbindung) führen höhere Niederschlagsmengen zu einer verstärkten Auswaschung und Abschwemmung von Stickstoffverbindungen aus landwirtschaftlichen Böden. Für den Zeitraum von 1990 bis 2014 gingen die Stickstofffrachten in der Elbe um 43 % zurück. Die mittlere Reduzierung der

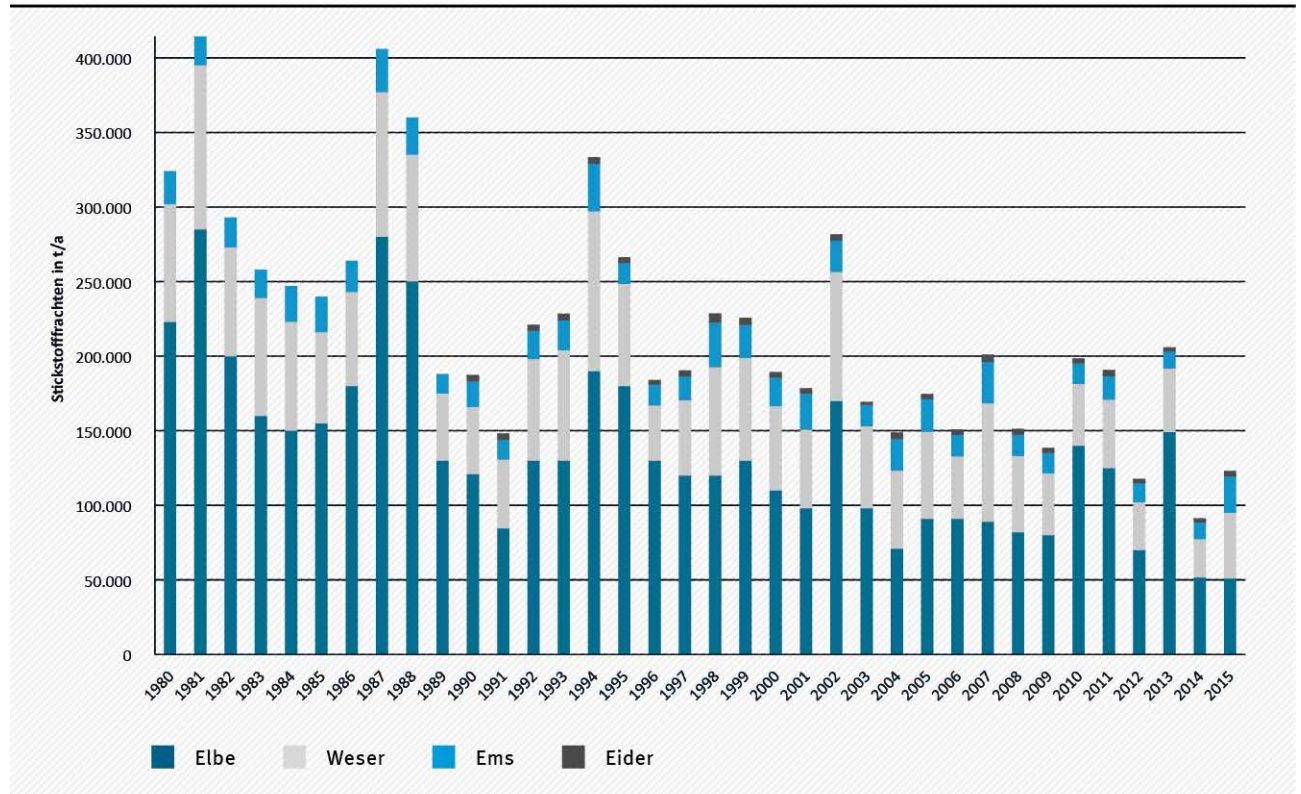
Phosphorfrachten über Elbe, Weser, Ems und Eider lag im Zeitraum von 1990 bis 2014 bei 41 %.

Die mit MoRE modellierten Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer im deutschen Nordsee-Einzugsgebiet verringerten sich zwischen 1983–1987 und 2012–2014 für Stickstoff um 50 % von rund 804.000 t/a auf 353.400 t/a und für Phosphor um 70 % von rund 67.200 t/a auf 17.500 t/a. Für die Abnahme der Stickstoffeinträge sind die Punktquellen verantwortlich, deren Anteil am Gesamteintrag 2012–2014 auf ca. 20 % zurückging (Abbildung 48). 70 % der Gesamtstickstoffeinträge stammen aus der Landwirtschaft; davon erfolgen 68 % der Einträge über den Grundwasserpfad, 22 % über Dränagen, 5 % durch Abschwemmungen aus vorwiegend landwirtschaftlichen Flächen sowie jeweils 2 % aus atmosphärischer Deposition und Erosion.

Die Reduzierung der Phosphoreinträge um 74 % ist ebenfalls auf verringerte Einträge aus Punktquellen (um 88 %) zurückzuführen. Angesichts der enormen Verminderung der Phosphoreinträge aus Punktquellen dominieren 2012–2014 die diffusen Eintragsquellen mit etwa 65 %, wobei etwa 48 % der Landwirtschaft (Grundwasser, Erosion, Oberflächenabfluss und Dränagen) zuzurechnen sind (Abbildung 49). Die Phosphoreinträge aus diffusen Quellen sind im Vergleich 1983–1987 zu

Abbildung 46

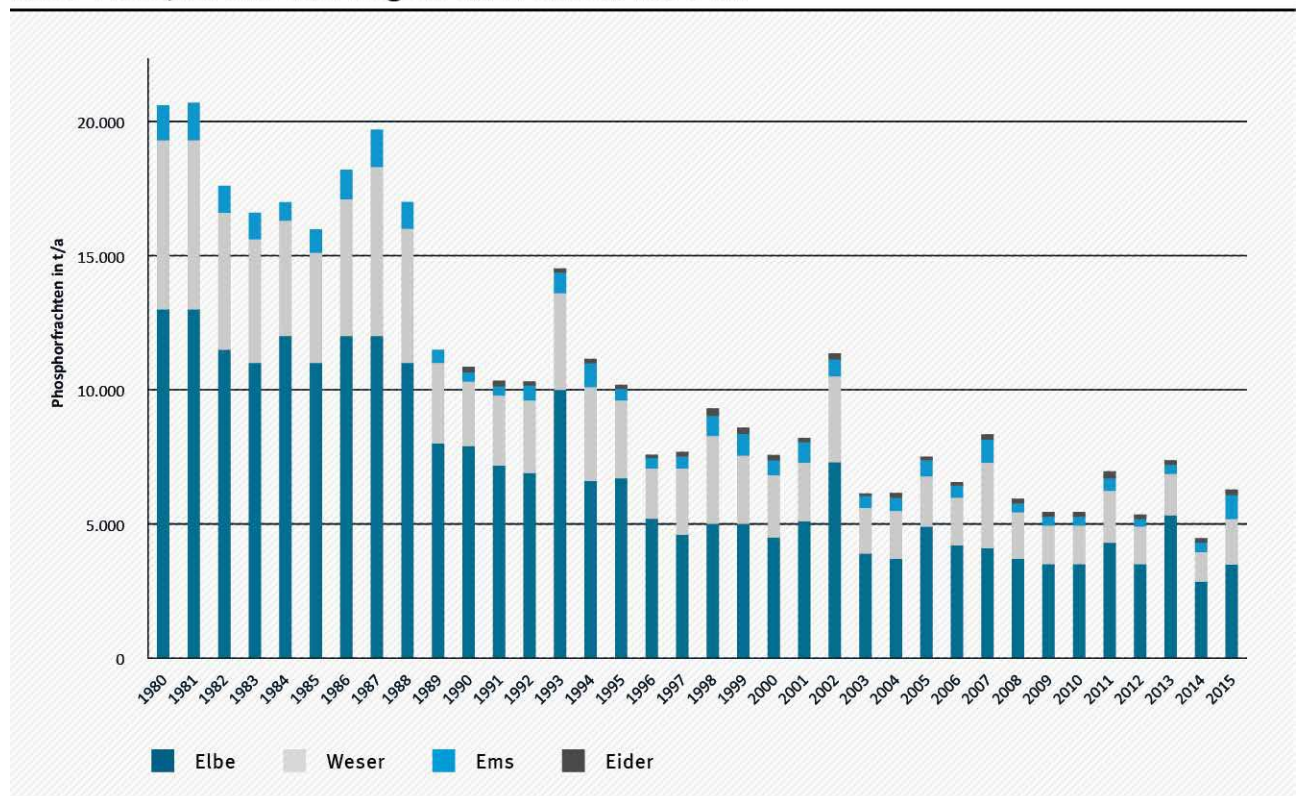
Zeitreihe der Gesamtstickstofffrachten über die deutschen Zuflüsse in die Nordsee 1980–2015; für die Eider liegen Daten erst ab 1990 vor



Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben der Bundesländer zur Berichterstattung OSPAR, Stand: 2016

Abbildung 47

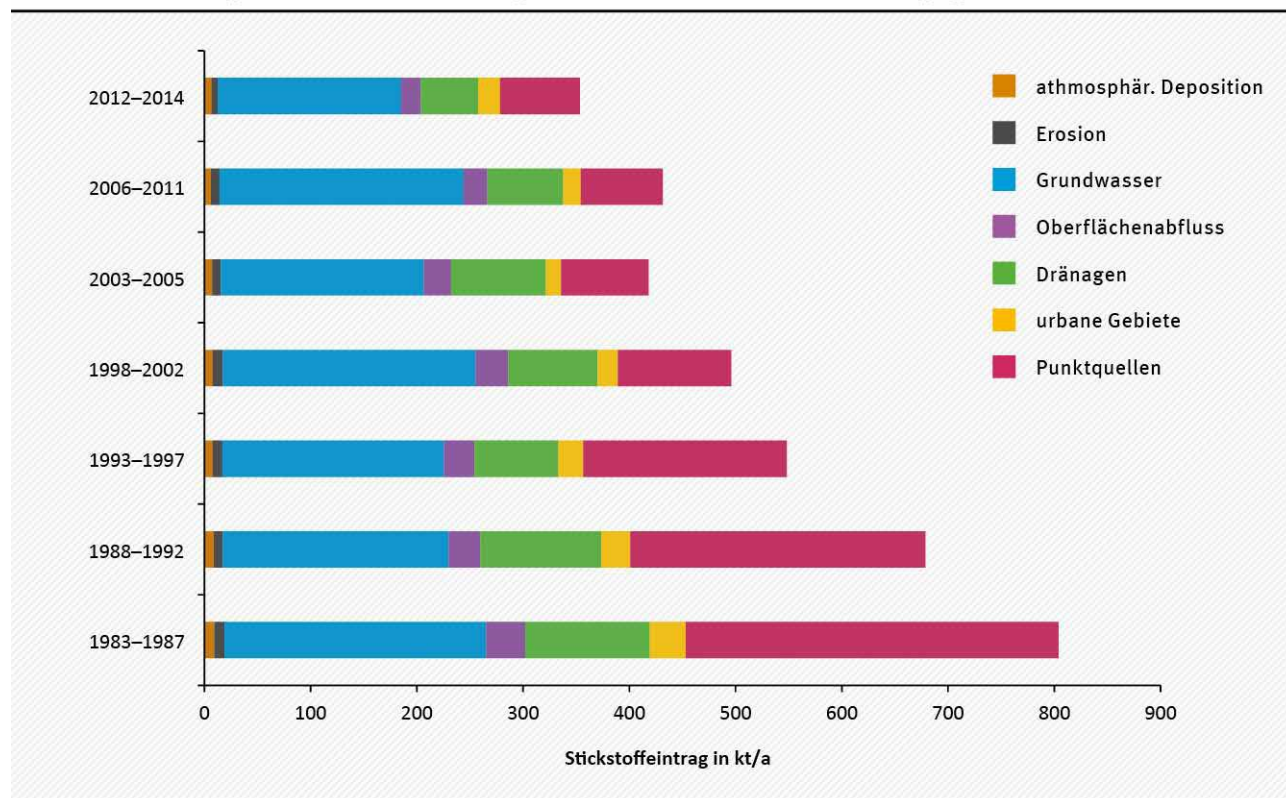
Zeitreihe der Gesamtposphorfrachten über die deutschen Zuflüsse in die Nordsee 1980–2015; für die Eider liegen Daten erst ab 1990 vor



Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben der Bundesländer zur Berichterstattung OSPAR, Stand: 2016

Abbildung 48

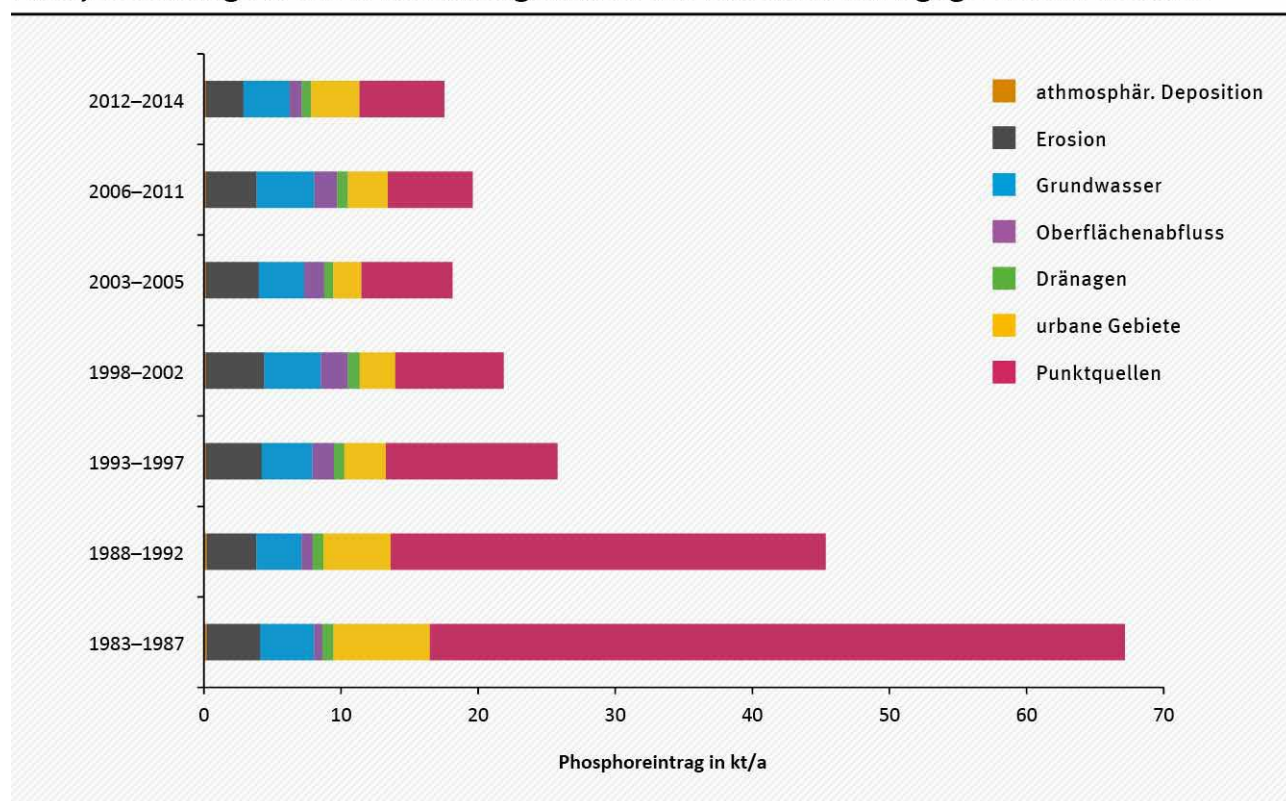
Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer im deutschen Einzugsgebiet der Nordsee



Quelle: Umweltbundesamt (MoRE), Stand: August 2016

Abbildung 49

Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer im deutschen Einzugsgebiet der Nordsee

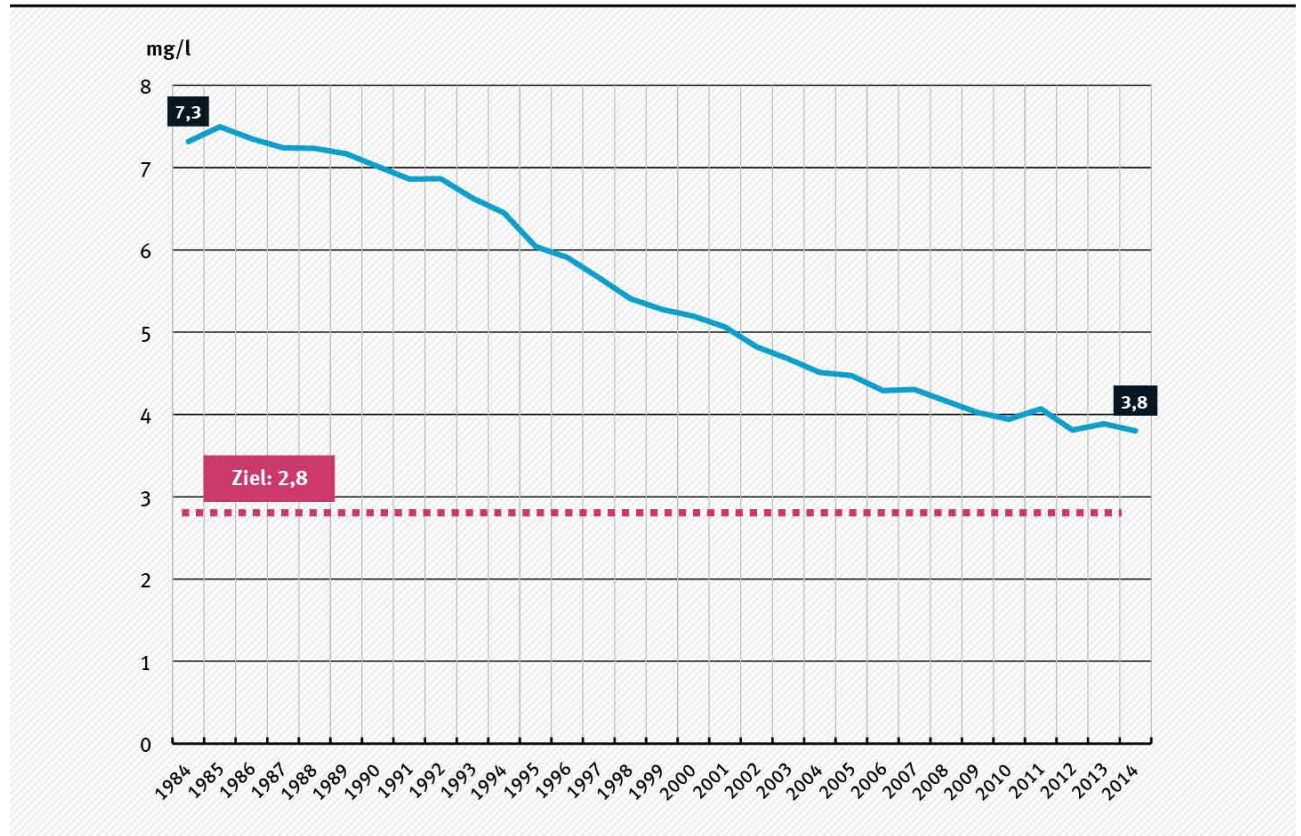


Quelle: Umweltbundesamt (MoRE), Stand: August 2016

Abbildung 50

Frachtgewichtete mittlere Gesamtstickstoffkonzentration der Elbe, Weser, Ems und Eider (gleitendes 5-Jahres-Mittel)

Für die Eider liegen Jahreswerte erst ab 1990 vor. Über die Bewertungsroutine und die zu verwendenden Messstellen wurde in den Küstenbundesländern noch nicht abschließend entschieden. Die Darstellung ist deshalb vorläufig.



Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben der Länder bzw. Flussgebietsgemeinschaften

2012–2014 um 30% zurückgegangen. Den größten Anteil daran haben die Halbierung der Phosphoreinträge aus urbanen Gebieten (Mischwasserüberläufe, Regenwassereinträge, nicht an kommunale Kläranlagen angeschlossene Bevölkerung) und die Reduzierung der Einträge über Erosion.

In der Oberflächengewässerverordnung ist ein Bewirtschaftungsziel von 2,8 mg/l Gesamtstickstoff am Übergabepunkt limnisch/marin der in die Nordsee einmündenden Flüsse festgelegt (§ 14 OGewV). Das frachtgewichtete Mittel der Elbe, Weser, Ems und Eider erreicht derzeit das Bewirtschaftungsziel nicht (Abbildung 50). Die größte Zielwertüberschreitung zeigt die Ems. Dies ist darauf zurückzuführen, dass zum Wassereinzugsgebiet der Ems Deutschlands Regionen mit der höchsten Viehdichte zählen. Eine weitere Reduktion der Stickstoffeinträge ist erforderlich, damit die Küstengewässer und die Meeresgewässer den guten Zustand hinsichtlich Eutrophierung gemäß WRRL, MSRL und OSPAR Strategie erreichen. Um den

guten ökologischen Zustand (WRRL) und den guten Umweltzustand (MSRL) für die deutschen Küsten- und Meeresgebiete der Nordsee zu erreichen, müssen auch die Ferneinträge aus anderen Nordseeanrainerstaaten weiter gesenkt werden. Diese gelangen in der südlichen Nordsee aufgrund des Strömungsregimes von Großbritannien entlang der belgischen und niederländischen Küsten in die Deutsche Bucht.

Bewertung des Eutrophierungszustands

Die Bewertung des ökologischen Zustands gemäß WRRL (Kap. 7.1.1) erfolgt nur bis zu 1 Seemeile. Sie gilt nicht in eigentlichem Sinne als Eutrophierungsbewertung, da ihr Bewertungsergebnis aber die Hauptbelastung der Küstengewässer, die zu hohen Nährstoffkonzentrationen, widerspiegelt, werden die Bewertungsergebnisse hier dargestellt (Tabelle 29, Abbildung 51).

