



LAWA-AO

Rahmenkonzeption Monitoring

Teil B

Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen

## **Arbeitspapier II**

Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL

Die 149. LAWA-Vollversammlung hat das Arbeitspapier mit Beschluss Nr. 3 zu TOP 5.1 mit Ausnahme der Ausführungen zur Temperatur den Ländern zur Anwendung empfohlen.

Stand 09.01.2015

Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“

Ausarbeitung des LAWA-AO-Expertenkreises „Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung“ (Federführung: Obfrau Eva Bellack) im Auftrag des AO unter Mitarbeit der Expertenkreise „Stoffe“, „Biologische Bewertung von Seen und Interkalibrierung nach WRRL“ und Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO)

## Inhalt

1	Einleitung .....	3
2	Allgemeines.....	4
3	Fließgewässer - Orientierungswerte.....	6
4	Hintergrund- & Orientierungswerte für Gesamtphosphor und Sichttiefe im Freiwasser von Seen .....	23
5	Deutsche Übergangs- und Küstengewässer.....	27
6	Quellenangaben .....	31

# 1 Einleitung

Im Vorfeld des ersten Bewirtschaftungsplans wurde im Jahr 2006 durch den Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (AO) der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) das RaKon-Arbeitspapier II zu Hintergrund- und Orientierungswerten für allgemeine physikalisch-chemische Parameter gemäß Anhang V der Wasserrahmenrichtlinie – WRRL (umgesetzt durch Anlage 3 der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juli 2011 (BGBl. L S. 1429) erarbeitet und mit Stand 7.3.2007 im Umlaufverfahren 25/2007 von der Umweltministerkonferenz beschlossen. Die seinerzeit festgelegten Werte berücksichtigen die bis dahin vorliegenden Erfahrungen und Erkenntnisse zu den Ursachen-Wirkungszusammenhängen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und den allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten und beziehen alle Gewässerkategorien ein.

Da die CIS-Leitlinie<sup>1</sup> zur ökologischen Klassifikation empfiehlt, bei wachsendem Kenntnisstand die Hintergrund – und Orientierungswerte anzupassen und fortzuschreiben, wurden für Fließgewässer und Seen die Werte fortgeschrieben und die bisherigen Festlegungen überprüft, da zwischenzeitlich wesentlich umfangreichere und statistisch verlässlichere biologische Monitoringdaten vorlagen als zum Zeitpunkt der verabschiedeten, ersten Version des RaKon-Arbeitspapiers II vom 7.3.2007.

Für Fließgewässer werden für die Parameter, deren Orientierungswerte auch jetzt noch weiterer Bearbeitung und Diskussion bedürfen – dies betrifft Chlorid, maximale Jahreswassertemperatur, Ortho-Phosphat und Gesamtphosphor – in der vorliegenden Version des Arbeitspapiers die Orientierungswerte aus 2007 vorerst weiter verwendet. Daher können auch in diese neue Version des RaKon-Arbeitspapiers II für Fließgewässer noch nicht für alle physikalisch-chemischen Parameter abschließende Werte aufgenommen werden, so dass sich eine weitere Fortschreibung bereits jetzt abzeichnet.

Für Übergangs- und Küstengewässer der Nordsee liegen zum jetzigen Zeitpunkt keine neuen Werte für die unterstützenden physikalisch-chemischen Parameter vor. Diese werden im Auftrag des Koordinierungsrates Meeresschutz des Bund/Länder Ausschusses Nord- und Ostsee (BLANO) zurzeit überarbeitet. Für die Ostsee wurden neue Werte für Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor erarbeitet. Diese wurden auf der 6. Sitzung des BLANO bestätigt.

---

<sup>1</sup> Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 13: Overall approach to the classification of ecological status und ecological potential

## 2 Allgemeines

Den allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten kommt eine unterstützende Bedeutung für die Erreichung und Beurteilung des ökologischen Zustands/Potentials zu. Ihre Rolle bei der Wasserkörperbewertung wird auch in RaKon Teil A „Eckpunkte zum Monitoring und zur Bewertung von Oberflächengewässern“ (Stand 21.9.2012) erläutert:

Sie dienen:

- der Ergänzung und Unterstützung der Interpretation der Ergebnisse für die biologischen Qualitätskomponenten (BQK) im Rahmen der Analyse aller Belastungsfaktoren
- als Beitrag zur Ursachenklärung im Falle „mäßigen“ oder schlechteren ökologischen Zustands/Potentials,
- der Maßnahmenplanung in Zusammenhang mit den biologischen und den ebenfalls unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten und
- der späteren Erfolgskontrolle.