Tabelle 29

Einstufung des ökologischen Zustands/ Potenzials der Wasserkörper der Übergangs- und Küstengewässer der Nordsee

Qualitätskomponente	Anzahl Wasserkörper					
	schlecht	unbefriedigend	mäßig	gut	sehr gut	unbewertet
Phytoplankton	2	10	10	2	0	5
Makrophyten	0	6	7	7	0	9
Bodentiere	0	2	18	5	3	1
ökologischer Zustand	2	12	15	0	0	0

Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 2016b

Alle Küsten- und Übergangsgewässer der Nordsee verfehlen den guten ökologischen Zustand. Für die deutsche Nordseeküste wurden 16 der 28 Wasserkörper der Küsten- und Übergangsgewässer als „mäßig“ bewertet, 10 als „befriedigend“ und 2 als „schlecht“ (LAWA 2016b). Die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos erreichten in vielen Wasserkörpern den guten Zustand nicht, weil sie sensitiv auf Nährstoffe reagieren.

Zu den Küstengewässern nach WRRL gehört das Wattenmeer. Die Eutrophierung hat im Wattenmeer zu Algenblüten (Schaumalge *Phaeocystis* und grüne Makroalgen), einer Abnahme des Seegrasbestandes und Sauerstoffmangel in den Sedimenten geführt. Es gibt regionale Unterschiede im Eutrophierungsgrad, wobei das südliche Wattenmeer allgemein stärker von Eutrophierung betroffen ist.

Im Wattenmeer sind Blüten der Schleimkugel- oder „Schaumalge“ *Phaeocystis globosa* besonders auffällig. Beim Absterben dieser Algenzellen schlagen die Wellen die Gelatineschicht zu Schaum auf, der dann in großen Mengen durch den Wind an den Strand geweht wird.

Im niedersächsischen Wattenmeer treten immer wieder höhere Zelldichten potenziell toxischer Dinophysis-Arten auf, die ein Gift bilden, welches beim Menschen Durchfall und Erbrechen verursachen kann (DSP Diarrhetic Shellfish Poisoning). Die Aufnahme erfolgt durch Verzehr von Miesmuscheln, die dieses Toxin nach Aufnahme von

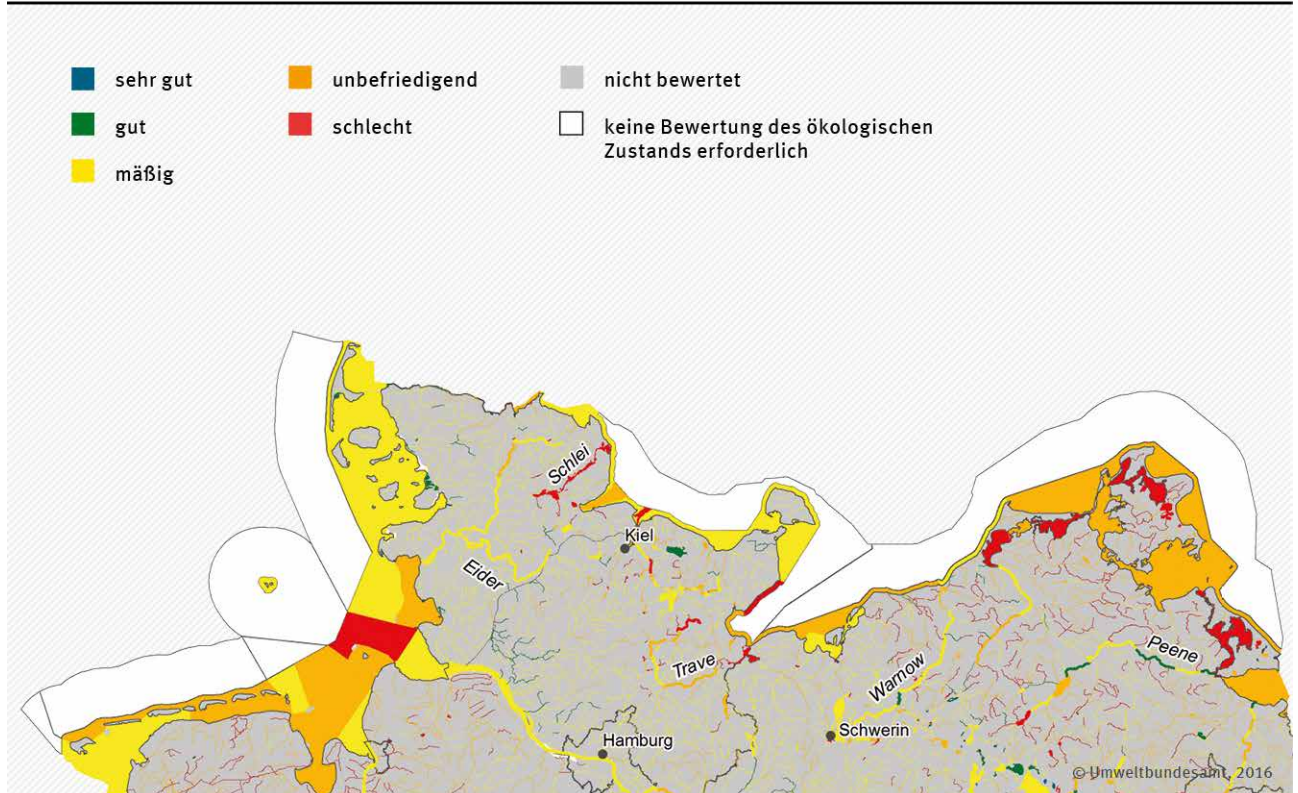
Dinophysis durch Filtration anreichern können. Bei Überschreitung der DSP-Grenzwerte in Muschelweichkörpern wird die Vermarktung von Miesmuscheln in Deutschland eingestellt. Makroskopisch sichtbare Grünalgentepiche traten im Wattenmeer vor rund zwanzig Jahren erstmals großflächig auf und sind ein Zeichen fortschreitender Eutrophierung (Abbildung 52). Sie beeinträchtigen Wattbodenfauna und Seegraswiesen des Gezeitenbereiches. Die vor allem durch fädige Grünalgen überlagerten Bodenbewohner sterben durch Sauerstoffmangel oder dadurch eventuell bedingte Sulfidvergiftung. Das Auftreten von Grünalgenmatten hat die sommerliche Wattlandschaft augenfällig verändert. Seit 2001 gibt es einen allgemeinen Trend der Abnahme der Ausdehnung dieser Grünalgentepiche im niedersächsischen Wattenmeer, der jedoch Schwankungen unterworfen ist. Auch die Ausbreitung der Grünalgenmatten im schleswig-holsteinischen Wattenmeer ist stark rückläufig.

Im Gezeitenbereich der niedersächsischen Küste gingen bis 2002 die Seegrasbestände zurück, erholten sich jedoch in den Folgejahren. Von 2008 bis 2013 verdoppelte sich der Seegrasbestand von 19 km² besiedelte Fläche auf 38 km². Allerdings war die Bewuchsdichte der besiedelten Flächen im Sommer 2013 im Vergleich zu 2008 erheblich geringer, so dass die Bewertung des Gesamtergebnisses schlechter ausfiel (NLWKN und NLP-V 2016). Außerdem erholten sich die Seegrasbestände nicht in allen Bereichen. So sind die Bestände des Großen Seegrases *Zostera marina* in der Emsmündung im Watt von Hund-Paapsand nahezu erloschen. Die Ursachen dafür sind komplex und umfassen Eutrophierung, die Seegraskrankheit hervorgerufen durch den Schleimpilz *Labyrinthula* und die Vermehrungsstrategie des Seegrases ausschließlich über die jährliche Samenproduktion (Jäger und Kolbe 2013). Befunde eines Forschungsvorhabens deuten auch darauf hin, dass die für Seegras geeignete Besiedlungsfläche durch das Absinken des Wattbodens stark abgenommen hat. Ursache dafür ist die Ausbeutung von Gasvorhaben durch die Niederlande (Jäger und Kolbe 2013). Im schleswig-holsteinischen Watt werden jährlich im August oder September die Wattflächen erfasst, deren Fläche mehr als 20% mit Seegraswiesen bedeckt ist. Die Fläche vergrößerte sich im Zeitraum 1994 bis 2015 von 26 auf 150 km² (Abbildung 53).

Die Bewertung nach OSPAR umfasst sowohl die Küstengewässer nach WRRL als auch die Meeresgebiete bis zu 12 Seemeilen und die AWZ. Die erste harmonisierte OSPAR-Eutrophierungsbewertung (s. Kap. 7.1.2) aus 2003 stufte die innere Deutsche Bucht einschließlich des Wat-

Abbildung 51

Ökologischer Zustand/Potenzial der Wasserkörper der Übergangs- und Küstengewässern von Nord- und Ostsee



Quelle: Geobasisdaten: GeoBasis-DE/BKG 2015, Fachdaten: LAWA 2016b, Bearbeitung: Umweltbundesamt, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)



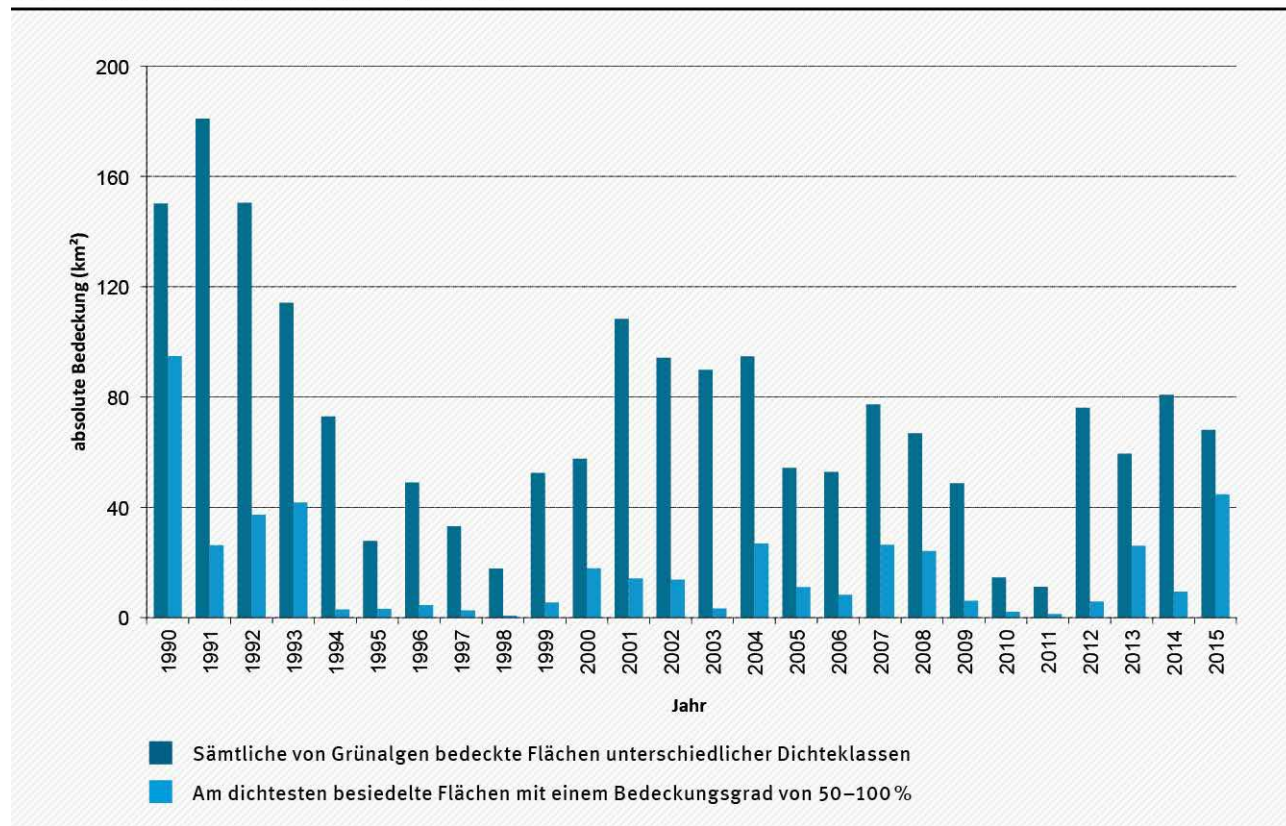
Grünalgen auf Wattflächen
Quelle: Dr. Wera Leujak



Schaumalgen am Nordseestrand
Quelle: Ulrich Claussen

Abbildung 52

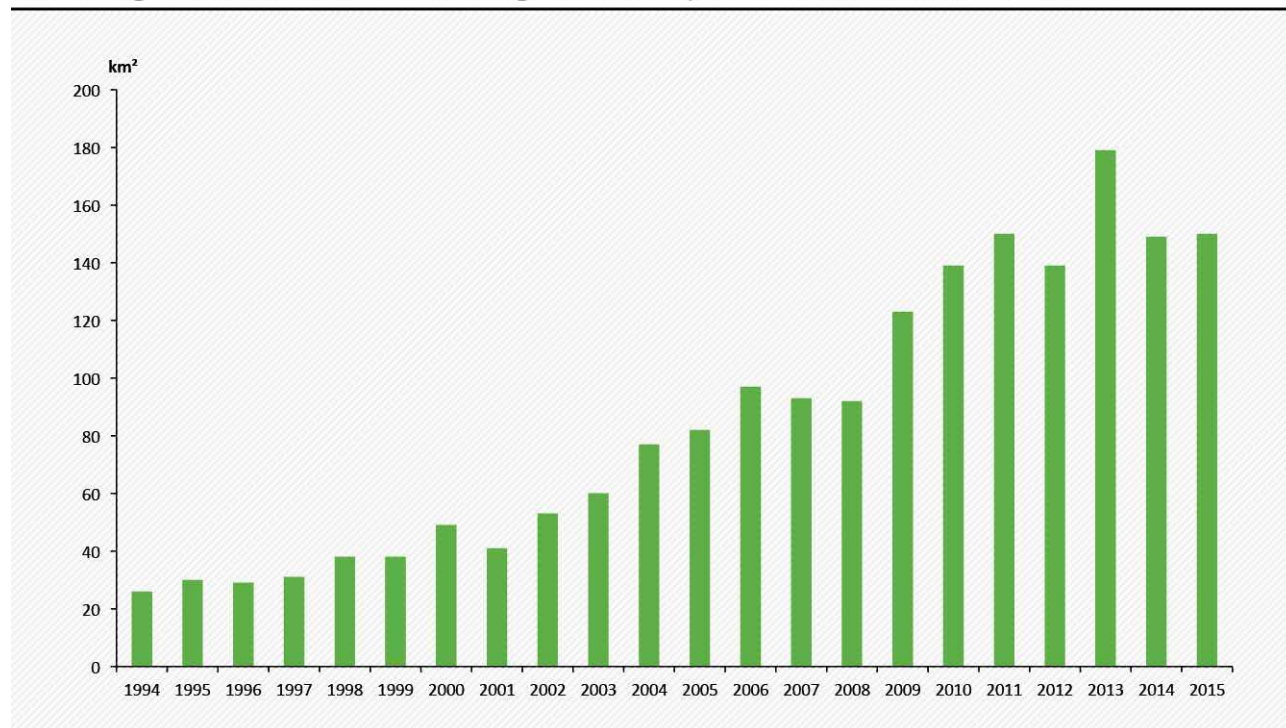
Wattflächen (km²) mit Grünalgen; die Daten basieren auf Befliegungen der Niedersächsischen Küste in den Sommern 1990 bis 2015



Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Abbildung 53

Mit Seegraswiesen bedeckte Wattflächen (Bedeckung > 20 %) nach Befliegungen im schleswig-holsteinischen Watt im August oder September zwischen 1994 und 2015

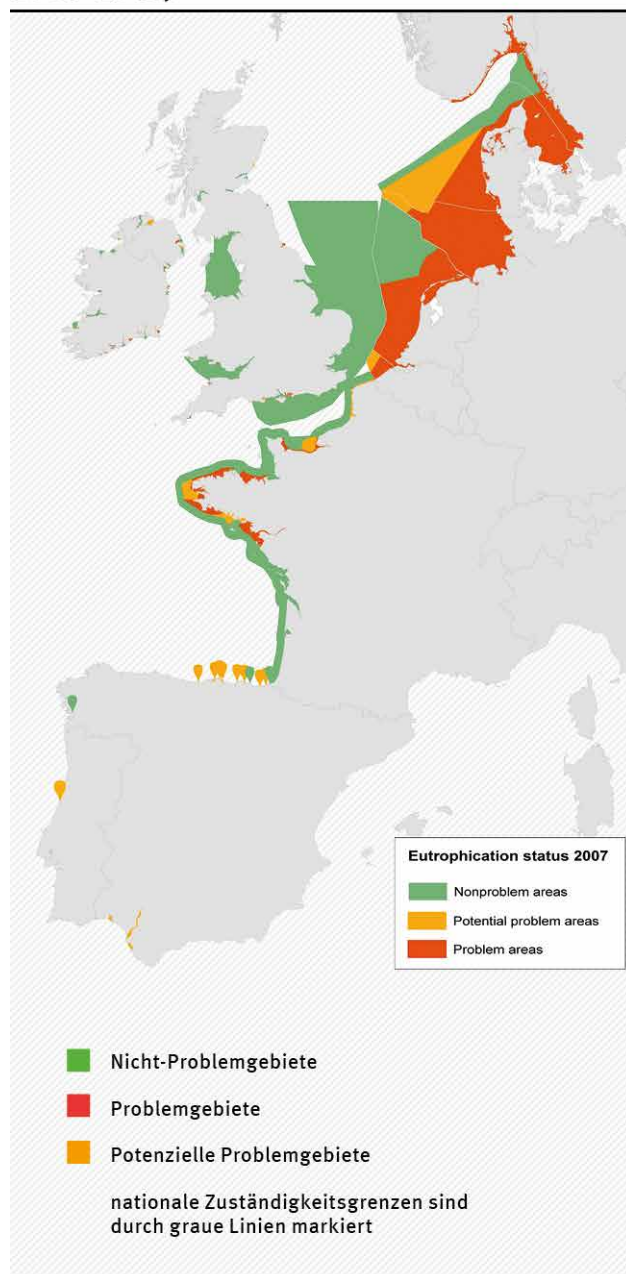


Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben des Landesbetriebs für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein

tenmeeres als Problemgebiet ein. Für das Gebiet seewärts reichte die Datengrundlage für eine Bewertung nicht aus – es wurde vorsorglich als potenzielles Problemgebiet eingestuft. Eutrophierungseffekte in der deutschen Nordsee umfassen erhöhte Phytoplanktonbiomasse, regelmäßigen sommerlichen Sauerstoffmangel in den Flussmündungen sowie häufig im Bodenwasser der Deutschen Bucht, eingeschränkte Sichttiefen, eingeschränkte Verbreitung von Makrophyten und Veränderungen in den Beständen bodenlebender Organismen (Zoobenthos).

Abbildung 54

OSPAR Eutrophierungsstatus 2007 im Nordostatlantik (Bewertungszeitraum 2001–2005)



Quelle: OSPAR 2008

Die Ergebnisse der Bewertung für die gesamten Nordsee und des Nordostatlantiks zeigen, dass vor allem die südliche Nordsee von Eutrophierung betroffen ist, zudem größere Gebiete an der norwegischen und schwedischen Küste sowie einige britische Ästuare. Die zweite Anwendung des gemeinsamen Ausweisungsverfahrens von Eutrophierungsproblemgebieten, basierend auf Daten von 2001–2005, zeigte, dass sich der Eutrophierungszustand der Nordsee einschließlich der deutschen Nordseegewässer, nicht wesentlich verbessert hatte (Abbildungen 54 und 55).

Vorläufige Ergebnisse der dritten OSPAR Eutrophierungsbewertung für die deutschen Nordseegewässer basierend auf Daten von 2006–2014 zeigen, dass die Küstengewässer weiterhin als Eutrophierungsproblemgebiete ausgewiesen werden müssen, der Eutrophierungszustand sich jedoch in einigen Gebieten der offenen Deutschen Bucht verbessert hat und der „Entenschnabel“ (in Abbildung 55 mit OFFO gekennzeichnet) mittlerweile den Status eines Nicht-Problemgebietes erreicht. Auch für die anderen Nordseeanrainer zeigt die Reduktion der Nährstoffeinträge langsam Erfolge. Die Nährstoffkonzentrationen und Phytoplanktonkonzentrationen sinken und Algenblüten treten seltener auf. Dennoch bedarf es weiterer, teilweise erheblicher Reduktionsbemühungen, bis auch die Küstengewässer nicht mehr eutrophiert sind und die Zielsetzungen von WRRL und MSRL erfüllen.

Im Zuge der Umsetzung der MSRL, die eine regional harmonisierte Bewertung des Eutrophierungszustands der Nordsee fordert, entwickelt OSPAR gegenwärtig regionale Indikatoren zu Konzentrationen von Nährstoffen, Chlorophyll-a und Sauerstoff und der Zellzahlen von *Phaeocystis*. Die Chlorophyll-a Konzentrationen zeigen in der offenen südlichen Nordsee seit 1990 einen signifikant abnehmenden Trend, während vergleichbares in den Küstengewässern noch nicht zu verzeichnen ist (Abbildung 56).

Die OSPAR-Vertragsparteien hatten sich verpflichtet, bis 2010 die Einträge von Stickstoff und Phosphor um 50 % gegenüber 1985 zu senken. Während nahezu alle Anrainerstaaten das Ziel für Phosphor erreichten, müssen die meisten Vertragsstaaten (abgesehen von Dänemark, den Niederlanden und Deutschland) die Stickstoffeinträge noch weiter reduzieren. Modellierungen zeigen, dass das angestrebte Reduktionsziel von 50 % der Nährstoffeinträge über die Flüsse nicht ausreicht, um die Eutrophierung erfolgreich zu bekämpfen und dass in einigen Gebieten Stickstoffreduktionen bis zu 90 % erforderlich sind. Durch die zeitverzögerte Reaktion des Ökosystems Meer kann es

10 bis 30 Jahre dauern, bis sich der Eutrophierungsstatus einer betroffenen Region signifikant verbessert.

OSPAR hat erkannt, dass eine pauschale Zielsetzung, wie in der Vergangenheit praktiziert, ein guter und wichtiger erster gemeinsamer Schritt zur Bekämpfung der Eutrophierung ist. Gegenwärtig werden individuelle Zielsetzungen für die einzelnen bereits identifizierten Problemgebiete festgelegt und dabei Nährstoffeinträge aus benachbarten Meeresregionen, die eventuell keine Eutrophierungssymptome zeigen, sowie atmosphärische Stickstoffeinträge, in die Bilanzierungen einbezogen. Diese Arbeiten sollten bereits 2012 abgeschlossen sein, kommen aber aufgrund politischer Widerstände nicht hinreichend voran.

Langzeituntersuchungen von Nährstoffen und Plankton in der Deutschen Bucht zeigen, dass die Phosphat-Eutrophierung in der Deutschen Bucht schon in den 1960er Jahren begann, u. a. nachdem phosphathaltige Waschmittel in größeren Mengen eingesetzt wurden. Bis Mitte der 1970er Jahre hatten sich die winterlichen Phosphatkonzentrationen bei Helgoland im Jahresmittel stark erhöht. Sie blieben für etwa ein Jahrzehnt auf diesem Niveau und sanken danach wieder ab, eine Folge der Maßnahmen zur Phosphat-Reduzierung wie der Einführung phosphatfreier Waschmittel und dem Einbau von Phosphateliminationsanlagen in industriellen und kommunalen Kläranlagen. Die Gesamtstickstoffkonzentrationen zeigen seit 2000 eine Abnahme, liegen aber

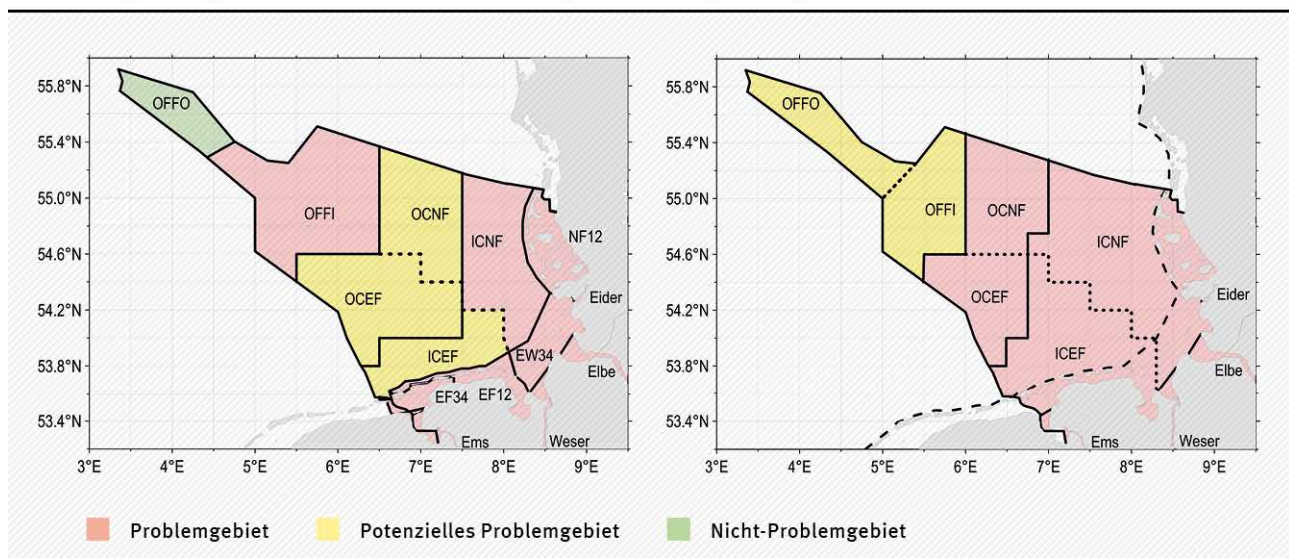
noch immer mehr als das Doppelte über dem Orientierungswert (Kap. 7.1.1). Die Gesamtposphorkonzentrationen zeigen auch aufgrund der lückenhaften Zeitreihe keinen Trend und lagen 2015 auch um mehr als das Doppelte über dem Orientierungswert (Abbildung 57). Deshalb kann hinsichtlich der ökologischen Auswirkungen überhöhter Nährstoffgehalte (Eutrophierung) noch keine Entwarnung gegeben werden.

Der ökologische Zustand der Bodenfauna der Übergangs- und Küstengewässer ist überwiegend „mäßig“, teilweise auch „gut“ oder „sehr gut“ (s. Tabelle 29). Die Bodenfauna wird durch Sauerstoffmangel beeinträchtigt. Sommerlicher Sauerstoffmangel, hervorgerufen durch den Abbau organischer Verbindungen, wurde in den Ästuaren von Elbe, Weser und Ems regelmäßig beobachtet. Auch in der Deutschen Bucht wurde seit Beginn der 1980er Jahre im Sommer wiederholt Sauerstoffmangel in den bodennahen Wasserschichten beobachtet. Das Auftreten dieses großflächigen Phänomens folgte ungewöhnlichen Blüten des Phytoplanktons im Frühjahr. Beim mikrobiellen Abbau abgesunkener Biomasse kommt es unter bestimmten hydrografischen wie meteorologischen Bedingungen (geschichteter Wasserkörper) zu einer Sauerstoffzehrung im Bodensee. Je nach räumlicher Ausdehnung und Dauer des Sauerstoffmangels werden die am Boden lebenden Tiere mehr oder weniger geschädigt. Angepasste, robuste opportunistische Arten überstehen diese Situation besser als empfindlichere Arten, wie Seesterne und Seeigel.

Abbildung 55

Ergebnis der zweiten und dritten Anwendung der OSPAR Eutrophierungsbewertungsmethode „Common Procedure“ (COMP) auf die deutschen Küstengewässer und die deutsche Bucht

links: Eutrophierungsstatus im Zeitraum 2001–2005; rechts: Eutrophierungsstatus im Zeitraum 2006–2014

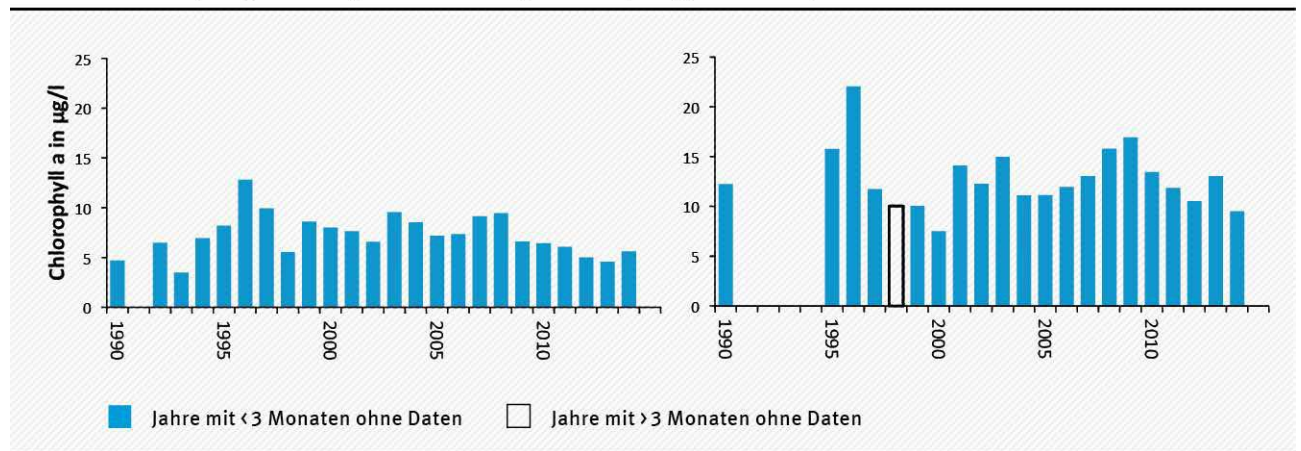


Quelle: Brockmann et al. 2016

Abbildung 56

Trend der Chlorophyll-a Konzentrationen in $\mu\text{g/l}$ der Wachstumsperiode (März–September) in der südlichen Nordsee 1990–2015

links: Offene See (Salzgehalt > 30); rechts: Küstengewässer (Salzgehalt 18–30)



Quelle: OSPAR 2017a

Fische fliehen in Abhängigkeit ihrer Lebensweise und weisen deshalb deutlich höhere Überlebensraten auf als festsitzende Lebewesen.

7.2.1.2 Eutrophierung der Ostsee

Nährstoffeinträge

Auch für die Einzugsgebiete der Ostsee werden Stoffkonzentrationen und Stofffrachten mit dem Modellansatz (MoRE) bilanziert. Die berechneten Frachten der Phosphor- und Stickstoffverbindungen deutscher Zuflüsse zur Ostsee sind seit vielen Jahren rückläufig. Allerdings treten abflussbedingt sehr starke jährliche Schwankungen auf (Abbildungen 58 und 59). Im Jahre 2014 wurden ca. 2.800 t Stickstoff und ca. 110 t Phosphor über die Trave, Peene und Warnow in die Ostsee eingetragen. Unberücksichtigt bleiben bei dieser Betrachtung Stickstoffeinträge kleinerer Zuflüsse sowie die Einträge aus Deutschland in die Ostsee über die Oder (Abbildung 60). Berücksichtigt man diese zusätzlich, wurden 2014 ca. 9.600 t Stickstoff und ca. 360 t Phosphor in die Ostsee eingetragen.

Zur Bilanzierung der von Land ausgehenden Einträge in die Ostsee werden die anthropogenen Stoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen im gesamten Ostsee-Einzugsgebiet mit dem Bilanzierungsmodell MoRE quantifiziert. Bei den nachfolgend dargestellten Modellergebnissen ist die Retention in den Gewässern nicht berücksichtigt, d. h. die bilanzierten Einträge fallen höher aus als die Frachten. Die modellierten Einträge in die Oberflächengewässer im deutschen Ostsee-Einzugsgebiet (Flussgebiete Warnow/Peene, Schlei/Trave

und Oder) verringerten sich zwischen 1983–1987 und 2012–2014 von 63.000 t/a Stickstoff auf 22.200 t/a Stickstoff und von 3.600 t/a Phosphor auf ca. 800 t/a Phosphor. Damit sind die Stickstoff- und Phosphoreinträge 2012–2014 gegenüber dem Zeitraum 1983–1987 um ca. 65 % für Stickstoff und 78 % für Phosphor zurückgegangen (Abbildungen 61 und 62).

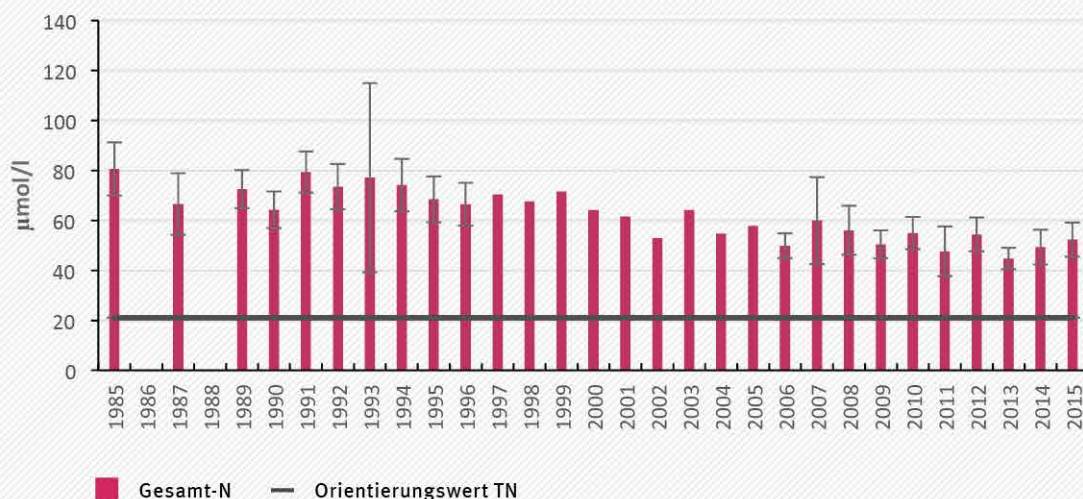
Die Stickstoffeinträge verringerten sich durch den starken Rückgang der Einträge aus Punktquellen (ca. 87 %). Der Anteil der Stickstoffeinträge aus Punktquellen an den Gesamtstickstoffeinträgen nahm im Untersuchungszeitraum von 25 % auf 9 % ab, der Beitrag diffuser Quellen zu, wobei der Eintrag über die Landwirtschaft 86 % beträgt. Dränagen und das Grundwasser sind mit 46 % und 26 % die dominierenden diffusen Eintragspfade. Die Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen reduzierten sich um ca. 57 %. Die Reduzierung der Phosphoreinträge um ca. 78 % ist ebenfalls vorwiegend auf die erzielte Verminderung der Einträge aus Punktquellen (94 %) zurückzuführen. Auf Grund der enormen Verminderung der Phosphoreinträge aus Punktquellen stellen diese 2012–2014 (20 %) gegenüber 1985 (72 %) nicht mehr den dominierenden Eintragspfad dar. 2012–2014 betrug der Phosphoreintrag aus diffusen Quellen 80 % der gesamten Phosphoreinträge, wobei die Landwirtschaft einen Anteil von ca. 64 % am Eintrag über diffuse Pfade hat. Insgesamt sind die Phosphoreinträge aus diffusen Quellen im Untersuchungszeitraum um 37 % zurückgegangen. Bei den diffusen Eintragspfaden dominiert der Eintrag aus urbanen Gebieten (21 %).

Abbildung 57

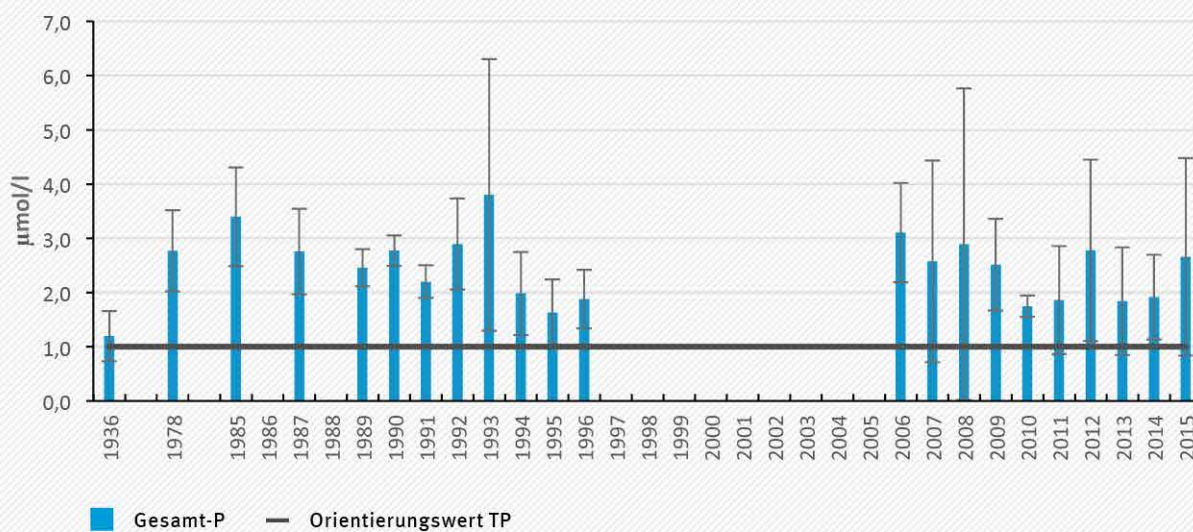
Zeitreihe der gemessenen jährlichen Nährstoffkonzentrationen im Küstenwasser der Deutschen Bucht (Salzgehalt 30) mit Standardfehlerbalken für Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP) und den jeweiligen Orientierungswerten

Die Werte für TN wurden für den Zeitraum 1997–2005 aus Korrelationen mit gelöstem inorganischem Stickstoff berechnet und es können deshalb keine Fehlerbalken dargestellt werden. TP wurde 1997–2005 nicht gemessen und da keine Korrelation mit gelöstem inorganischen Phosphor vorliegt, konnten die TP Konzentrationen auch nicht berechnet werden.

GESAMTSTICKSTOFF

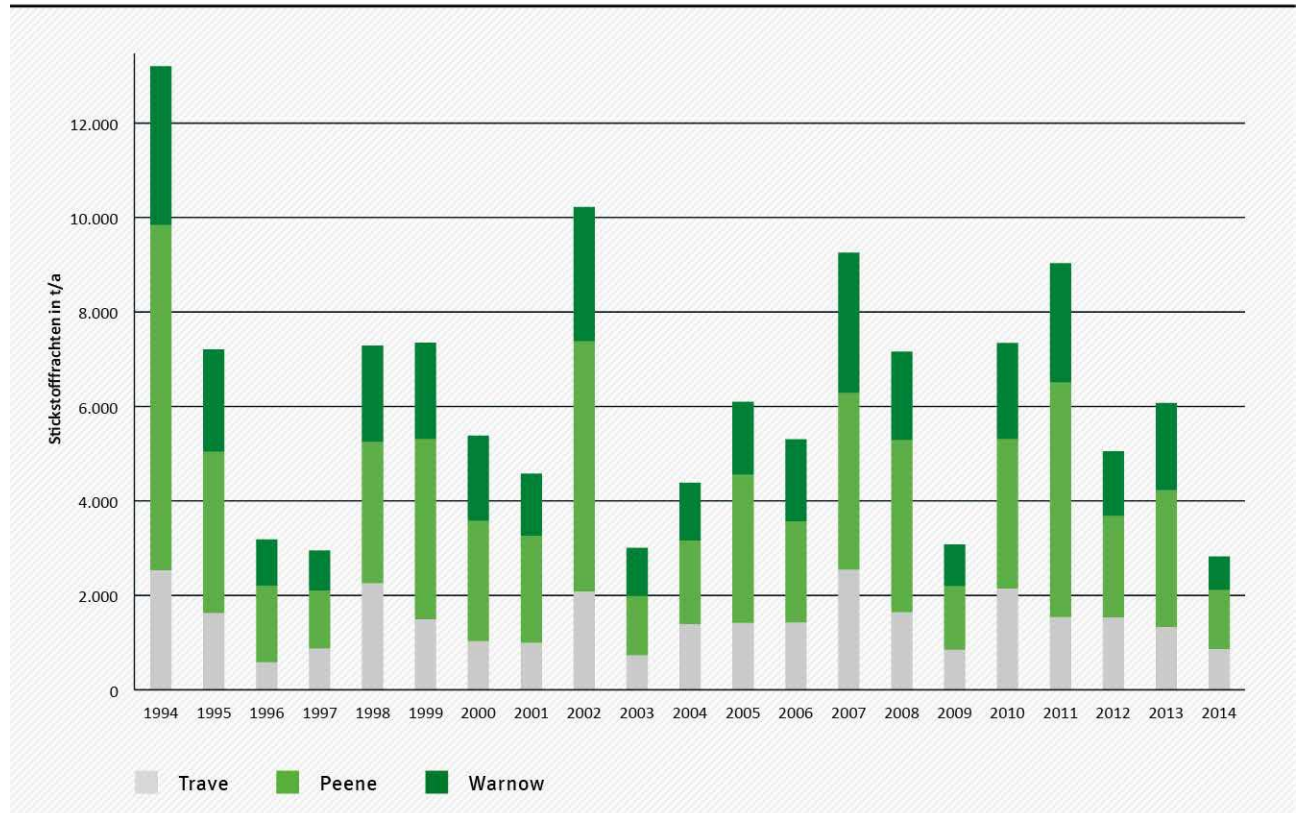


GESAMTPHOSPHOR



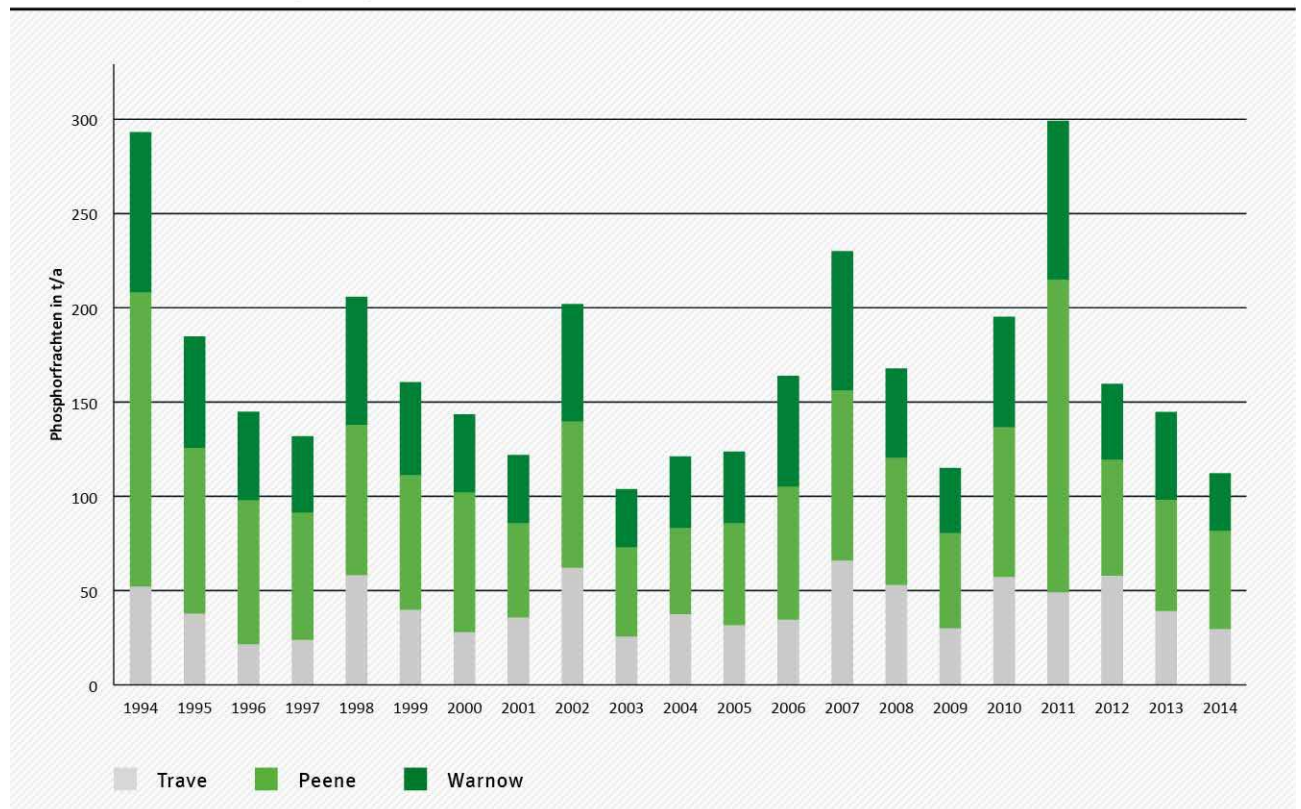
Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie

Abbildung 58

Zeitreihe der Gesamtstickstofffrachten über deutsche Flüsse in die Ostsee 1994–2014

Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben der Bundesländer zur Berichterstattung HELCOM, Stand: 2016

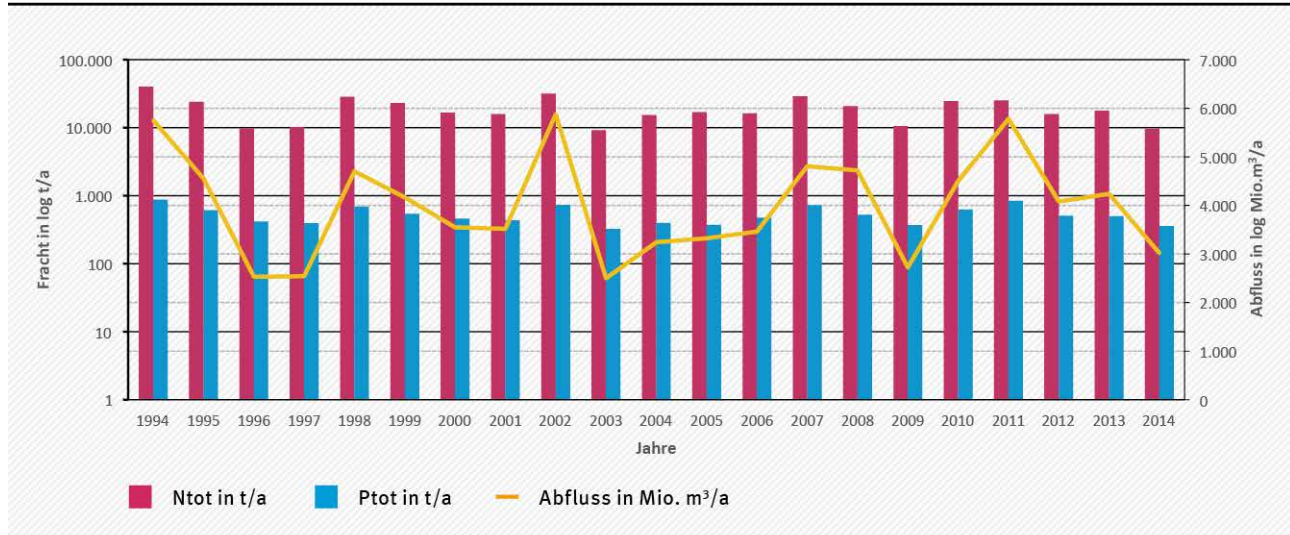
Abbildung 59

Zeitreihe der Gesamtposphorfrachten über deutsche Flüsse in die Ostsee 1994–2014

Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben der Bundesländer zur Berichterstattung HELCOM, Stand: 2016

Abbildung 60

Zeitreihe der Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphorfrachten über deutsche Flüsse und unbeobachtete Gebiete in die Ostsee 1994–2014; zur besseren Sichtbarmachung der geringen Phosphorfrachten gegenüber den höheren Stickstofffrachten wurde eine logarithmische Skala verwendet



Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben der Bundesländer zur Berichterstattung HELCOM, Stand: 2016

In der Oberflächengewässerverordnung ist ein Bewirtschaftungsziel von 2,6 mg/l Gesamtstickstoff am Übergabepunkt limnisch/marin der in die Ostsee einmündenden Flüsse festgelegt (§ 14 OGewV). Das frachtgewichtete Mittel der Schlei/Trave, Warnow und Peene erreicht derzeit das Bewirtschaftungsziel nicht (Abbildung 63). Eine weitere Reduktion der Stickstoffeinträge ist erforderlich, damit die Küsten- und Meeresgewässer den guten Zustand hinsichtlich Eutrophierung gemäß WRRL, MSRL und Ostseeaktionsplan erreichen.

Nährstoffreduktionsziele des HELCOM-Ostseeaktionsplans

Im November 2007 verabschiedeten die Vertragsstaaten des Helsinki-Übereinkommens den Ostseeaktionsplan auf einem HELCOM Ministertreffen in Krakau. Er enthält ehrgeizige Nährstoffreduktionsziele für die Vertragsstaaten. Deutschland hat zugesagt, bis zum Jahr 2016 die Stickstofffrachten in die Ostsee um 5.620 t und die Phosphorfrachten um 240 t zu senken.

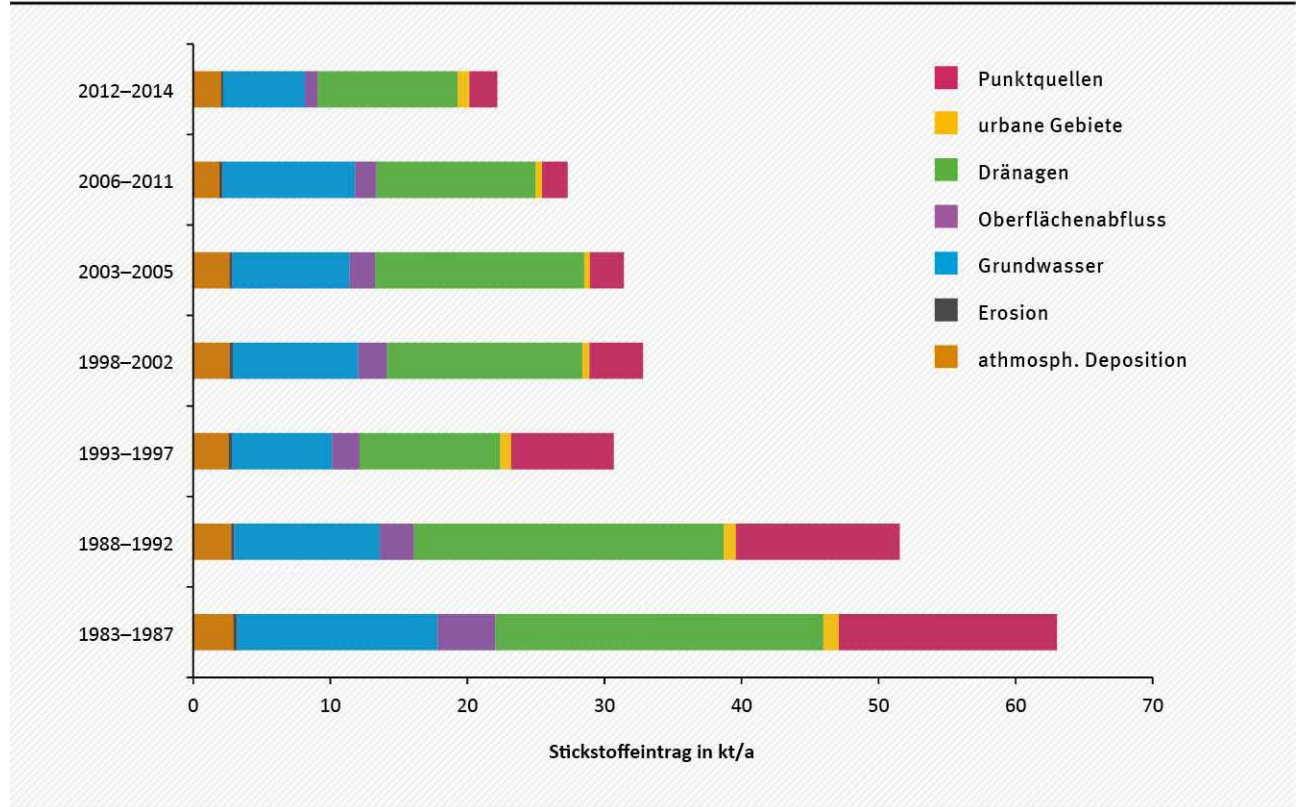
Die HELCOM Ministerkonferenz im Mai 2010 in Moskau hat beschlossen, die o. g. Reduktionsziele wissenschaftlich zu überarbeiten. Das schwedische Baltic Nest Institute hat diese wissenschaftliche Überarbeitung, basierend auf einer verbesserten Datenbasis und wissenschaftlich abgeleiteten Zielwerten, durchgeführt.

Auf dem HELCOM-Ministertreffen am 3. Oktober 2013 in Kopenhagen wurden neue Zielwerte verabschiedet, die erstmals auch atmosphärische Stickstofffrachten berücksichtigen und konkrete Reduktionserfordernisse für Nicht-Vertragsstaaten und die Schifffahrt formulieren. Deutschland hat sich in der Ministererklärung verpflichtet, seine Stickstofffrachten bis 2016 um 7.670 t und die Phosphorfrachten um 170 t gegenüber dem Referenzzeitraum 1997–2003 zu senken. Eine erste Bestandsaufnahme 2014 hat gezeigt, dass die Stickstofffrachten bereits um 5.000 t abgenommen haben und Deutschland somit auf einem guten Weg ist, die HELCOM Reduktionsverpflichtungen bis 2021 einzuhalten (Abbildung 64). Dabei hat die Reduktion der atmosphärischen Stickstoffemissionen im Rahmen des Göteborg-Protokolls wesentlich zu diesen Reduktionen beigetragen. Dagegen sind die Phosphorfrachten abflussbedingt leicht gestiegen, so dass sich das Reduktionserfordernis 2014 auf 208 t belief (Abbildung 65).

Bewertung des Eutrophierungszustands der Ostsee

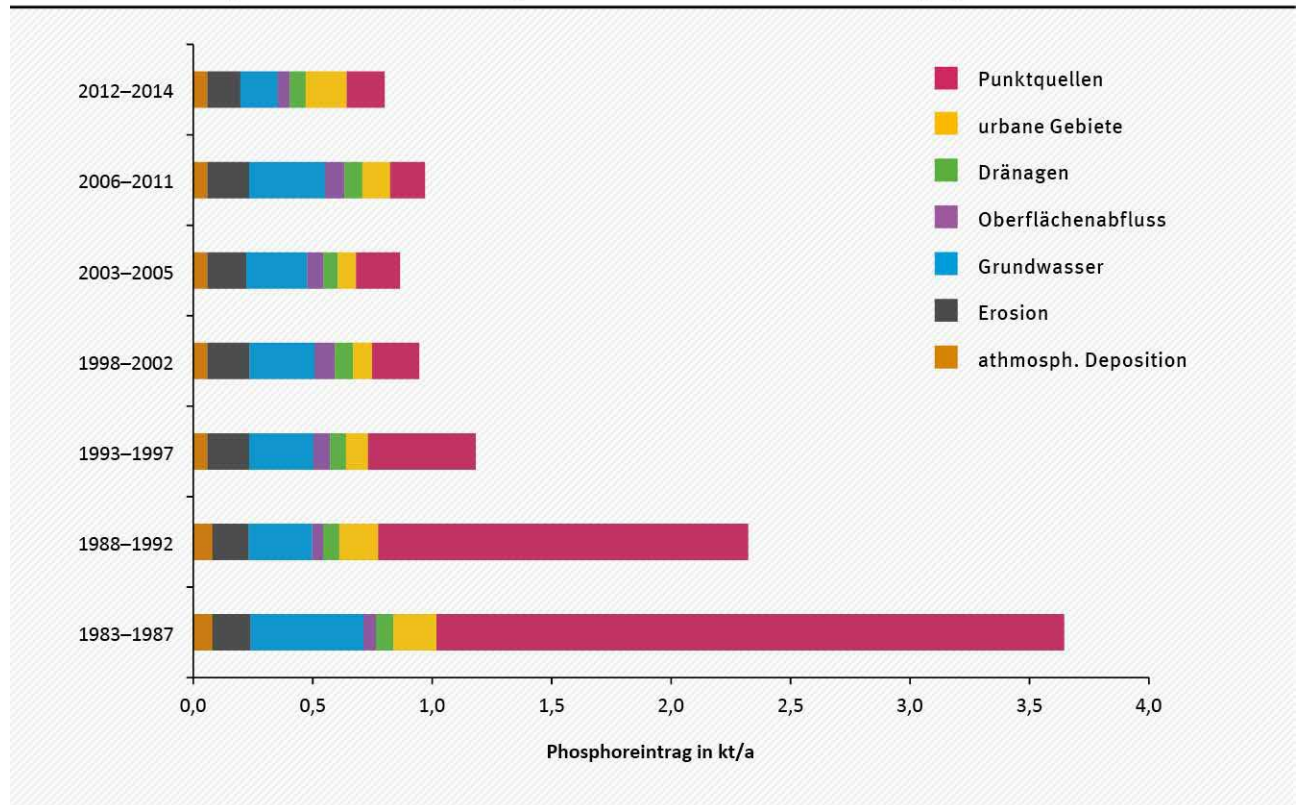
Die Ostsee ist aufgrund ihres Binnenmeercharakters und des geringen Wasseraustauschs mit der Nordsee empfindlich gegenüber Eutrophierung. Unter der WRRL sind die Küstengewässer der Ostsee überwiegend in einem unbefriedigenden oder schlechten Zustand. 15 der 45 Wasserkörper wurden als „mäßig“ bewertet, 15 als „befriedigend“ und 15 als „schlecht“

Abbildung 61

Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer im deutschen Einzugsgebiet der Ostsee


Quelle: Umweltbundesamt (MoRE), Stand: August 2016

Abbildung 62

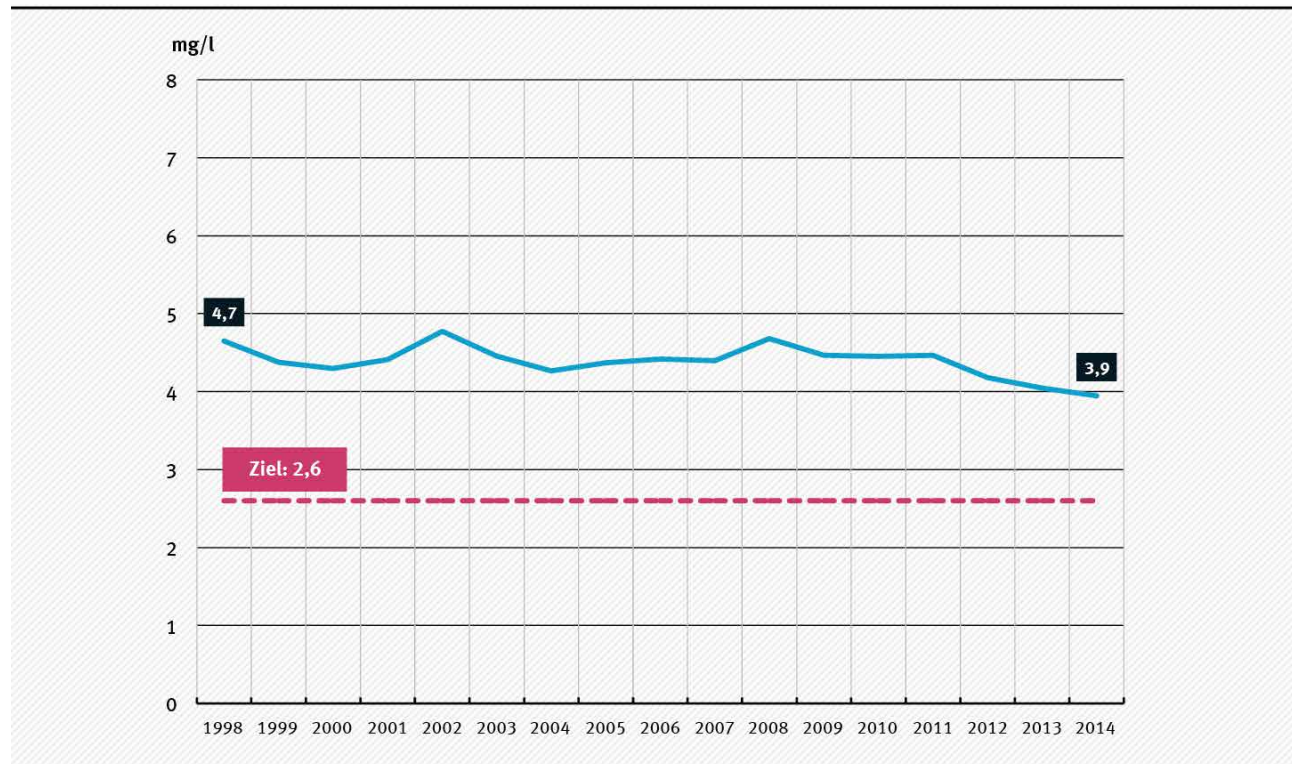
Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer im deutschen Einzugsgebiet der Ostsee


Quelle: Umweltbundesamt (MoRE), Stand: August 2016

Abbildung 63

Frachtgewichtete mittlere Gesamtstickstoffkonzentration der Schlei/Trave, Warnow und Peene (gleitendes 5-Jahres-Mittel)

Über die Bewertungsroutine und die zu verwendenden Messstellen wurde in den Küstenbundesländern noch nicht abschließend entschieden. Die Darstellung ist deshalb vorläufig.



Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben der Länder bzw. Flussgebietsgemeinschaften



Grünalgenblüte im Ostseeboden
Quelle: Dr. Wera Leujak

(Tabelle 30, Abbildung 51). Bei den als „schlecht“ bewerteten Gewässern an den deutschen Ostseeküsten handelt es sich überwiegend um Gewässerbereiche mit geringen Austauschraten oder langen Aufenthaltszeiten (Peenestrom, Kleiner Jasmunder und Barther Bodden, untere Trave und Travemünde, innere und mittlere Schlei).

Die Unterwasservegetation reagiert sehr empfindlich auf hohe Nährstoffeinträge. Die damit verbundene höhere Trübung der Wassersäule durch das Phytoplankton führt zu einer Verschlechterung des Unterwasserlichtklimas und damit zu einer Verkleinerung des besiedelbaren Lebensraumes. Großalgen und Blütenpflanzen werden aus den tieferen Bodenbereichen in die Flachwasserzonen der Küstengewässer verdrängt. Die historischen Verbreitungstiefen werden für Seegras (10 m) und Blasentang (20 m) heute bei weitem nicht mehr erreicht. Der Blasentang ist nach neuesten Untersuchungen kaum noch an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns zu finden. Seegraswiesen in der Prerower Bucht sind von fädigen Algen überwachsen, die sich als Folge der Überdüngung ansiedeln und das Seegras niederdrücken.

Tabelle 30

Einstufung des ökologischen Zustands/ Potenzials der Wasserkörper der Küstengewässer der Ostsee

Qualitätskomponente	Anzahl Wasserkörper					
	schlecht	unbefriedigend	mäßig	gut	sehr gut	unbewertet
Phytoplankton	10	11	16	5	2	0
Makrophyten	6	12	16	3	0	7
Bodentiere	5	3	29	5	0	2
ökologischer Zustand	15	14	15	0	0	0

Quelle: Umweltbundesamt nach LAWA 2016b

Periodisch kommt es immer wieder zu starken Blaualgenblüten. Außerdem werden riesige Algenteppiche an die Strände Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins verdriftet. Die Algenblüten führen zu einer Verringerung der Sichttiefen, die z. B. in den Mündungsgebieten von Oder und Warnow unter 0,5 m liegen können.

Die regionalen HELCOM-Bewertungen der Daten von 2003–2007 und 2007–2011 zeigen, dass fast die gesamte Ostsee als eutrophiert eingestuft werden muss (Abbildung 66). Nur im Bottenwiek sind einige Gebiete in gutem Zustand. Auch die deutschen Ostseegewässer (Küstengewässer nach WRR und offene See) sind von Eutrophierung betroffen. Die nächste HELCOM-Eutrophierungsbewertung ist für Frühjahr 2017 geplant. Erste Datenanalysen zeigen, dass sich der Eutrophierungszustand nicht wesentlich verbessert hat.