Bei den in den folgenden Kapiteln vorgeschlagenen Werten handelt es sich um keine gesetzlich verbindlichen Grenzwerte oder allgemein anzustrebenden Sanierungswerte, sondern um Schwellenwerte, die diejenigen Parameterausprägungen markieren sollen, die

- den Übergang vom „sehr guten“ zum „guten“ ökologischen Zustand/Potential (nachfolgend „Hintergrundwerte“ genannt) und
- den Übergang vom „guten“ zum „mäßigen“ ökologischen Zustand/Potential (nachfolgend „Orientierungswerte“ genannt)

verursachen können.

Die Einstufung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potentials richtet sich immer nach den in Anlage 3 der OGewV aufgeführten biologischen Qualitätskomponenten.

Die Nichteinhaltung eines Orientierungswertes ist also ein Hinweis auf ein spezifisches, ökologisch wirksames Defizit, das die Etablierung des guten ökologischen Zustands/Potentials verhindert.

Wenn die biologischen Komponenten hinreichend sensitiv sind, alle relevanten Belastungen erfassen und keine Verzögerung in der biologischen Reaktion besteht, ist zu erwarten, dass bei Überschreitung der Orientierungswerte bei einer oder mehre-

ren biologischen Qualitätskomponenten der „mäßige“ oder ein schlechterer Zustand angezeigt werden. Zeigen die biologischen Qualitätskomponenten trotz nicht eingehaltener Orientierungswerte den guten Zustand an, ist zu überprüfen, ob die biologischen Ergebnisse ausreichend belastbar sind. Ist dies mit ausreichender Sicherheit und Genauigkeit der Fall, ist der ökologische Zustand des Wasserkörpers als „gut“ einzustufen. Angaben zu Überwachungsfrequenzen und –intervallen befinden sich u.a. in der Rahmenkonzeption, Teil A „Eckpunkte zum Monitoring und zur Bewertung von Oberflächengewässern“ (22.08.12).

In Anlage 3 OGewV sind folgende physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten aufgeführt, da Anhang V der Wasserrahmenrichtlinie für alle Gewässerkategorien eine Bewertung dieser Komponenten fordert:

- Sichttiefe (nicht in Fließgewässern)
- Temperaturverhältnisse
- Sauerstoffhaushalt
- Salzgehalt
- Versauerungszustand (nur in Fließgewässern und Seen)
- Nährstoffverhältnisse

Es obliegt den Mitgliedsstaaten, hierfür die relevanten und geeigneten Kenngrößen (Parameter) auszuwählen. Die Auswahl und Festlegung der Schwellenwerte für diese Parameter muss die Gewässertypen berücksichtigen (s. Anhang II Nr. 1.3 WRRL) und den aktuellen Kenntnisstand widerspiegeln. Die Vorgehensweise und Methode bei der Ableitung der Schwellenwerte für die verschiedenen Gewässerkategorien ist in den jeweiligen Kapiteln beschrieben.

### 3 Fließgewässer - Orientierungswerte

Durch statistische Analysen von Monitoring-Ergebnissen der Bundesländer aus den Jahren 2004 bis 2011 wurden für Fließgewässer im Rahmen eines LAWA-Projekts<sup>II</sup> (Halle & Müller 2014a) Orientierungswerte zu allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern abgeleitet. Dazu wurden neben den bereits 2007 in RaKon II aufgeführten, weitere physikalisch-chemische Parameter in die Analysen einbezogen, um entscheiden zu können, ob hierfür Orientierungswerte sinnvoll sind. Darüber hinaus wurde die Aggregation der LAWA-Typen gegenüber 2007, nun auch hinsichtlich geochemischer Kriterien (silikatisch / basenarm – karbonatisch / basenreich) differenziert. Die Orientierungswerte haben grundsätzlich für alle biologischen Qualitätskomponenten Gültigkeit<sup>III</sup>.