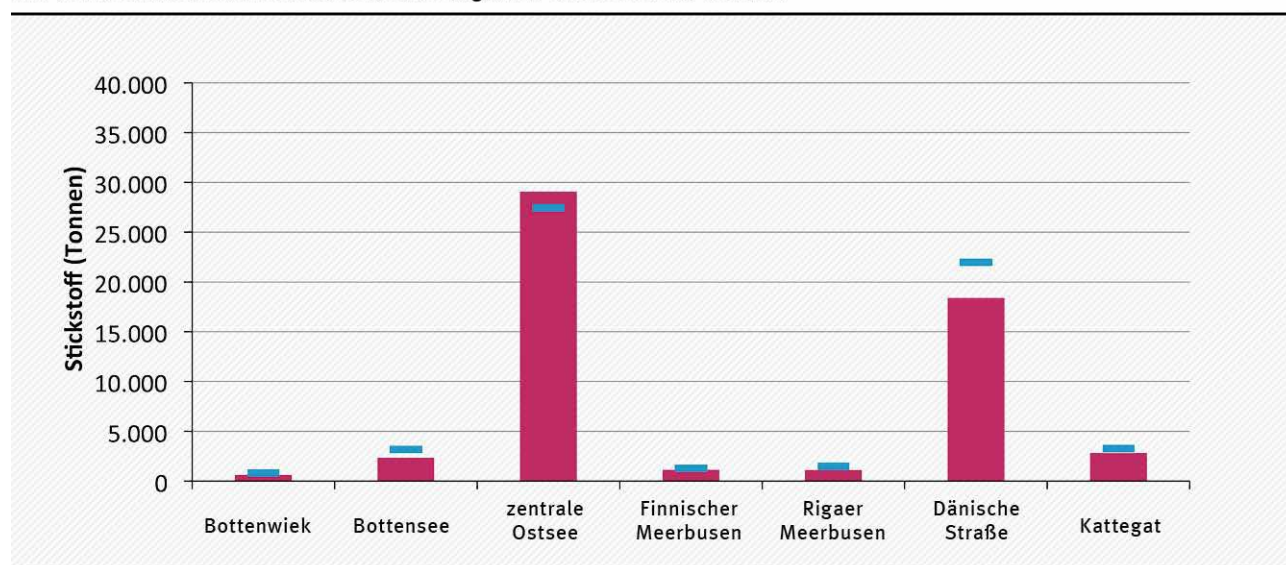
Die mecklenburgischen Küstengewässer und Bodden sind durch den direkten Zustrom aus den Flüssen, insbesondere der Oder, stärker durch Nährstoffeinträge belastet als die Ostsee außerhalb der 1 Seemeilen Zone. Während die Phosphatwerte in der Regel um das zwei- bis dreifache höher als an der Außenküste sind, können die Nitratkonzentrationen die Werte der vorgelagerten Ostsee um Größenordnungen überschreiten. Besonders in der Inneren Schlei, der Unterwarnow, dem Kleinen Haff und der Pommerschen Bucht ist dies der Fall. In den Boddengewässern traten seit den 1990er Jahren deutliche Rückgänge der Nährstoffkonzentrationen auf, während sich für die Küstengewässer bisher noch keine signifikante Abnahme ergab. Ursache ist vermutlich eine Remobilisierung großer Phosphatmengen aus den Sedimenten bei Sauerstoffmangel. Schlunbaum et al. (2001) errechneten den Phosphoreintrag in die Darß-Zingster Boddenkette über Flüsse und den Luftpfad mit 99 t und die Freisetzung aus Sedimenten mit 360 bis 480 t Phosphor. Interne Nährstoffeinträge sind für die gesamte Ostsee ein massives Problem. Es wird geschätzt, dass sich in den letzten 50 Jahren durch zu hohen anthropogenen Nährstofffrachten 40 Millionen t Phosphor in den Ostseesedimenten abgelagert haben, die bei Sauerstoffmangel aufgrund der dann herrschenden Redoxverhältnisse freigesetzt werden können und dadurch Nährstoffreduktionsbemühungen teilweise zunichtemachen (Gustafsson et al. 2012). Die Nährstoffreduktionszahlen des Ostseeaktionsplans berücksichtigen diese wichtige Nährstoffquelle bereits. Sie führt dazu, dass die Ostsee selbst bei einer unverzüglichen Umsetzung der Nährstoffreduktionsanforderungen den guten Zustand hinsichtlich Eutrophierung wohl frühestens in 100 Jahren erreicht.

Für die offene Ostsee zeigen längere Datenreihen einen Anstieg der Nitratkonzentrationen bis in die späten 1980er Jahre, gefolgt von einer stetigen Abnahme. Die Phosphatkonzentrationen folgen diesem Trend, sind aber in den letzten Jahren starken Schwankungen unterworfen.

Abbildung 64

Durchschnittliche normalisierte wasserbürtige und atmosphärische Stickstofffrachten 2010–2012 verglichen mit der zulässigen Fracht (blaue Linie) pro Becken

Aufgrund der vorherrschenden Westwinde trägt Deutschland in alle Ostseebecken Stickstoff über die Atmosphäre ein und hat deshalb auch Reduktionsanforderungen für alle Becken zu erfüllen.

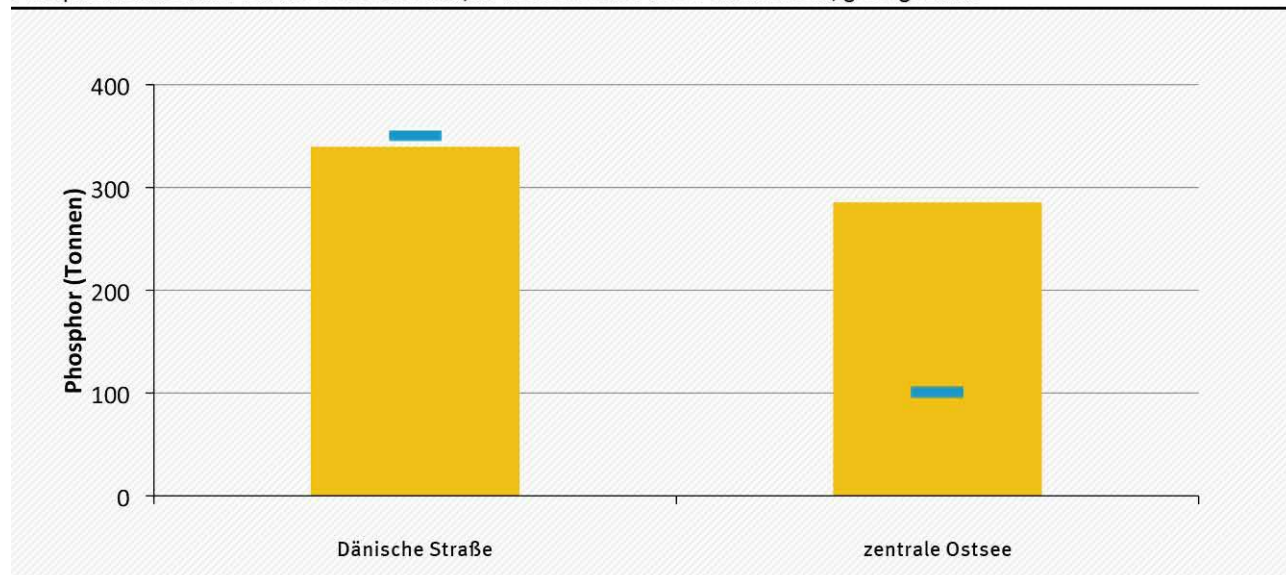


Quelle: HELCOM 2015

Abbildung 65

Durchschnittliche normalisierte wasserbürtige und atmosphärische Phosphorfrachten 2010–2012 verglichen mit der zulässigen Fracht (blaue Linie) gemäß Ostseeaktionsplan pro Becken

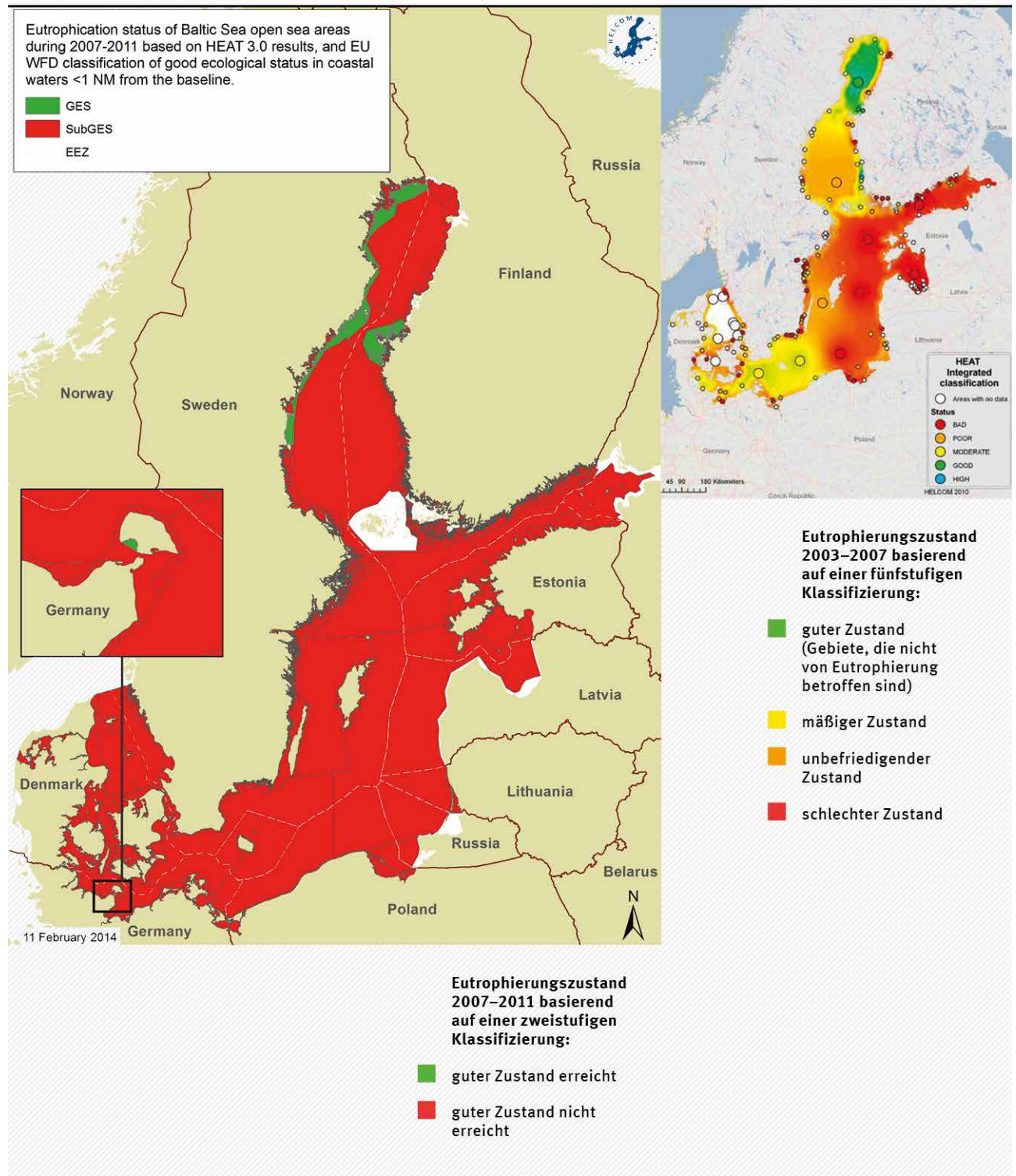
Nährstoffreduktionsziele wurden für Phosphor nur für die wasserbürtigen Frachten festgelegt, weshalb Phosphorfrachten nur für die Ostseebecken, in die deutsche Flüsse entwässern, gezeigt sind.



Quelle: HELCOM 2015

Abbildung 66

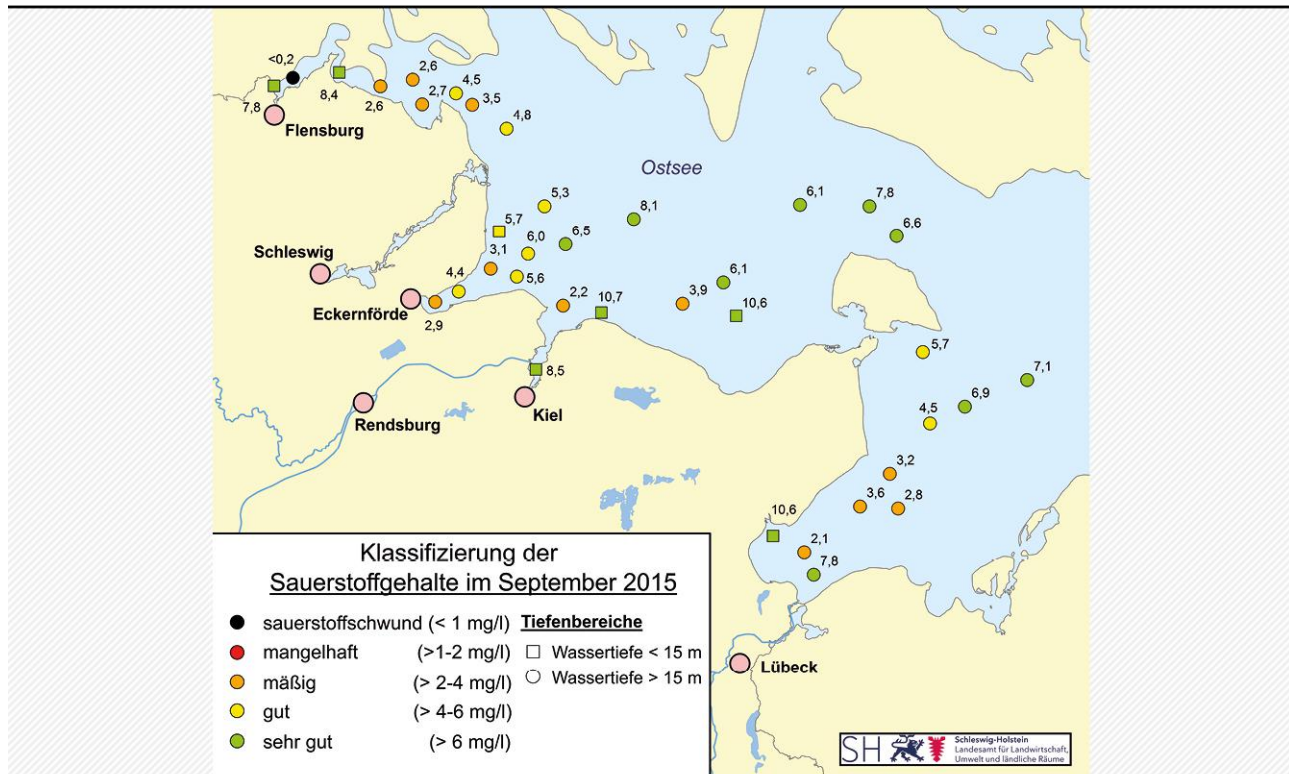
HELCOM-Klassifizierung des Eutrophierungsstatus der Ostsee basierend auf dem HELCOM Eutrophication Assessment Tool (HEAT)



Quelle: HELCOM, 2010 und 2014

Abbildung 67

Stationsbezogene klassifizierte Sauerstoffgehalte im Tiefenwasser der westlichen Ostsee im September 2015



Bodenlebende Organismen werden durch den Sauerstoffmangel stark beeinträchtigt. Die Erholung des Makrozoobenthos nach Sauerstoffmangelereignissen kann bis zu vier Jahre dauern. Sauerstoffmangel ist in der Ostsee ein natürlich auftretendes Phänomen. Allerdings haben Häufigkeit, Stärke und räumliche Ausdehnung der sauerstoffarmen und sauerstofffreien Zonen (Totzonen) durch übermäßige Nährstoffeinträge aufgrund menschlicher Aktivitäten deutlich zugenommen. In den Küstengewässern Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns kommt es wie vor der dänischen Küste in jedem Sommer und Herbst zu Sauerstoffdefiziten. Eine aktuelle Erhebung in den schleswig-holsteinischen Ostseegewässern zeigt 63 % mangelhafte bis schlechte Sauerstoffkonzentrationen (Abbildung 67).

7.2.2 Schadstoffe

Wie bei den Fließgewässern und Seen ist der chemische Zustand nach WRRL bei den Übergangs- und Küstengewässern durchgängig „nicht gut“ (s. a. Broschüre „Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015“). Ein Grund hierfür sind die hohen Konzentrationen von Quecksilber in Fischen (s. a. Tabelle 31). Untersuchungsergebnisse aus Mecklenburg-Vorpommern (Tabelle 31) und der Umweltprobenbank (s. Kap.

7.2.2.2) zeigen auch Überschreitungen der Umweltqualitätsnorm für Fische (Biota-UQN) für bromierte Diphenylether (BDE).

In Miesmuscheln werden die OSPAR Bewertungskriterien (Tabelle 28) sowohl in der Nordsee als auch der Ostsee für Blei und Cadmium überschritten und für Tributylzinn mittlerweile eingehalten.

7.2.2.1 Schwermetalle

Die WRRL stuft die Schwermetalle Quecksilber, Blei und Cadmium als prioritär gefährliche Stoffe ein. Sie dienen als Indikatoren für die Bewertung des Umweltzustands der Nord- und der Ostsee.

Schwermetallkonzentrationen im Wasser

Für die Ostsee und die Nordsee wurden im Zeitraum 2012–2015 die Umweltqualitätsnormen für Blei, Quecksilber und Cadmium in der Wasserphase nicht überschritten (s. Kap. 4.2.3). Für Stationen, die sich außerhalb der 12 m Zone befinden, lagen die Werte im Allgemeinen noch wesentlich niedriger als innerhalb dieser Zone. Dies zeigt, dass ein wesentlicher Teil der Einträge aus den Flüssen stammt und seewärts eine zunehmende Verdünnung mit Meerwasser erfolgt.

Schwermetalle in Meeresorganismen

Für Untersuchungen auf Schwermetalle in der Nordsee wurden eingelagertes Miesmuschelfleisch und Aalmutterproben aus der Umweltprobenbank genutzt, die von 1988 bis 2014 dem Sylt-Römö-Watt, dem Jadebusen und der Melderer Bucht entnommen wurden. In diesem Zeitraum nahm bei den Miesmuscheln der Gehalt an Blei und Cadmium kontinuierlich ab. Proben aus Anfang der 1990er Jahre zeigten im Jadebusen höhere Konzentrationen mit Blei und Cadmium als im Sylt-Römö-Watt.

In den letzten zwanzig Jahren verringerten sich diese Unterschiede. Die deutlichste Abnahme war für Blei festzustellen: Von 1992 bis 2014 sank der Bleigehalt in Miesmuscheln des Jadebusen um fast 70%.

Im Jahr 2014 lagen die Cadmium- und Bleigehalte der Miesmuscheln aus dem Jadebusen oberhalb, die aus dem Sylt-Römö-Watt für Blei weitgehend unterhalb der Hintergrundkonzentrationen (Abbildungen 68 und 69).

Tabelle 31

Ergebnisse der Schadstoffmessungen in Biota im Zeitraum 2013–2015 in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns

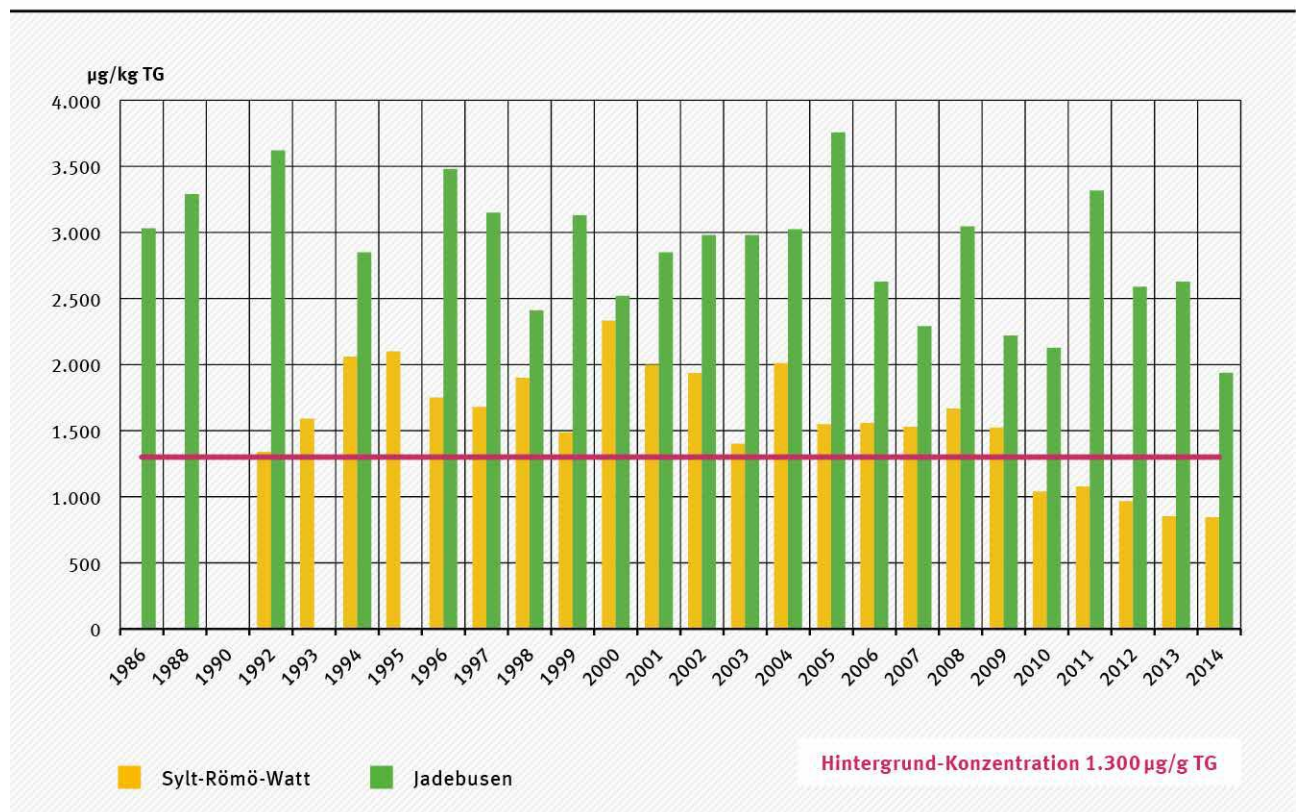
Stoffname	Konzentrationsbereich (Min–Max) in µg/kg (FG) *	Biota-UQN in µg/kg (FG)
Quecksilber	6–52	20
Dicofol	< 0,02	33
Bromierte Diphenylether	0,018–0,07	0,0085
Hexabromcyclododecan	< 0,2–2,9	167
Hexachlorbenzol	0,025–0,043	10
Hexachlorbutadien	< 0,02	55
Perfluoroktansulfonsäure	< 2,0–5,72	9,1

* Untersuchte Fischarten: Barsch, Brassen, Aalmutter

Quelle: LUNG 2016

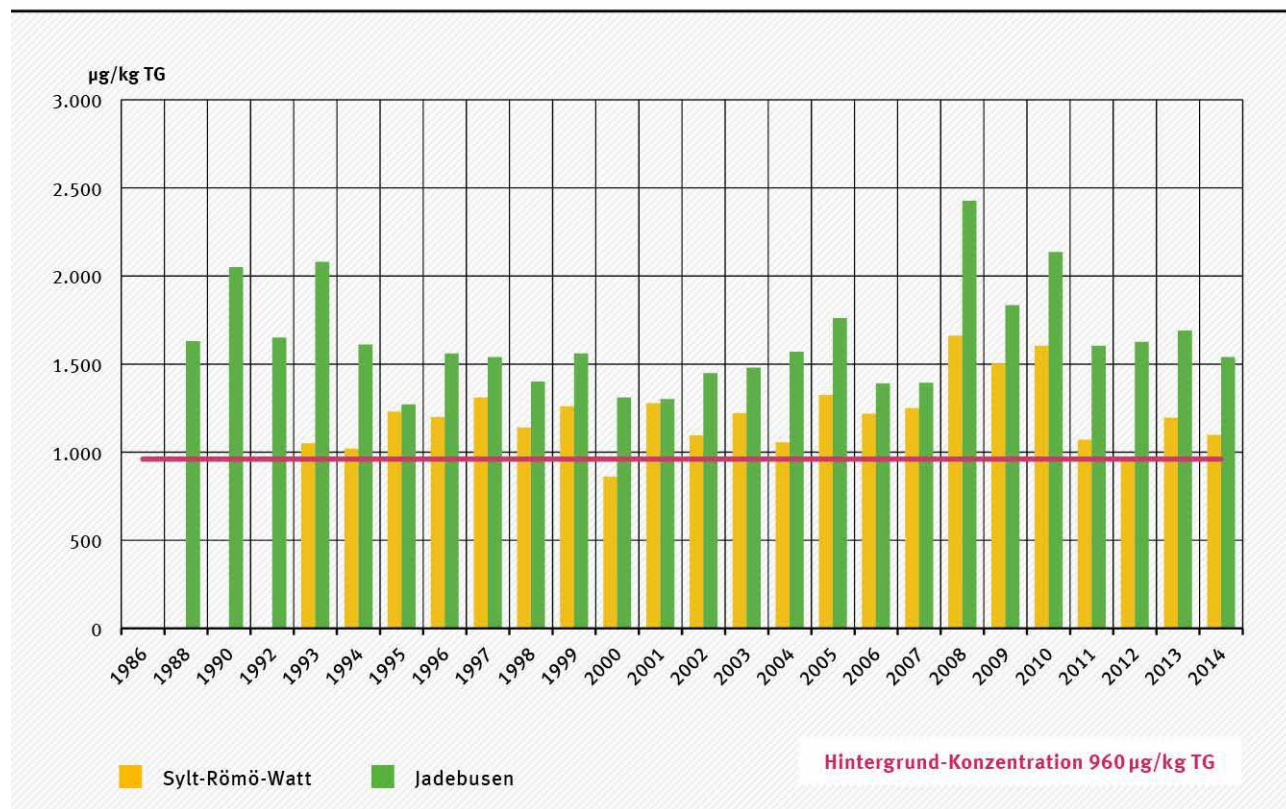
Abbildung 68

Blei in Miesmuscheln



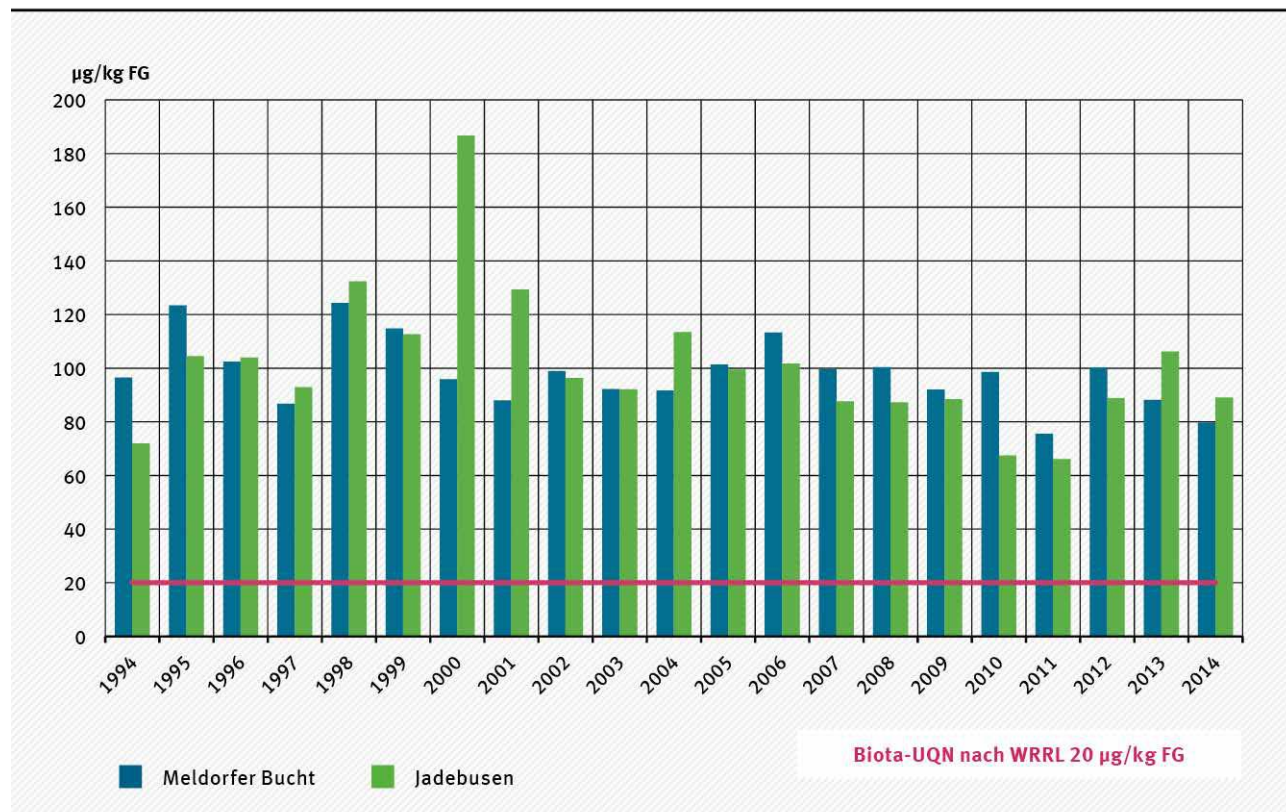
Quelle: Umweltbundesamt, Umweltprobenbank des Bundes, 2016

Abbildung 69

Cadmium in Miesmuscheln

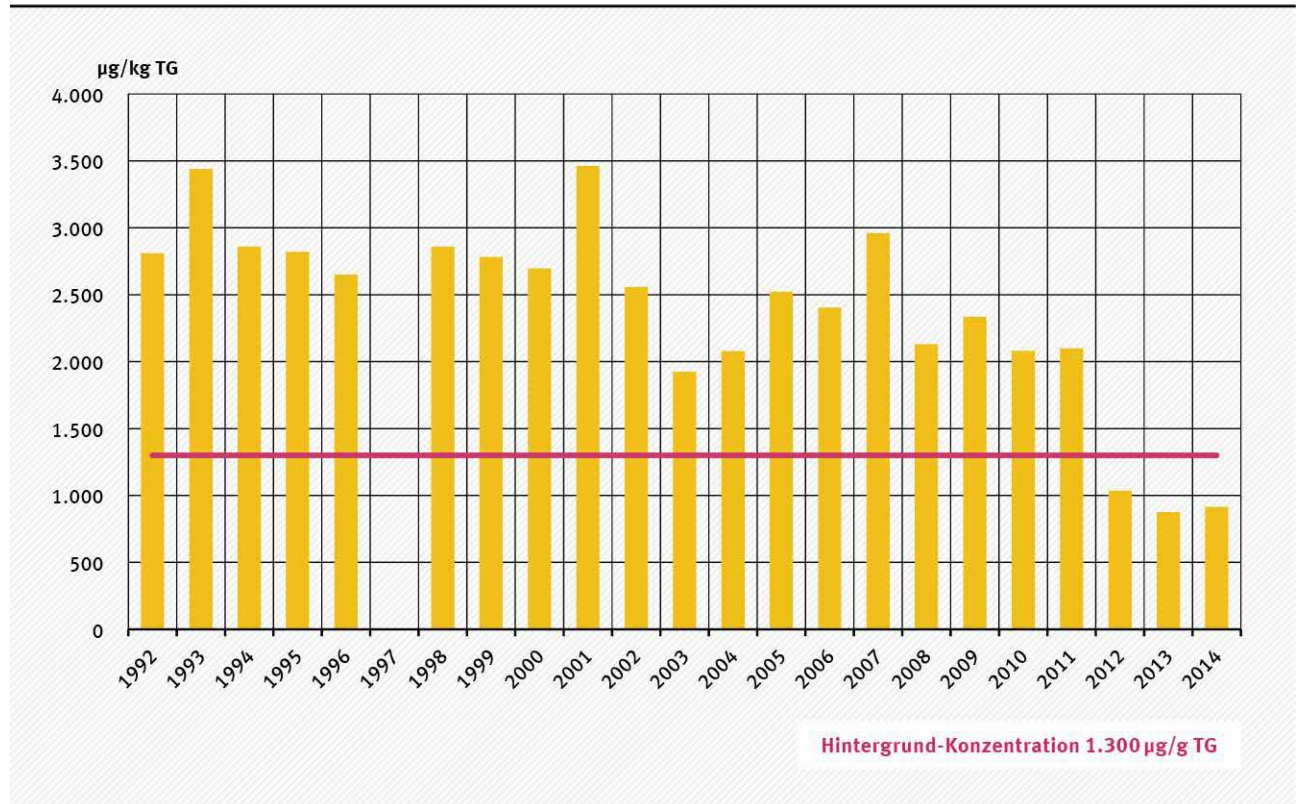
Quelle: Umweltbundesamt, Umweltprobenbank des Bundes, 2016

Abbildung 70

Quecksilber in Aalmuttermuskulatur

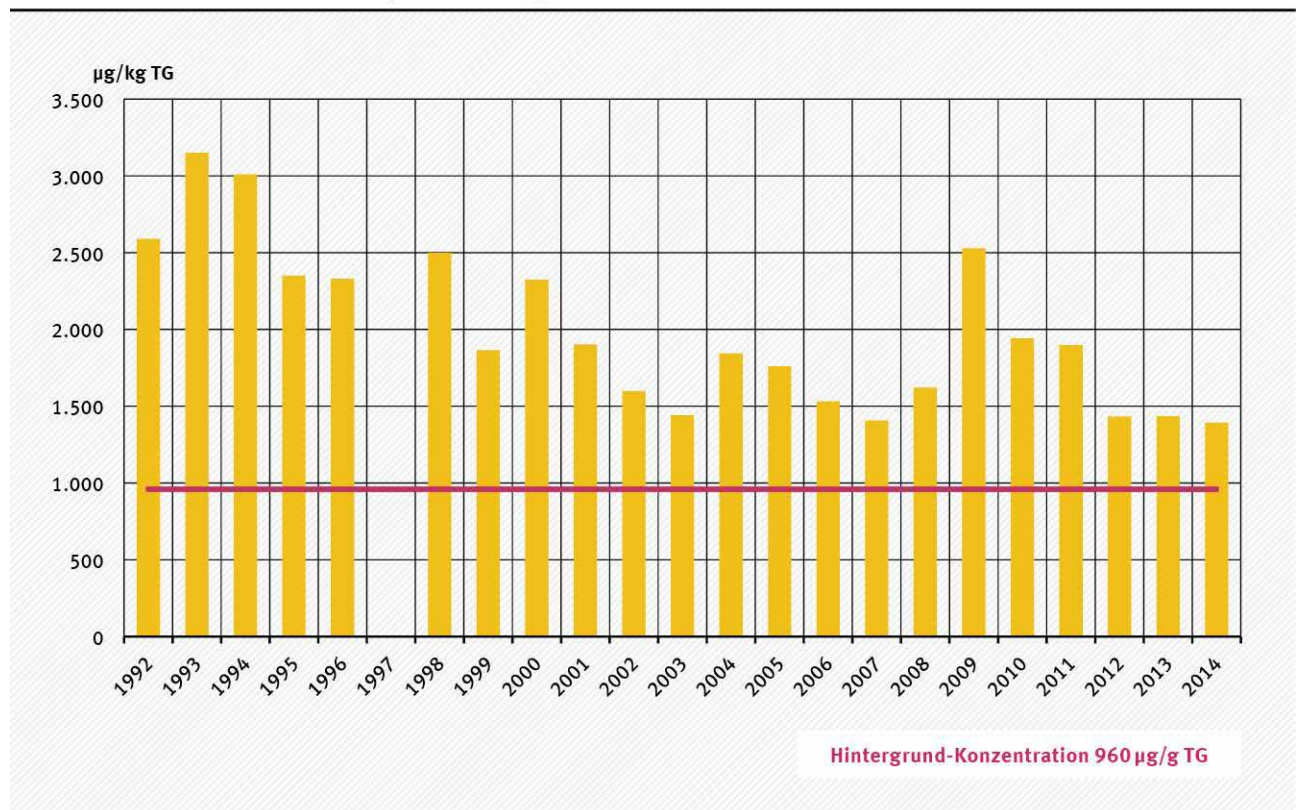
Quelle: Umweltbundesamt, Umweltprobenbank des Bundes, 2016

Abbildung 71

Blei in Miesmuscheln (Darßer Ort)

Quelle: Umweltbundesamt, Umweltprobenbank des Bundes, 2016

Abbildung 72

Cadmium in Miesmuscheln (Darßer Ort)

Quelle: Umweltbundesamt, Umweltprobenbank des Bundes, 2016

Im Muskelfleisch von Aalmuttern aus dem Jadebusen und der Melderer Bucht überschreiten die analysierten Konzentrationen an Quecksilber die Biota-UQN für Fische im gesamten Beobachtungszeitraum deutlich (Abbildung 70).

Die Schwermetallbelastung von Fischen und Muscheln aus der Ostsee vor Darßer Ort hat ebenfalls im Beobachtungszeitraum abgenommen. Teilweise liegen die Konzentrationen aber noch über dem von OSPAR abgeleiteten Hintergrundwerten (Background Assessment Concentration (BAC)), die auch von HELCOM als Bewertungsschwellen verwendet werden (Tabelle 28).

Die Bleigehalte von Miesmuscheln der Station Darßer Ort haben seit 1992 um etwa 70 % abgenommen und gelten heute als unbedenklich für den menschlichen Verzehr (Abbildung 71). Miesmuscheln von der Ostseeküste vor Darßer Ort haben auch 2014 noch Cadmiumgehalte, die leicht über dem BAC liegen. Seit 1992 ist die Belastung aber um mehr als die Hälfte gesunken (Abbildung 72).

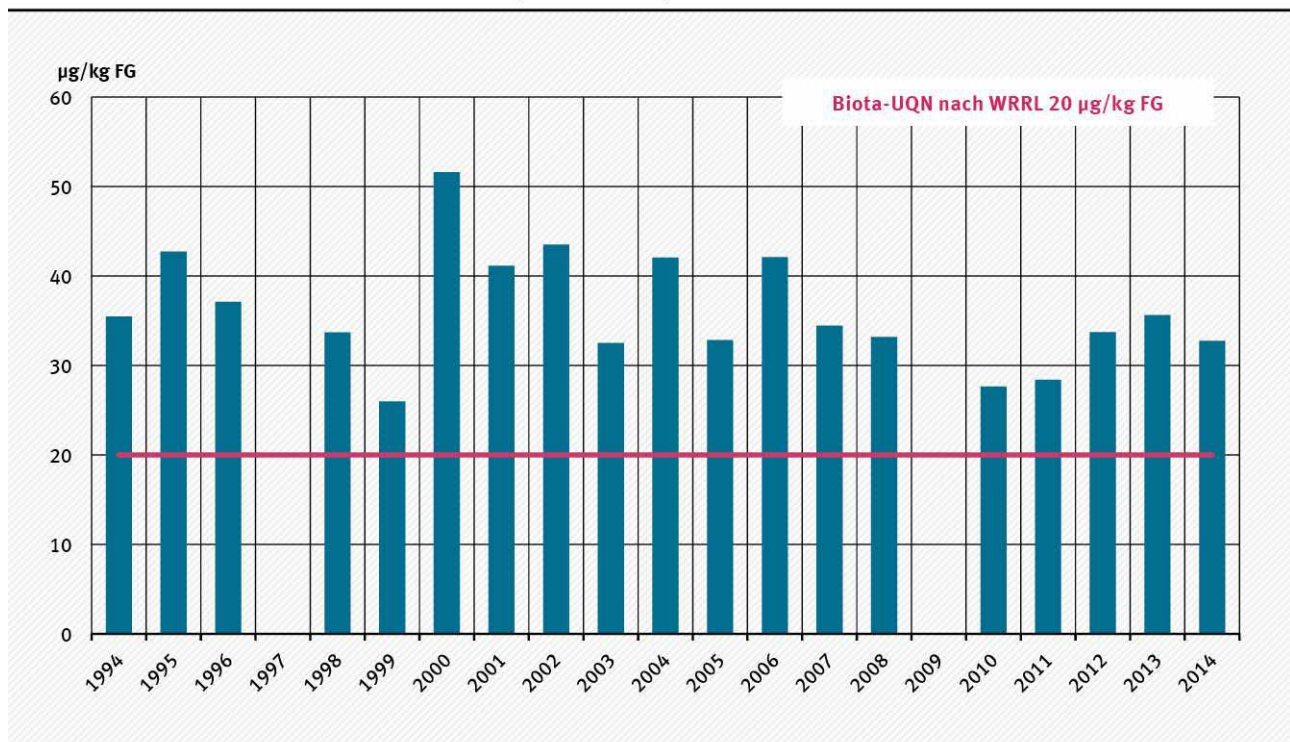
Im gesamten Beobachtungszeitraum 1994 bis 2014 lagen die Quecksilberkonzentrationen in der Muskulatur von Aalmuttern über der Biota-UQN für Fische (Abbildung 73).

7.2.2.2 Organische Verbindungen

Die Meeresgewässer sind Senken für Chemikalien, die nur schwer abbaubar sind. Deshalb haben OSPAR und HELCOM das Ziel, die Einleitungen, Emissionen und Verluste dieser Stoffe in die Meere innerhalb einer Generation zu beenden. Die WRRL hat dieses Ziel für die prioritär gefährlichen Stoffe übernommen (Kap. 4.2.3). Für neun dieser Stoffe, die sich stark in Organismen anreichern, sind in der Oberflächengewässerverordnung UQN für Biota festgelegt (s. Kap. 4.2.3). Aalmuttern von den drei Probenahmeflächen an der Nord- und Ostseeküste sind meist nur gering mit Dioxinen und dioxinähnliche Stoffen, Hexabromcyclododekan (HBCDD) und Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) belastet. Diese Stoffe sind auch als Indikatoren zur Bewertung des guten Umweltzustands für eine oder beide Meeresregionen ausgewählt. Im Jahr 2015 lagen die Konzentrationen von HBCDD und PFOS unterhalb der jeweiligen Biota-UQN (s. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/gewaesserbelastung/nordsee/schadstoffkonzentrationen-in-organismen-der-nordsee>; <https://www.umweltbundesamt.de/daten/gewaesserbelastung/ostsee/schadstoffkonzentrationen-in-organismen-der-ostsee>). Bei Heptachlor und seinem Abbauprodukt Heptachlorepoxyd reicht allerdings die Genauigkeit der chemischen Analytik noch nicht aus, um die UQN auf Einhaltung zu prüfen.

Abbildung 73

Quecksilber in Aalmuttermuskulatur (Darßer Ort)



Quelle: Umweltbundesamt, Umweltprobenbank des Bundes, 2016

Bromierte Diphenylether (BDE)

BDE wurden bis in die 1990er Jahre als Flammschutzmittel eingesetzt. Seit 2004 ist die Herstellung und Verwendung der BDE, für die UQN nach WRRL festgelegt sind, europaweit verboten. Obwohl die Konzentrationen in Aalmuttermuskulatur seitdem stark abgenommen haben, waren sie im Jahr 2015 an den deutschen Küsten noch deutlich höher als die UQN für Fische (Abbildung 74).

Tributylzinn

Die organische Zinnverbindung Tributylzinn (TBT) wurde überwiegend als Biozid in Unterwasser-Schiffsanstrichen eingesetzt, um den Bewuchs durch Muscheln, Seepocken und Algen zu verhindern. Das aus den Anstrichen freigesetzte, schwer abbaubare TBT belastet wegen der Wirkung als Umwelthormon viele Flüsse und Meere. TBT wird für Nord- und Ostsee als Indikator für die Bewertung des guten Umweltzustands gemessen und ist ein prioritär gefährlicher Stoff nach WRRL. Seit 1989 darf TBT in Deutschland in Antifouling-Anstrichen von Schiffen unter einer Länge von 25 m nicht mehr eingesetzt werden. 1990 folgte das europaweite Verbot, das 2003 auf Organozinnverbindungen in Antifouling-Anstrichen für alle Schiffstypen ausgedehnt wurde.