#### Begriffsbestimmung Orientierungswerte

Einer der wesentlichen Arbeitsschritte im oben genannten LAWA-Projekt war die genauere Bestimmung des Begriffs „Orientierungswert“. Dabei war es wichtig, Verwechslungsmöglichkeiten mit Grenz- oder Zielwertdefinitionen auszuschließen und deutlich zu machen, dass Orientierungswerte **keine Grenzwerte oder Sanierungsziele** sind. Unter einem Orientierungswert wird der Wert für einen physikalisch-chemischen Parameter verstanden, bei dessen Verletzung<sup>IV</sup> dieser Parameter eine Größenordnung annimmt, die in aller Regel keinen guten ökologischen Zustand des Gewässers mehr erlaubt, ohne dass es dazu noch eines weiteren Parameters mit Orientierungswertverletzung brauchen würde. Jeder physikalisch-chemische Parameter kann somit bei einer Verletzung seines Orientierungswertes zum limitierenden Faktor für die Zielerreichung werden. Ist der Orientierungswert dagegen eingehalten, bedeutet dies, dass der gute ökologische Zustand sehr wahrscheinlich nicht durch diesen Parameter verhindert wird. Der gute ökologische Zustand ist aber nur dann **mit hinreichender Wahrscheinlichkeit** gegeben, wenn

1. die Orientierungswerte aller allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter eingehalten sind und
2. alle anderen Belastungen jedweder Art (stofflich, physikalisch, hydrologisch-hydraulisch, strukturell sowie hinsichtlich der ökologischen Durchgängigkeit und Vernetzung) mindestens gering sind und
3. ein hinreichendes typspezifisches Besiedlungspotenzial vorhanden ist.

---

<sup>II</sup> „Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern“ (LAWA-Projekt O 3.12)

<sup>III</sup> In Hinblick auf die **Qualitätskomponente Fische** sind für einige Parameter weitere Überprüfungen und Abstimmungen notwendig.

<sup>IV</sup> Eine Verletzung kann je nach Parameter sowohl eine Über- als auch Unterschreitung sein, in Abhängigkeit davon, ob ein Parameter bei erhöhten oder erniedrigten Werten belastend wirkt.

## **Herleitung der Orientierungswerte**

Die Herleitung der Orientierungswerte basiert gemäß oben beschriebenem Begriffsverständnis auf dem Prinzip der Ermittlung der oberen Belastungsgrenzen des guten ökologischen Zustands für die einzelnen Parameter, bei denen die empfindlichsten der relevanten biologischen Qualitätskomponenten einen guten ökologischen Zustand gerade noch erreichen können. Damit entsprechen die so abgeleiteten Schwellenwerte Größenordnungen, die eine gute biologische Bewertung des ökologischen Zustands nur dann ermöglichen, wenn alle anderen Belastungseinflüsse höchstens gering sind.

Für die meisten Fließgewässertypen konnten so Orientierungswerte abgeleitet werden. Für einige konnten im LAWA-Projekt wegen geringer Datengrundlagen die Orientierungswerte nur mittels Experteneinschätzung in Anlehnung an verwandte Gewässertypen hergeleitet werden. Dies betrifft die LAWA-Typen 2.2, 3.2, 4, 12 und 19<sup>V,VI</sup>. Für Seeausflussgeprägte Fließgewässer (LAWA-Typ 21), sowie Rückstau- und brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse (Typ 23) wurden aufgrund der Datengrundlage Schwellenwerte über Analogieschlüsse festgelegt. Für Marschengewässer (Typ 22) werden vorerst die Orientierungswerte aus 2007 übernommen. Zur Ableitung von Orientierungswerten sind hier noch weitere Auswertungen erforderlich. Da die Alpengewässer zu einem sehr geringen Anteil in die Berechnungen eingegangen sind, werden hierfür keine Schwellenwerte abgeleitet.

## **Anwendung der Orientierungswerte bei erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen (AWB) Fließgewässern**

Grundsätzlich haben die Orientierungswerte auch für HMWB/AWB Gültigkeit, da auch diese Wasserkörper einen guten Zustand im Hinblick auf alle chemischen und physikalisch-chemischen Komponenten aufweisen sollten.

Lediglich in HMWB, bei denen durch hydromorphologische Überprägungen, die mit der spezifizierten Nutzung unvermeidbar einhergehen, auch die physikalisch-chemischen Verhältnisse erheblich verändert wurden (z.B. in Folge von Auf- und Rückstau), können die Werte nicht ohne weiteres zur unterstützenden Bewertung herangezogen werden. In diesen Fällen sind die Orientierungswerte einer Fließgewässertypgruppe oder Fischgemeinschaft heranzuziehen, die dem erheblich veränderten Wasserkörper am ähnlichsten bzw. am ehesten vergleichbar sind.

Für AWB können neben den Orientierungswerten der am besten vergleichbaren Fließgewässertypgruppe auch die Orientierungswerte der Typgruppe des aufnehmenden Gewässers herangezogen werden.

---

<sup>V</sup> Subtyp 2.2 Kleine Flüsse des Alpenvorlandes, Subtyp 3.2 Kleine Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes, Typ 4 Große Flüsse des Alpenvorlandes, Typ 12 Organisch geprägte Flüsse, Typ 19 Kleine Niedrigungsgewässer in Fluss- und Stromtälern

<sup>VI</sup> Zur Bezeichnung der Typen siehe RaKon – Arbeitspapier I „Gewässertypen und Referenzbedingungen“ (Stand 17.10.2012)

## **Einschränkung in der Anwendung der Orientierungswerte bei natürlicherweise erhöhten Salzkonzentrationen**

In Kapitel 2 wurden die allgemeinen Aspekte bei Anwendung der allgemeinen physikalisch - chemischen Parameter in ihrer Funktion als unterstützende Parameter bei der biologischen Bewertung der Wasserkörper erläutert. Für Gewässer mit geogen bedingt erhöhten Salzkonzentrationen bestehen kategorische Einschränkungen. So können die entsprechenden Orientierungswerte für Salzparameter nicht angewendet werden, wenn die natürlicherweise in diesen Fließgewässern vorkommenden Salzkonzentrationen bereits über den abgeleiteten Orientierungswerten für Chlorid, Sulfat u.a. liegen. Auch bei Meer- oder Brackwassereinfluss können die Orientierungswerte nicht angewandt werden. Das Ausmaß der geogen bedingt erhöhten Salzkonzentrationen in Fließgewässern ist momentan noch nicht abschließend konkretisiert. Erste Hinweise auf großräumige Unterschiede innerhalb Deutschlands geben die Karten der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe zu den hydrogeologischen Hintergrund-Verhältnissen für Chlorid oder Sulfat.

In der Regel können Gewässer mit geogen bedingt hohen Salzkonzentrationen im Referenzzustand und im guten ökologischen Zustand/Potential keine dem LAWA-Fließgewässertyp entsprechende Biozönose aufweisen. Die Anwendung der biologischen Standardbewertungsverfahren muss dann zwangsläufig zu einer defizitären Einstufung des ökologischen Zustands führen. Die biologischen Bewertungsverfahren sollten deswegen noch an natürlicherweise „salzführende“ Gewässer angepasst werden, indem die unter diesen Bedingungen zu erwartende Referenzbiozönose definiert wird. Bis dahin bedarf es für diese Gewässer einer Expertenbewertung, die den erhöhten Salzgehalt als natürliche Ausgangssituation berücksichtigt. Voraussetzung dafür ist ein zweifelsfreier Nachweis des natürlichen Eintrags der erhöhten Salzkonzentration.

## **Hintergrundwerte**

Hintergrundwerte für Fließgewässer als Schwellenwerte für den sehr guten / guten ökologischen Zustand/Potential werden in die vorliegende, neue Version überwiegend aus RaKon-Arbeitspapier II aus 2007 übernommen (Tab. 1 und 2). Für einige Parameter, die in der Version aus 2007 noch nicht enthalten waren (s. Parameterauswahl) wurde zur Festlegung der Hintergrundwerte die LAWA-Güteklassifikation<sup>VII</sup> herangezogen. Die in dieser Version des Arbeitspapiers enthaltenen Hintergrundwerte sind daher als vorläufig zu betrachten und zukünftig weiter fachlich zu untersetzen.

## **Parameterauswahl**

Die in der vorliegenden Fassung von RaKon-Arbeitspapier II enthaltene Parameterauswahl entspricht im Wesentlichen der, für die auch in der 2007 verabschiedeten Fassung Schwellenwerte benannt wurden. Das LAWA-Projekt gab den Anstoß, Ori-

---

<sup>VII</sup>LAWA-Güteklassifikation unter <http://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/fluesse/ueberwachung-bewertung/chemisch>



entwertungswerte für weitere Parameter abzuleiten, wie für Eisen und Sulfat. Für Nitrit-N und Ammoniak-N werden ebenfalls erstmalig Orientierungswerte vorgeschlagen.