Proben der Umweltprobenbank belegen, dass die TBT Konzentrationen in Miesmuscheln zwischen Mitte der

1980er und Ende der 1990er Jahre relativ konstant blieben. Das seit 1989/1990 geltende Verbot von TBT für kleinere Schiffe zeigte offenbar keine Wirkung. Erst nachdem 2003 das generelle Verbot von Organozinnverbindungen in Kraft trat, nahmen die TBT-Gehalte in Miesmuscheln deutlich ab.

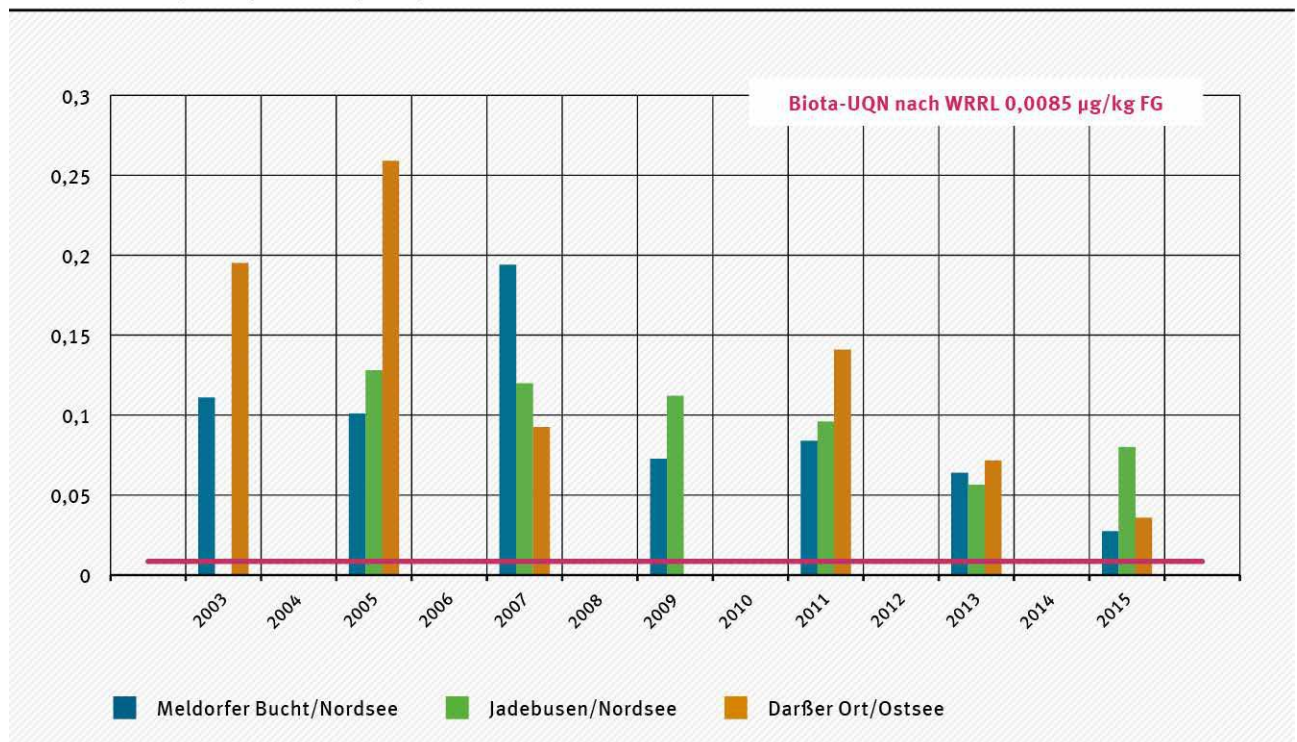
OSPAR und HELCOM legen die effektbasierte Bewertungsschwelle (Environmental Assessment Criteria (EAC)) für TBT in Miesmuscheln auf 12 µg/kg Trockengewicht fest. Bis 2006 lagen die TBT-Gehalte in Miesmuscheln in den Probenahmeflächen der Nord- und Ostsee um ein Vielfaches über diesem Wert. Seitdem ist die Belastung der Muscheln stark gesunken und liegt seit 2008/2009 (Nordsee) bzw. 2011 (Ostsee) unterhalb der Bewertungsschwelle (Abbildung 75).

7.2.3 Meeresmüll

Die Belastung der Meere mit Müll wird neben anderen Schlüsselthemen wie Biodiversitätsverlust, Klimawandel und Meeresversauerung als eines der wichtigsten globalen Umweltprobleme angesehen (Sutherland et al. 2010). Als „Abfälle“ im Meer werden alle langlebigen, gefertigten oder verarbeiteten beständigen Materialien bezeichnet, die durch Wegwerfen oder als herrenloses Gut in die Meeresumwelt gelangen. Das schließt den Transport in die Meere über Flüsse, Einleitungen und

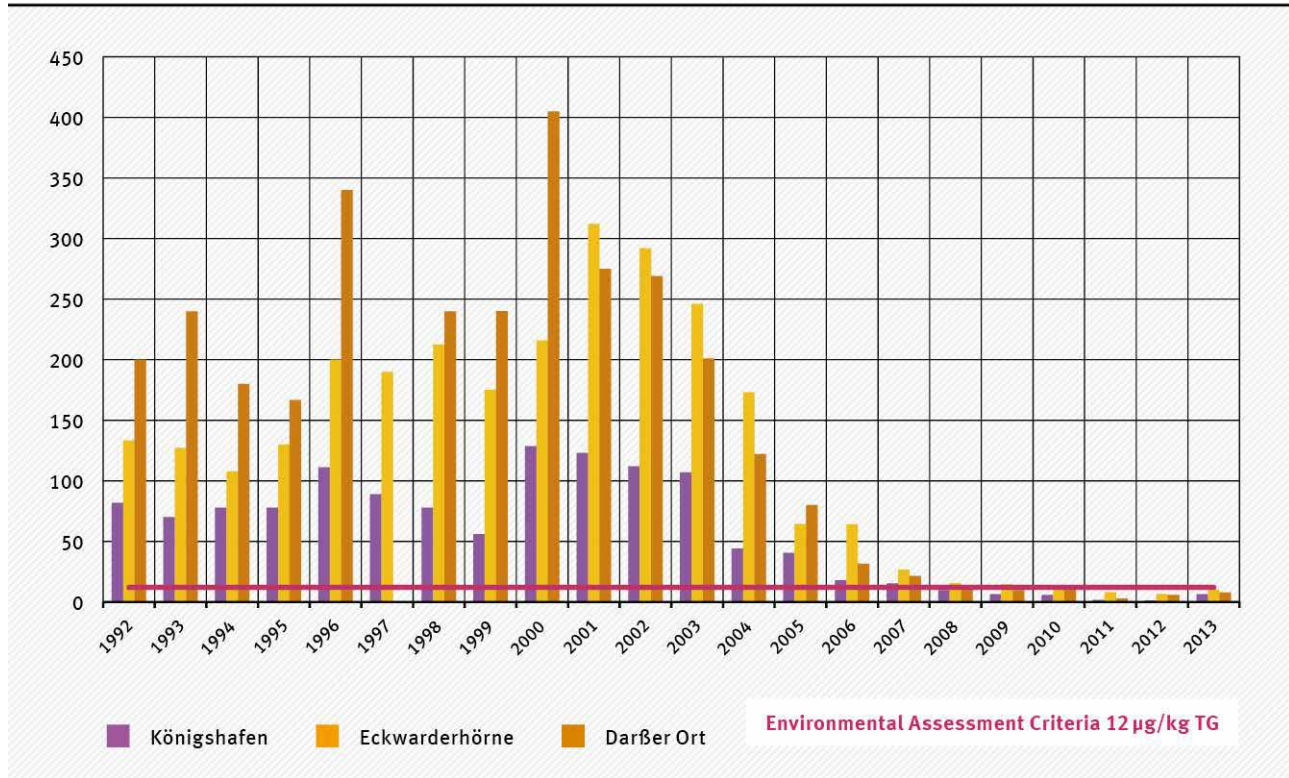
Abbildung 74

Bromierte Diphenylether (BDE) in Aalmuttermuskulatur



Quelle: Umweltbundesamt, Umweltprobenbank des Bundes, 2016

Abbildung 75

Tributylzinn in Miesmuscheln

Quelle: Umweltbundesamt – Umweltprobenbank des Bundes, 2016

Winde ein (Galgani et al. 2010). Neben großformatigen Abfällen wie Plastikflaschen oder -tüten werden auch Mikropartikel in der Meeresumwelt beobachtet (als Mikropartikel bezeichnet man Müllteile von fünf Millimeter und kleiner) und in zunehmendem Maße in Meeresorganismen nachgewiesen.

Die MSRL fordert die Bewertung der Belastung der deutschen Meeresgebiete durch Meeresmüll nach den Indikatoren Menge und Eigenschaften von Müll am Strand/im Spülsaum, an der Meeresoberfläche, auf dem Meeresboden und von Mikromüll sowie der relevanten biologischen Auswirkungen. Der Deskriptor 10 der MSRL definiert den guten Umweltzustand über Arten und Mengen von Abfällen sowie deren Zersetzungsprodukte ohne schädliche Auswirkungen auf die Meereslebewesen und Lebensräume.

Müll am Strand/im Spülsaum

Im Untersuchungszeitraum 2009–2014 wurde eine konstant hohe Menge an Strandmüll im Nordost-Atlantik inklusive der Nordsee festgestellt. Im Durchschnitt finden sich an untersuchten Stränden der südlichen Nordsee 380 Müllteile pro 100 Meter Küstenlinie. Wie bereits im Untersuchungszeitraum zuvor (2002–2008)

dominieren mit jeweils ca. einem Drittel nicht identifizierbare Plastik und Styroporfragmente sowie Fischereinetze, -stricke/-taue/-schnüre aus Kunststoffen. Darauf folgen Kunststoffdeckel und -verschlüsse von Getränkeverpackungen (7 %). Weitere Funde sind Plastikgetränkeflaschen, Einweglebensmittelverpackungen, Süßigkeits- und Salzgebäcktüten, Lutscherstiele und Einkaufstüten. Unter den Top 15 befinden sich auch Luftballon(schnüre) sowie Gewehrpatronen. Alle diese Abfälle können für Meereslebewesen infolge möglicher Verhedderung/Strangulierung, Aufnahme und Verletzungen schädlich sein (OSPAR 2017, in Publikation).

In der Ostsee fanden sich im Untersuchungszeitraum 2010–2015 an 29 Stränden im Durchschnitt 68 Müllteile pro 100 Meter Küstenlinie – mit starken regionalen und saisonalen Unterschieden zwischen sieben und 404 Teilen. 69 % der Funde bestehen aus Kunststoffen. Während der Frühlingsmonate wurden 35 %, in den Wintermonaten nur geringe Funde verzeichnet. Mit ca. 30 % dominieren nicht identifizierbare Plastikfragmente kleiner als 50 Zentimeter, gefolgt von Zigarettenstummeln (9 %), Kunststoffdeckeln und -verschlüssen von Getränkeverpackungen (7 %), Süßigkeitenverpackungen (4 %), Kunststoffschnüren und -seilen/-tauen (3 %),

Plastikgetränkeverpackungen (3 %), kleine Plastiktüten (3 %) und Einwegteller (2 %) (LUNG 2015).

Müll an der Meeresoberfläche/in Seevögeln

Für das Monitoring von Müll an der Meeresoberfläche wird der in der Nordsee weit verbreitete Eissturmvogel eingesetzt, der seine Nahrung ausschließlich auf der offenen See aufnimmt. Bei toten Eissturmvögeln, die an der deutschen Nordseeküste gefunden werden, wird der Mageninhalt untersucht, Plastikpartikel gezählt und gewogen. Der Indikator wird als Durchschnitt von fünf Jahren berechnet.

Im Jahr 2008 einigten sich die OSPAR-Vertragsstaaten auf einen Grenzwert im Rahmen eines entsprechenden ökologischen Qualitätsziels, demnach nicht mehr als 10 % aller tot gefundenen Eissturmvögel mehr als 0,1 Gramm Plastik im Magen aufweisen sollen. Dieser Wert wurde von der relativ unbelasteten kanadischen Arktis abgeleitet. Seit Beginn der Untersuchungen im Jahr 2000 werden in 93–97 % der Mägen von tot gefundenen Eissturmvögeln Kunststoffe gefunden, in 60 % mehr als 0,1 Gramm Kunststoffe. Unter den Funden dominieren 80 % Verbraucherabfälle (alle nicht-industriellen Teile von Plastikobjekten wie Fragmente von größeren

Teilen), die restlichen 20 % sind Industrieplastik (Granulate/Pellets) (OSPAR 2017, in Publikation).

Müll am Meeresboden

Basis des Indikators sind Schleppnetzsurveys, welche ursächlich darauf ausgelegt sind, benthische marine Biota zu Forschungszwecken über eine Reihe von verschiedenen Meeresbodentypen zu beproben. Meeresmüll wird dabei parallel gesammelt und ausgewertet. Für den Untersuchungszeitraum 2011–2015 wurde eine weite Verbreitung von Müll mit einem Nord-Süd-Gradienten für den Meeresboden der Nordsee nachgewiesen, wobei Kunststoffe dominieren. In der gesamten südlichen Nordsee wurden mittlere Dichten von benthischem Müll von $6,35 \pm 11,5 \text{ kg/km}^2$ ermittelt. Die Belastung des Meeresbodens der Nordsee baut sich nicht ab, da vorhandener Müll nur periodisch über Sturmereignisse re-suspendiert wird (OSPAR 2017, in Publikation).

7.2.4 Unterwasserlärm

Natürliche Schallquellen wie Wind und Wellenbewegung bilden den Hintergrundschall im Meer. Zu dieser natürlichen „akustischen Landschaft“ kommen anthropogene Schalleinträge. Als kontinuierliche Einträge heben sie den natürlichen Hintergrundgeräuschpegel





an, als impulshafte Signale erhöhen sie kurzfristig den Lärm einer Meeresregion. Zum impulshaften Unterwasserlärm zählen Sonare, die schallintensiven Bauarbeiten von Offshore-Windenergieanlagen, seismische Aktivitäten, Sprengungen (z. B. von Munitionsaltlasten) sowie der Einsatz von akustischen Vergrämern z. B. in der Fischerei. Die Schifffahrt, der Sand- und Kiesabbau und der Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen stellen die wesentlichen kontinuierlichen Schalleinträge dar.

Wasser ist ein gutes Transportmedium für Schall, da sich akustische Wellen im Wasser viermal schneller als in der Luft ausbreiten. Vor allem impulsartige Schallein-

träge können zur Schädigung mariner Tierarten führen. Kontinuierliche Lärmquellen hingegen rufen andere Effekte wie Störung (Vertreibung) oder Maskierung von biologisch wichtigen Signalen hervor.

Marine Organismen unterscheiden sich stark in ihrer Sensitivität und ihrem Hörvermögen. Trotz vieler Unwägbarkeiten hat mittlerweile eine Vielzahl an Studien nachgewiesen, dass Unterwasserschall Tiere schädigen und sie in ihren Lebensfunktionen beeinträchtigen kann. Daher ist es notwendig, sie vor Tod, Verletzung und erheblicher Störung zu schützen, so wie es (inter-) nationale Rechtsregime vorschreiben. Neben marinen

Säugetieren betrifft dies auch Fische und Wirbellose wie Krebse, Tintenfische, Muscheln oder Schnecken. Insbesondere in frühen Entwicklungsstadien sind einige Arten hoch empfindlich gegenüber Schallsignalen.

Ein wichtiges politisches Instrument, um das Thema Unterwasserlärm zu adressieren, ist die laufende Umsetzung der MSRL, die fordert, dass sich die Einleitung von Energie einschließlich Unterwasserlärm nicht nachteilig auf die Meeresumwelt auswirken darf. Als relevante Indikatoren sind die zeitliche und räumliche Verteilung von lautem Impulslärm niedriger und mittlerer Frequenz sowie anhaltender (kontinuierlicher) Lärm niedriger Frequenz zu überwachen und die Auswirkungen zu bewerten. Die Überwachung für beide Indikatoren befindet sich momentan im Aufbau, wobei für den ersten Indikator ein nationales Register die Basis bildet, aus welchem ersichtlich wird, wann im Jahresverlauf Schalleignisse aus relevanten impulshaften Quellen (Rammungen von Offshore-Windenergieanlagen, Sonaren, seismische Aktivitäten und Sprengungen) stattgefunden haben. Dabei können auch technische Möglichkeiten zur Schallminderung berücksichtigt werden. Mittels eines Forschungs- und Entwicklungsvorhabens lässt das Umweltbundesamt momentan ein Pilotmonitoring des Hintergrundschallpegels unter Berücksichtigung der relevanten kontinuierlichen Schalleinträge (insbesondere aus der Schifffahrt) an ausgewählten Stationen in den deutschen Meeren durchführen, welches die Grundlage für eine Langzeitüberwachung des zweiten Indikators bilden soll. Da das Monitoring erst im Aufbau ist, lassen sich noch keine umfassenden Bewertungen der beiden Indikatoren ableiten, Aussagen zur resultierenden Belastung von Meereslebewesen sind jedoch bereits möglich. Die in den vergangenen Jahren zusammen getragenen und erhobenen Daten lassen zudem die Ersteinschätzung zu, dass für beide Indikatoren kein guter Umweltzustand vorliegt.

Für eine Schallquelle existieren bereits Vorgaben. Das deutsche Energiekonzept sieht den intensiven Ausbau der Offshore-Windenergie vor, daher werden in den kommenden Jahren insbesondere Rammarbeiten zur Errichtung von Offshore-Windenergieanlagen in den deutschen Meeresgebieten Unterwasserlärm erzeugen. Die Fundamente dieser Anlagen werden mit 5.000 bis 10.000 Rammschlägen im Meeresboden verankert, wodurch ebenfalls eine hohe Schallenergie von bis zu 220 Dezibel freigesetzt wird. Im Dezember 2015 waren in Deutschland 815 Einzelturbinen mit einer Gesamtenergieleistung von 3,3 Gigawatt am Netz. Bis

zum Jahr 2030 soll nach den Plänen der Bundesregierung zur Realisierung der Energiewende eine Leistung von 15 Gigawatt aus Offshore-Windenergie ins Netz eingespeist sein, was in den kommenden Jahren eine intensive Bautätigkeit auf See notwendig macht. Das stellt ein ernstes Problem dar für die einzige heimische Walart, den Schweinswal, der dadurch irreversible Verletzungen des Gehörs bis hin zur Taubheit erleiden kann und darüber hinaus aus wichtigen Lebensräumen vertrieben wird. Um auditorische Verletzungen bei Schweinswalen zu verhindern, gilt in Deutschland daher bereits der vom Umweltbundesamt empfohlene duale Lärmschutzwert von 160 Dezibel für den Pegel eines Einzelschalleignisses und 190 Dezibel für den Spitzenschallpegel in 750 Meter Entfernung. Er ist seit 2008 verbindlich bei jeder neuen Installation von Windkraftanlagen mithilfe von technischen Mitigationsmaßnahmen (wie der Applikation eines Blasen-schleiers oder Kofferdamms) einzuhalten und hilft, das Gleichgewicht zwischen Klima- und Artenschutz zu bewahren (Müller & Werner, 2015).



8 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) formuliert anspruchsvolle Ziele an den Schutz von Grund- und Oberflächengewässern. Die 2015 aktualisierten deutschen Bewirtschaftungspläne (Art. 13 WRRL) belegen die Fortschritte beim Erreichen dieser Ziele. Gleichzeitig lassen sie erkennen, dass zusätzliche Maßnahmen nötig sind, um den guten Zustand der Gewässer zu erreichen.

Wegen der hohen Nitratbelastung sind nur 64 % der Grundwasserkörper als Haupttrinkwasserressource in einem guten chemischen Zustand. Die Nitratbelastung muss dringend reduziert werden – auch um Aufwand und Kosten bei der Trinkwasseraufbereitung zu vermeiden. Der mengenmäßige Zustand ist für 96 % der Grundwasserkörper gut.

Nur 9 % der Fließstrecke der natürlichen Flüsse und Bäche sind in einem guten oder sehr guten ökologischen Zustand. Von den erheblich veränderten Gewässern wie Talsperren und den künstlichen Gewässern weisen sogar nur 2,2 bzw. 5 % ein gutes ökologisches Potenzial auf. Verbessert werden müssen die Gewässerstrukturen, die Durchgängigkeit für Fische und kleinere Organismen, die Nährstoffbelastung und die Belastungen mit Chemikalien.

Für die Seen ist das Ergebnis besser: 26,3 % von 732 Seewasserkörpern in Deutschland erreichen den guten oder sehr guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial. Bei den Übergangs- und Küstengewässern ist keiner der 80 Wasserkörper in einem guten ökologischen Zustand. Stärkster Belastungsfaktor sind Nährstoffe, die Flüsse in diese Gewässer eintragen und zur Eutrophierung führen.

Der chemische Zustand der Oberflächengewässer wird anhand der EU-Umweltqualitätsnormen für die prioritären Stoffe beurteilt. Der chemische Zustand ist durchgehend „nicht gut“, weil die Umweltqualitätsnorm für Quecksilber in Biota flächendeckend überschritten wird. Für die anderen prioritären Stoffe ist das Bild weitaus differenzierter.

Die EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) ist wie die WRRL ökologisch orientiert und hat auch das Ziel, einen guten Zustand der Gewässer zu erreichen oder zu erhalten. Der Zustand der Meeresökosysteme wird über eine integrative ökologische Klassifikation bewertet, die

Belastungen durch invasive Arten, kommerzielle Fischerei, Eutrophierung, Schadstoffe, Müll und Eintrag von Energie (wie Kühlwasser und Lärm) berücksichtigt.