Für den gesamten organisch gebundenen Kohlenstoff (TOC) wurden die Werte aus RaKon II vom 7.3.2007 übernommen, obwohl der TOC aus biologischer Sicht nicht mehr berücksichtigt werden soll. Der Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff in Fließgewässern ist zwar durchaus biologisch relevant, allerdings wären dafür nicht der Gesamtanteil, sondern entweder der Schwebstoff-Anteil < 63 µm oder der Anteil an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) die geeigneteren Messgrößen. Aufgrund der geringen Datenlage ist die Ableitung eines Orientierungswertes für DOC jedoch momentan nicht möglich. Zukünftig ist voraussichtlich mit einer besseren Datenlage zu rechnen, da der DOC auch in Zusammenhang mit dem Bioligandenmodell und dem bioverfügbaren Anteil der Metalle an Bedeutung gewinnt. In der Übergangszeit wird daher auf die Werte aus RaKon II vom 7.3.2007 für den TOC zurückgegriffen, zumal der TOC mittelfristig den CSB aufgrund der Vorgaben durch die REACH-Verordnung<sup>VIII</sup> ersetzt.

Die Parameterauswahl berücksichtigt sowohl den erforderlichen Mindestumfang entsprechend der WRRL (Temperatur, Sauerstoff, Chlorid, pH, Gesamtphosphat und Orthophosphat) als auch die physikalisch-chemischen Parameter, die in der EU-Fischgewässerrichtlinie (2006/44/EG) enthalten sind.

---

<sup>VIII</sup> VERORDNUNG (EG) Nr. 1907/2006 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Chemikalienagentur, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission

**Tabelle 1: Hintergrundwerte für Sauerstoffgehalt, BSB<sub>5</sub>, TOC, Chlorid und Sulfat (Erläuterungen s. Seite 14)**

Fließgewässertypgruppen	LAWA-Fließgewässertypen	O <sub>2</sub>	BSB <sub>5</sub> <sup>1</sup>	TOC <sup>3</sup>	Cl <sup>2,4</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>4</sup>	Fe
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
		MIN/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	90-Perzentil	90-Perzentil	MW/Jahr
		Untere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle
Fließgewässer des Alpenvorlands	2.1 / 3.1 / 2.2 / 3.2 / 4 / 11	> 8	< 3	k.A.	≤ 25	k.A.	k.A.
Silikatische und karbonatische Bäche des Mittelgebirges	5 / 5.1	> 9	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
	6 / 6_K / 7 / 19	> 9	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des Mittelgebirges	9	> 9	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
	9.1 / 9.1_K	> 9	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Große Flüsse und Ströme des Mittelgebirges	9.2 / 10	> 8	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Organische Bäche und Flüsse des Mittelgebirges	11 / 12 basenarm	> 9	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
	11 / 12 basenreich	> 9	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Silikatische und karbonatische Bäche des norddeutschen Tieflands	14 [sil] / 16 [sil]	> 9	< 4	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
	14 [karb] / 16 [karb] / 18 / 19	> 9	< 4	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des norddeutschen Tieflands	15 / 17	> 8	< 4	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Große Flüsse und Ströme des norddeutschen Tieflands	15_g / 20	> 8	< 4	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Organische Bäche und Flüsse des norddeutschen Tieflands	11 / 12 basenarm	> 8	< 4	< 10	≤ 25	≤ 25	k.A.
	11 / 12 basenreich	> 8	< 4	< 10	≤ 25	≤ 25	k.A.
Marschengewässer <sup>2</sup>	22	> 7	3	< 15	k.A.	k.A.	k.A.
Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezufüsse	23	> 7 <sup>5</sup>	< 6	< 15	k.A.	k.A.	k.A.
Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflands	Subtyp 21_Nord	> 7 <sup>5</sup>	6	< 7	≤ 25	k.A.	k.A.

**Tabelle 2: Hintergrundwerte für Phosphor- und Stickstoffparameter (Erläuterungen s. Seite 14)**

Fließgewässertypgruppen	LAWA-Fließgewässertypen	$\text{o-PO}_4\text{-P}^2$	$\text{P}_{\text{ges}}^2$	$\text{NH}_4\text{-N}^6$	$\text{NH}_3\text{-N}^6$	$\text{NO}_2\text{-N}^6$
		mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
		MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr
		Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle
Fließgewässer des Alpenvorlands	2.1 / 3.1 / 2.2 / 3.2 / 4 / 11	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Silikatische und karbonatische Bäche des Mittelgebirges	5 / 5.1	0,02	0,05	0,04	< 1	≤ 10
	6 / 6_K / 7 / 19	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des Mittelgebirges	9	0,02	0,05	0,04	< 1	≤ 10
	9.1 / 9.1_K	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Große Flüsse und Ströme des Mittelgebirges	9.2 / 10	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Organische Bäche und Flüsse des Mittelgebirges	11 / 12 basenarm	0,02	0,05	0,04	< 1	≤ 10
	11 / 12 basenreich	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Silikatische und karbonatische Bäche des norddeutschen Tieflandes	14 [sil] / 16 [sil]	0,02	0,05	0,04	< 1	≤ 10
	14 [karb] / 16 [karb] / 18 / 19	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des norddeutschen Tieflands	15 / 17	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Große Flüsse und Ströme des norddeutschen Tieflands	15_g / 20	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Organische Bäche und Flüsse des norddeutschen Tieflandes	11 / 12 basenarm	0,02	0,05	0,04	< 1	≤ 10
	11 / 12 basenreich	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Marschengewässer <sup>2</sup>	22	0,02	0,10	k.A.	k.A.	k.A.
Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	23	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflands	Subtyp 21_Nord	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10

**Tabelle 3: Orientierungswerte für Sauerstoffgehalt, BSB5, TOC, Chlorid, Sulfat, pH-Wert und Eisen (Erläuterungen s. Seite 14)**

Fließgewässertypgruppen	LAWA-Fließgewässertypen	O <sub>2</sub>	BSB <sub>5</sub> <sup>1</sup>	TOC <sup>3</sup>	Cl <sup>2,7</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>7</sup>	pH-Wert	Fe
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	[-]	mg/l
		MIN/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MIN/Jahr - MAX/Jahr	MW/Jahr
		Untere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Untere u. obere Schwelle	Obere Schwelle
Fließgewässer des Alpenvorlands	2.1 / 3.1 / 2.2 / 3.2 / 4 / 11	8	3	k.A.	200	k.A.	7,0 - 8,5	k.A.
Silikatische und karbonatische Bäche des Mittelgebirges	5 / 5.1	8	3	7	200	75	6,5 - 8,5	0,7
	6 / 6_K / 7 / 19	7	3	7	200	220	7,0 - 8,5	0,7
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des Mittelgebirges	9	7	3	7	200	75	7,0 - 8,5	0,7
	9.1 / 9.1_K	7	3	7	200	220	7,0 - 8,5	0,7
Große Flüsse und Ströme des Mittelgebirges	9.2 / 10	7	3	7	200	220	7,0 - 8,5	0,7
Organische Bäche und Flüsse des Mittelgebirges	11 / 12 basenarm	8	3	7	200	75	5,5 - 8,0	0,7
	11 / 12 basenreich	8	3	7	200	220	7,0 - 8,5	0,7
Silikatische und karbonatische Bäche des norddeutschen Tieflandes	14 [sil] / 16 [sil]	7	4	7	200	140	6,5 - 8,5	1,8
	14 [karb] / 16 [karb] / 18 / 19	7	4	7	200	200	7,0 - 8,5	1,8
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des norddeutschen Tieflands	15 / 17	7	4	7	200	200	7,0 - 8,5	1,8
Große Flüsse und Ströme des norddeutschen Tieflands	15_g / 20	7	4	7	200	200	7,0 - 8,5	1,8
Organische Bäche und Flüsse des norddeutschen Tieflandes	11 / 12 basenarm	6	4	10	200	75	5,5 - 8,0	1,8
	11 / 12 basenreich	6	4	10	200	140	7,0 - 8,5	1,8
Marschengewässer <sup>2</sup>	22	4	6	15	k.A.	k.A.	6,5 - 8,5	k.A.
Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	23	4 <sup>5</sup>	6	15	k.A.	k.A.	7,0 - 8,5	k.A.
Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflands	Subtyp 21_Nord	4 <sup>5</sup>	6	7	200	k.A.	7,0 - 8,5	k.A.