Die Zustandsbewertung für alle Gewässer bestätigt, dass weitere Maßnahmen erforderlich sind um die Ziele von WRRL und MSRL zu erreichen. Für die Flüsse ist die Hydromorphologie zu verbessern, in allen Gewässern sind die Nährstoff-, Pestizid- und Metallkonzentrationen zu reduzieren.

Der hydromorphologische Zustand lässt sich verbessern, wenn dem Fluss durch Rückbau von Sohlen- und Uferbefestigungen, das Anbinden von Altarmen, Deichrückverlegungen oder Sohlenanhebungen die Eigendynamik zurückgegeben wird. Die lineare Durchgängigkeit würde der Gewässerfauna funktionstüchtige Habitate erschließen. Sie lässt sich oft wieder herstellen, ohne die Nutzung einzuschränken. Eine schonende Gewässerunterhaltung kann mit vielfältigen kleinräumigen Maßnahmen den ökologischen Zustand verbessern. Es gilt „dem Wasser seinen Lauf zu lassen“, sofern keine nachteiligen Auswirkungen auf die Nutzungen zu erwarten sind. Nur die hydromorphologischen Veränderungen sollten beibehalten werden, die zur Aufrechterhaltung ökologisch verträglicher Nutzungen erforderlich sind.

Für die hohe Nährstoffbelastung von Grundwasser, Flüssen, Seen, Küsten- und Meeresgewässern sind die Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen – bei Phosphor aus erodiertem Bodenmaterial und Dränagen, beim Stickstoff durch landwirtschaftliche Überschüsse über das Grundwasser maßgeblich. In diesen Bereichen liegen auch die größten Reduzierungspotenziale.

Auch wenn sich der Trend rückläufiger Nährstoffeinträge fortsetzt, werden die Eutrophierungseffekte in den Küsten- und Meeresgewässern nur verzögert reagieren. Vor allem im Wattenmeer und in vielen Ostseegebieten, insbesondere in den Bodden, wirken die in der Vergangenheit entstandenen Nährstoffdepots in den Sedimenten noch lange nach. Darüber hinaus kann der Klimawandel Eutrophierungsprozesse begünstigen, da eine zunehmende Erwärmung des Oberflächenwassers die Schichtung in den Gewässern verstärkt. Für die nördlichen Breiten werden außerdem mehr und extremere Niederschlagsereignisse prognostiziert, was zu erhöhten Nährstoffeinträgen führen kann.

Bei den stofflichen Belastungen sind schwer abbaubare Chemikalien, Pestizide und Arzneimittel besonders besorgniserregend. Für einige Pestizide werden die Umweltqualitätsnormen für Oberflächengewässer und die Qualitätsnormen für Grundwasser überschritten. Im oberflächennahen Grundwasser wird an 5 % der über dreizehntausend Messstellen der Grenzwert von 0,1 µg/l für mindestens einen Wirkstoff überschritten.

Fische in Fließgewässern, Seen und Meeresgewässern sind hoch mit Bromierten Diphenylethern belastet. In Fließgewässern werden die Umweltqualitätsnormen für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und Tributylzinn häufig überschritten. Die Tributylzinnkonzentrationen in Muscheln aus Nord- und Ostsee nehmen seit 2002 ab, weil seit 2001 Tributylzinn-haltigen Schiffsanstriche weltweit verboten sind.

Die Belastung der Oberflächengewässer mit Quecksilber und Cadmium hat im Laufe der Jahre zum Teil deutlich abgenommen. Dennoch werden die Qualitätsnormen noch immer überschritten, so dass weitergehende Maßnahmen zur Reduzierung erforderlich sind. Zink und Kupfer werden überwiegend durch Regenabwässer von Straßen und Dächern der Städte in die Gewässer eingetragen.

Für Arzneimittel hat die EU bislang keine Umweltqualitätsnormen verabschiedet. Die Konzentrationen der weit verbreiteten Wirkstoffe Diclofenac und Ibuprofen in Fließgewässern überschreiten jedoch sehr häufig die vorgeschlagenen Werte.

Die Belastung der Meere durch Müll und Lärm sind zwei vergleichsweise neue Themenaspekte, die die MSRL aufgreift. Deshalb arbeiten die Partner der Meeresschutzkonventionen (OSPAR, HELCOM) daran, eine zukunfts-fähige Überwachung zu etablieren und Verfahren zu entwickeln, die Auswirkungen von Müll und Lärm auf die Meeresökosysteme bewerten. Die bisherigen Befunde werden schon heute als so gravierend eingeschätzt, dass erste Maßnahmenvorschläge im deutschen MSRL Maßnahmenprogramm enthalten sind (s. a. unten).

Ambitionierte Ziele erfordern ambitionierte Maßnahmen, die mit den Bewirtschaftungsplänen der WRRL bereits ergriffen und 2015 aktualisiert wurden (s. Broschüre „Die Wasserrahmenrichtlinie Deutschlands Gewässer 2015“) und durch die Maßnahmenprogramme der MSRL 2016 insbesondere hinsichtlich Müll im Meer und die seeseitige Belastung durch Fischerei und Seeschifffahrt ergänzt wurden. Es bleibt aber noch viel zu tun. Abzusehen ist schon heute, dass bis 2020 die deutschen Küsten- und Meeresgewässer den guten Umweltzustand nach MSRL nicht erreichen werden und auch bis 2027 nicht alle Gewässer in einem guten Zustand nach WRRL sein werden. Die Bewirtschaftungszyklen beider Richtlinien sollten daher mit unverändertem Anspruch fortgesetzt werden, um die gute Gewässerqualität im Meer und im Binnenland zu erreichen.

9 Quellenverzeichnis

- AHRENS, U.(2007): Gewässerstruktur: Kartierung und Bewertung der Fließgewässer in Schleswig-Holstein. In: Jahresbericht Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2006/07. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) ISBN: 978-3-937937-19-9. Schriftenreihe LANU SH – Jahresberichte; 11
- BLMP – Bund Länder Messprogramm Meeresumwelt (2016): Monitoring-Handbuch. <http://www.blmp-online.de/Seiten/Monitoringhandbuch.htm>, Stand: 26.7.2016
- BMUB und BMEL – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit und Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.) (2017): Nitratbericht 2016 – Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft. Bonn. Download unter: <http://www.bmub.bund.de/themen/wasser-abfall-boden/binnengewasser/wasser-binnengewasser-download/artikel/nitratberichte/>
- BMU und BfN – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2009): Auenzustandbericht, Flussauen in Deutschland. Bonn
- Dahm, V; Döbbelt-Grüne, S; Haase, P; Hartmann, C; Kappes, H; Koenzen, U; Kupilas, B; Leps, M; Reuvers, C; Rolaufts, P; Sundermann, A; Wagner, F; Zellmer, U; Zins, C; Hering, D (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 43/2014. Dessau-Roßlau. Download unter: http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_43_2014_strategien_zur_optimierung_von_fliessgewaesser-renaturierung_0.pdf http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_43_2014_hydromorphologische_steckbriefe_der_deutschen_fliessgewaesssertypen_0.pdf http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_43_2014_anhang_strategien_zur_optimierung_von_fliessgewaesser_0.pdf
- DIN EN ISO/IEC 17025: Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien. Ausgabe 2005
- Brockmann, U; Topcu, D; Schütt, M (2016): Assessment of the eutrophication status of the German Exclusive Economic Zone in the North Sea according to the OSPAR Common Procedure. University of Hamburg Centre for Climate and Marine Research, Institute for Geology and Marine Research, Dept. Biogeochemistry and Marine Chemistry, Entwurf, 60 Seiten
- Datenrecherche (2014): LUA BB 2002; Informus GmbH 2003; LUBW 2004; LfU 2014; Senator für Bau, Umwelt und Verkehr 2005; HLUG 2014; Freie Hansestadt Hamburg 2014; LUNG 2014; Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie u. Klimaschutz 2014; MKULNV 2014; LUWG 2005; AHRENS, U. 2007; LLUR 2014; LUA SL 2014; SMUL 2013; LHW 2014; TLUG 2014
- EU COM – European Commission (2003): Guidance Document on the Assessment of the Relevance of the Metabolites in Groundwater of Substances Regulated under Council Directive 91/414/EEC, Sanco/221/2000 – rev. 10
- EU COM – European Commission (2010): Beschluss der Kommission 2010/477/EU vom 1. September 2010 über Kriterien und methodische Standards zur Feststellung des guten Umweltzustands von Meeresgewässern, ABL L 232 vom 2.9.2010, S. 14 ff.
- EU COM – European Commission (2015): Durchführungsbeschluss 2015/495 der Kommission vom 20. März 2015 zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpolitik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates
- EU COM – European Commission (2017): Draft Commission Decision (EU) laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardized methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU
- EU Dossier – European Commission (2017): Draft of the dossier. Sub-Group on Review of Priority Substances. <https://circabc.europa.eu/w/browse/412c0e12-6235-497f-8607-2d8dc1d95da7>, Stand: 02.02.2017
- EU-RL – Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen
- EU-RL – Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen
- EU-RL – Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- EU-RL – Richtlinie 2006/118/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung
- EU-RL – Richtlinie 2008/56/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie)
- EU-RL – Richtlinie 2008/105/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG
- EU-RL – Richtlinie 2009/90/EG der Kommission vom 31. Juli 2009 zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates
- EU-RL – Richtlinie 2013/39/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik
- EU VO – Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG vom 29. April 2004 (ABl. EU, L 158, S. 7); zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 30. März 2016 (ABl. L 80, S. 17)
- EU VO – Verordnung (EG) Nr. 166/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregisters und zur Änderung der Richtlinien 91/689/EWG und 96/61/EG des Rates vom 18. Januar 2006

- Fell, Heike; Fell, Holger (2016): Kartierung und Klassifizierung der Uferstruktur an 19 Seen-Wasserkörpern Schleswig-Holsteins auf der Grundlage des Übersichtsverfahrens der LAWA. Endbericht. Im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. Berlin
- Freie Hansestadt Hamburg – Freie Hansestadt Hamburg – Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt – Amt für Umweltschutz (2014): Datenbereitstellung.
- Fuchs, S; Weber, T; Wander, R; Toshovski, S; Kittlaus, S; Reid, L; Bach, M; Klement, L; Hillenbrand, T; Tettenborn, F (2017): Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen. Endbericht. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 05/2017. Dessau-Roßlau. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/effizienz-von-massnahmen-zur-reduktion-von>
- Galgani, F; Fleet, D; van Franeker, J; Katsanevakis, S; Maes, T; Mouat, J; Oosterbaan, L; Poitou, I; Hanke, G; Thompson, R; Amato, E; Birkun, A; Janssen, C (2010): Marine Strategy Framework Directive. Task Group 10 Report Marine Litter. JRC Scientific and Technical Reports. EUR 24340 EN-2010
- GrwV – Grundwasserverordnung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513), die durch Artikel 3 des Gesetzes vom 4. August 2016 (BGBl. I S. 1972) geändert worden ist
- Gustafsson, B; Schenk, F; Blenckner, T; Eilola, K; Meier, H; Müller-Karulis, B; Neumann, T; Ruoho-Airola, T; Savchuk, O; Zorita, E (2012): Reconstructing the development of the Baltic Sea eutrophication 1850-2006. *Ambio* Nr.41, Seiten 534–548
- HELCOM – Helsinki Commission (2010): Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003–2007: HELCOM Initial Holistic Assessment. Baltic Sea Environment Proceedings No. 122. Download unter: <http://helcom.fi/Lists/Publications/BSEP122.pdf>
- HELCOM – Helsinki Commission (2014): Eutrophication status of the Baltic Sea 2007–2011 – A concise thematic assessment. Baltic Sea Environment Proceedings No. 143. Download unter: <http://helcom.fi/Lists/Publications/BSEP143.pdf>
- HELCOM – Helsinki Commission (2015): <http://www.helcom.fi/baltic-sea-action-plan/nutrient-reduction-scheme/progress-towards-country-wise-allocated-reduction-targets/results/latest-inputs-compared-with-nutrient-input-ceilings>, Stand: 27.2.2017
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2014): Datenbankauszug.
- Informus GmbH (2003): Gewässerstrukturgütekartierung kleiner Fließgewässer nach dem Vor-Ort-Verfahren. Abschlussbericht. Auftraggeber: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung. Referat VIII E Wasserwirtschaftliche Grundlagen.
- Jäger, Z und Kolbe, K (2013): Wax and wane of *Zostera marina* on the tidal flat Hond-Paap/Hund-Paapsand in the Ems estuary. Studie des NLWKN und ZiltWater Advies, 60 Seiten
- Keuneke, R; Donner M (2016): Bewertung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für Fische und Sedimente. Projekt-Nr. O 5.14. Hintergrunddokument. Unveröffentlichter Zwischenbericht. Aachen. August 2016
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Berlin
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (1999): Gewässerbewertung stehende Gewässer – Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. 1. Auflage: Schwerin
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2001): Tagebaurestseen – Anforderungen an die Wasserqualität. Schwerin
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2002): Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland, Gewässerstruktur in der Bundesrepublik Deutschland 2001. Hannover
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2011): Überarbeitung der Verfahrensbeschreibung der Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine bis mittelgroße Fließgewässer.
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2012a): Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern, Teil A: Eckpunkte zum Monitoring und zur Bewertung von Oberflächengewässern, Stand 22.08.2012. Download unter: www.wasserblick.net
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2012b): Unterstützende Bewertungsverfahren Ableitung von Bewertungsregeln für die Durchgängigkeit, die Morphologie und den Wasserhaushalt zur Berichterstattung in den reporting sheets. LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung. Produktdatenblatt 2.2.6. Stand 11. Juli 2012
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2014a): Empfehlung zur Übertragung flussbürtiger, meeresökologischer Reduzierungsziele ins Binnenland. Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ LAWA-AO, 19 Seiten
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2014b): Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern – Verfahrensempfehlung. a) Handlungsanleitung. Dresden
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2014c): Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern – Verfahrensempfehlung. b) Hintergrunddokument. Dresden
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2014d): LAWA Verfahrensempfehlung Gewässerstrukturgütekartierung – Verfahren für mittelgroße bis große Fließgewässer. 2. Auflage
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2014e): Prognose der Auswirkungen einer nach Gewässerschutzaspekten novellierten Düngeverordnung auf die Qualität der Oberflächengewässer in Deutschland. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser LAWA-Kleingruppe „Prognose Düngeverordnung“, 32 Seiten
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2015a): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit – Pflanzenschutzmittel – Berichtszeitraum 2009 bis 2012. Berlin
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2015b): Verfahrensanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtsekklassifizierung (Übersichtsverfahren). 2. Überarbeitete und erweiterte Fassung (2015) im Rahmen des LAWA Projektes 05.13. Auftragnehmer: biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH. MEHL D., EBERTS J., BÖX S., KRAUß D.

- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2015c): Verfahrensanleitung zur Prognose makrozoobenthos-relevanter Habitattypen an Seeufern. Im Projekt: Bewertungsrelevante Strukturkriterien für die Biokomponente Makrozoobenthos und Makrophyten/Phytobenthos an Seen (Projekt Nr. O 2.14). Auftragnehmer: biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH. BÖX S., EBERTS J., MEHL D. Bützow
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2016a): Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2 OGewV in Deutschland. Download unter: http://www.wasserblick.net/servlet/is/142651/Abschlussbericht_Bestandsaufnahme_Endfassung_gekuerzte.pdf?comm and=downloadContent&filename=Abschlussbericht_Bestandsaufnahme_Endfassung_gekuerzte.pdf
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2016b): Daten der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser zum Bericht nach Art. 13 der EG-Richtlinie 2000/60/EG. Datenquelle: Berichtsportal WasserBLICK/BfG, Stand 23.03.2016
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2016c): Typspezifischer Flächenbedarf für die Entwicklung von Fließgewässern. LAWA LFP O 413. Unveröffentlichter Zwischenbericht.
- Lfu – Bayerisches Landesamt für Umwelt (2014): Gewässerstrukturkartierung im Übersichtsverfahren im SHAPE Format. Datenbereitstellung. www.lfu.bayern.de
- LfULG – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2016): Gewässergütedaten. <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/7112.htm>, Stand: 6.7.2016
- LHW – Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (2014): Datenbereitstellung.
- LLUR – Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (2014): Dezernat für Fließgewässerökologie. Datenbereitstellung.
- LUA BB – Landesumweltamt Brandenburg (2002): Strukturgüte von Fließgewässern Brandenburgs. In: Studien und Tagungsberichte, Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg. Bd 37. ISSN 0948-0838. Berlin/Potsdam
- LUA SL – Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz Saarbrücken (2014): Fachbereich 5.3 Gewässerentwicklung Hochwasserschutz. Datenbereitstellung.
- LUBW – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (2004): Gewässerstrukturkarte Baden-Württemberg 2004. ISSN 1436-7882. Bd 90
- LUNG – Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (2014): Abteilung Wasser. Dezernat EG-Wasserrahmenrichtlinie. http://www.wrrl-mv.de/pages/co_2004_fg_auswirk_hydro.htm.
- LUNG – Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.) (2015): Flaschen, Tüten, Luftballons – Müll in der Ostsee. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Heft 3. ISSN 1439-9083
- LUNG – Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.) (2016): Trendmonitoring von Schadstoffen in Fischen aus Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Monitoring 2015, Zusammenfassung 2013–2015. Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (IfaÖ), Neu Broderstorf, Bericht zur Gewässergüte im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG). Güstrow. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern 2016. Heft 3, 35 S.
- LUWG – Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (Hrsg.) (2005): Hydrologischer Atlas Rheinland-Pfalz. Blatt 05. Datenquelle: LUWG; ATKIS®. Mainz
- MKULNV – Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2014): <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/oberflaechengewasser/gewstrukguete/gewstrukguete.htm>.
- Müller, M und Werner, S (2016): Dauerlärm und kein Entrinnen – Schallbelastung in der Unterwasserwelt. In politische Ökologie 145-2016
- Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie u. Klimaschutz (2014): http://www.umwelt.niedersachsen.de/umweltbericht/schutzgueter/wasserressourcen_und_wasserqualitaet/gewaesserstruktur/88754.html
- NLWKN – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg.) (2016): Biota-Schadstoffuntersuchungen in niedersächsischen Gewässern entsprechend der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2013/39/EU bzw. Oberflächengewässerverordnung 2016.
- NLWKN und NLP-V – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz der Nationalparkverwaltung „Niedersächsisches Wattenmeer“ (2016): Datenbereitstellung.
- Nixdorf, B; Ramm, J; van de Weyer, K; Becker, E (2016): Übersicht zur ökologischen Situation ausgewählter Tagebauseen des Braunkohlebergbaus in Deutschland. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 68/2016. Dessau-Roßlau. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/uebersicht-zur-oekologischen-situation>
- OGewV – Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373)
- OSPAR – OSPAR Commission (2008): Second OSPAR integrated report on the eutrophication status of the OSPAR maritime area.
- OSPAR – OSPAR Commission (2009): Agreement on CEMP Assessment Criteria for the QSR 2010. Agreement number: 2009-2
- OSPAR – OSPAR Commission (2010): Quality Status Report 2010. OSPAR Commission. London. 176 pp. Download unter: <http://qsr2010.ospar.org/en/index.html>
- OSPAR – OSPAR Commission (2013): Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the Maritime Area, agreement 2013-8. Download unter: <http://www.ospar.org/documents?d=32957>
- OSPAR – OSPAR Commission (2017): Draft OSPAR Assessment Sheet Chlorophyll-a concentrations. Geplante Veröffentlichung Juli 2017 unter OSPAR Assessment Tool (OAT) auf www.ospar.org/
- OSPAR – OSPAR Commission (2017): Intermediate Assessment on the state of the marine environment in the OSPAR area, in publication.
- PRTR – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2016): <http://thru.de/>, Stand: 16.8.2016
- Schlungbaum, G; Baudler, H; Krech, M (2001): Die Darß-Zingster Boddenkette: eine Studie. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Schriftenreihe, Heft 1: 1-209
- Senator für Bau, Umwelt und Verkehr (2005): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRl). Zwischenbericht für das Land Bremen Bestandsaufnahme und Erstbewertung.

- SMUL – Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (Hrsg.) (2013): Umweltbericht 2012. 1. Auflage.
- Sutherland, W; Clout, M; Cote, I; Depledge, M; Fellman, L; Watkinson, A (2010): A horizon scan of global conservation issues for 2010. Trends in Ecology & Evolution, 25, 1–7.
- TLUG – Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (2014): Gewässerkundlicher Landesdienst. Hochwassernachrichtenzentrale Referat 51. Datenbereitstellung.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2014): Entwicklung biologischer Bewertungsmethoden und -kriterien für Grundwasserökosysteme. Dessau-Roßlau. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/entwicklung-biologischer-bewertungsmethoden>
- UBA – Umweltbundesamt (2016): Chemikalienwirkung. Fallbeispiel aus dem Bereich REACH: Hormonelle Wirkung von Nonyl- und Oktylphenol <https://www.umweltbundesamt.de/daten/chemikalien-in-der-umwelt/chemikalienwirkungen>, Stand: 15.11.2016
- UPB – Umweltprobenbank des Bundes (2017): Probenahmegebiete. https://www.umweltprobenbank.de/de/documents/profiles/sampling_areas, Stand 15.11.2016

- VerwAbk – Verwaltungsabkommen (2012): Verwaltungsabkommen vom 30.03.2012 für die Zusammenarbeit von Bund und Ländern zum Meeresschutz, insbesondere zur Umsetzung der Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, MSRL).
- Vollenweider, R (1975): Input – Output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology, Schweiz. Z. Hydrol. 37: pp. 53–84
- Wenzel, A; Schlich, K; Shemotyuk, L; Nendza, M (2015): Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 47/2015. Dessau Roßlau. Download unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/revision-der-umweltqualitaetsnormen-der-bundes>



► **Diese Broschüre als Download**
<http://bit.ly/2dowYYI>

 www.facebook.com/umweltbundesamt.de
 www.twitter.com/umweltbundesamt