**Tabelle 4: Orientierungswerte für Phosphor- und Stickstoffparameter (Erläuterungen s. Seite 14)**

Fließgewässertypgruppen	LAWA-Fließgewässertypen	o-PO <sub>4</sub> -P <sup>2</sup>	P <sub>ges</sub> <sup>2</sup>	NH <sub>4</sub> -N <sup>6</sup>	NH <sub>3</sub> -N <sup>6</sup>	NO <sub>2</sub> -N <sup>6</sup>
		mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
		MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr
		Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle
Fließgewässer des Alpenvorlands	2.1 / 3.1 / 2.2 / 3.2 / 4 / 11	0,05	0,10	0,1	2	30
Silikatische und karbonatische Bäche des Mittelgebirges	5 / 5.1	0,07	0,10	0,1	1	30
	6 / 6_K / 7	0,07	0,10	0,1	2	50
	19	0,10	0,15	0,1	2	50
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des Mittelgebirges	9	0,07	0,10	0,1	1	30
	9.1 / 9.1_K	0,07	0,10	0,1	2	50
Große Flüsse und Ströme des Mittelgebirges	9.2 / 10	0,07	0,10	0,1	2	50
Organische Bäche und Flüsse des Mittelgebirges	11 / 12 basenarm	0,10	0,15	0,1	1	30
	11 / 12 basenreich	0,10	0,15	0,1	2	50
Silikatische und karbonatische Bäche des norddeutschen Tieflandes	14 [sil] / 16 [sil]	0,07	0,10	0,1	1	30
	14 [karb] / 16 [karb] / 18	0,07	0,10	0,2	2	50
	19	0,10	0,15	0,2	2	50
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des norddeutschen Tieflands	15 / 17	0,07	0,10	0,2	2	50
Große Flüsse und Ströme des norddeutschen Tieflands	15_g / 20	0,07	0,10	0,2	2	50
Organische Bäche und Flüsse des norddeutschen Tieflandes	11 / 12 basenarm	0,10	0,15	0,1	1	30
	11 / 12 basenreich	0,10	0,15	0,2	2	50
Marschengewässer <sup>2</sup>	22	0,20	0,30	0,3	k.A.	k.A.
Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	23	0,07	0,10	0,2	2	50
Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflands	Subtyp 21_Nord	0,07	0,10	0,2	2	50

## Erläuterungen zu Abkürzungen und Spezifizierungen in den Tabellen 1 bis 4

MW/Jahr	Jahresmittelwert
MAX/Jahr	Jahresmaximalwert
MIN/Jahr	Jahresminimalwert

- 1 BSB<sub>5</sub> ungehemmt
- 2 Die Hintergrund- und Orientierungswerte für Chlorid, o-PO<sub>4</sub>-P und P<sub>Ges</sub> sowie die Orientierungswerte für Marschengewässer wurden für alle Gewässertypen - mit Ausnahme der Alpenvorlandgewässer - überwiegend aus RaKon – Arbeitspapier II vom 7.3.2007 übernommen.
- 3 Kaliumdichromat wurde mit der Änderung der REACH-VO in den dortigen Anhang XIV aufgenommen, da es die entsprechenden Kriterien der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 für eine Einstufung als krebserzeugend (Kategorie 1B), erbgutverändernd (Kategorie 1B) und fortpflanzungsgefährdend (Kategorie 1B) erfüllt. Nach Aussage des UBA ist die Verwendung von Kaliumdichromat, das z. B. für die Bestimmung des CSB nach H41 oder H44 benötigt wird, nicht mehr zulässig. Dies bedeutet, dass der CSB allein aus diesem Grunde mittelfristig durch den TOC zu ersetzen ist.
- 4 Die Hintergrundwerte für Sulfat und Chlorid haben für Fließgewässer mit natürlicherweise geogen erhöhten Salzkonzentrationen keine Gültigkeit. Die Hintergrundwerte für Chlorid wurden nicht aus RaKon – Arbeitspapier II aus 2007 übernommen, sondern analog zur Vorgehensweise bei Sulfat wurde die LAWA-Güteklassifikation herangezogen (s. a. Seite 8).
- 5 Der Hintergrund – und Orientierungswert für Sauerstoff bezieht sich bei den Typen 23 und Subtyp 21\_Nord auf das 10-Perzentil (s.a. Erläuterungen Seite 17).
- 6 In Hinblick auf die Qualitätskomponente Fisch sind zu Ammonium, Ammoniak und Nitrit weitere Überprüfungen und Abstimmungen notwendig.
- 7 Ein Orientierungswert für Sulfat und Chlorid kann ausschließlich dort angewandt werden, wo höhere Sulfat- und Chloridgehalte anthropogen, z. B. durch Einleitungen, bedingt sind.

**Tabelle 5: Orientierungswerte Fische für die maximale Wassertemperatur<sup>IX</sup> und Delta Temperatur für LAWA-Typen sowie für die Ausprägungen der Fischgemeinschaften**

LAWA-Typen	AUSPRÄGUNG DER FISCHGEMEINSCHAFT							
	Fischnur Gewässer	salmonidengeprägte Gewässer des Epirhithrals	salmonidengeprägte Gewässer des Metarhithrals	Salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhithrals	cyprinidengeprägte Gewässer des Rhithrals.	Gewässer des Epipotamals	Gewässer des Metapotamals	Gewässer des Hypopotamals
<b>Alpen- und Alpenvorland</b>								
Subtyp 1.1	X	X	X	X				
Subtyp 1.2			X	X	X	X		
Subtyp 2.1			X	X	X	X		
Subtyp 2.2			X	X	X	X		
Subtyp 3.1	X	X	X	X	X	X		
Subtyp 3.2				X	X	X		
Typ 4				X	X	X		
<b>Mittelgebirge</b>								
Typ 5		X	X	X	X			
Typ 5.1		X	X	X	X			
Typ 6			X	X	X	X	X	
Subtyp 6 K			X	X	X	X	X	
Typ 7	X	X	X	X	X	X		
Typ 9			X	X	X	X		
Typ 9.1			X	X	X	X	X	
Subtyp 9.1 K				X	X	X	X	
Typ 9.2				X	X	X	X	
Typ 10					X	X	X	
<b>Norddeutsches Tiefland</b>								
Typ 14		X	X	X	X			
Typ 15		X	X	X	X	X	X	
Typ 15 groß				X	X	X	X	
Typ 16		X	X	X	X			
Typ 17				X	X	X		
Typ 18		X	X	X	X			
Typ 20						X	X	X
Typ 22							X	X
Typ 23								X

<sup>IX</sup> Mittelfristig ist eine Fortschreibung auf der Basis der jetzt vorliegenden Fassung erforderlich (u.a. Wintertemperaturen)

		AUSPRÄGUNG DER FISCHGEMEINSCHAFT						
LAWA-Typen	Fischnur Gewässer	salmonidengeprägte Gewässer des Epirhithrals	salmonidengeprägte Gewässer des Metarhithrals	Salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhithrals	cyprinidengeprägte Gewässer des Rhithrals.	Gewässer des Epipotamals	Gewässer des Metapotamals	Gewässer des Hypopotamals
<b>Ökoregion unabhängig</b>								
Typ 11		X	X	X	X	X	X	
Typ 12		X	X	X	X	X	X	
Typ 19			X	X	X	X		
Subtyp 21 Nord			X	X	X	X	X	
Subtyp 21 Süd				X	X	X		
<b>Anforderungen</b>								
<b>T<sub>max</sub> Sommer [°C] (April bis November)</b>		20	20	21,5	23	25	28	28
<b>Temperaturerhöhung [ΔT in K]</b>		1,5	1,5	1,5	2,0	3,0	3,0	3,0
<b>T<sub>max</sub> Winter [°C] (Dezember bis März)</b>		8	10	10	10	10	10	10
<b>Temperaturerhöhung [ΔT in K]</b>		1,0	1,5	1,5	2,0	3,0	3,0	3,0



## **Erläuterungen zu den Orientierungswerten**

### **Maximale Jahreswassertemperatur (TWa)**

Die Wassertemperatur ist sicherlich neben der Fließgeschwindigkeit einer der wichtigsten physikalischen Parameter von Fließgewässern, der sich über die chemischen und physiologischen Prozesse auf alle biologischen Qualitätskomponenten auswirkt. Im RaKon-Arbeitspapier II aus 2007 wurden maximale sommerliche Wassertemperaturen nur für die Fische und hierbei auch nur für die Fischgemeinschaften festgelegt, sodass es nicht eindeutig möglich ist, Orientierungswerte für die maximale Jahreswassertemperatur den anderen biologischen Qualitätskomponenten zuzuordnen.

Im LAWA-Projekt wurden auf Ebene der LAWA-Fließgewässertypen für alle biologischen Qualitätskomponenten Orientierungswerte zwischen 19 und 24 °C abgeleitet. Diese Werte bestätigen im Wesentlichen den Bereich der Werte des RaKon-Arbeitspapiers II aus 2007 mit Ausnahme der höchsten Werte von 28 °C für die Fischgemeinschaften MP (Gewässer des Metapotamals) und HP (Gewässer des Hypopotamals). Daraus folgt, dass für MP und HP eine Absenkung auf 25 °C zu überprüfen wäre. Die „Delta-Temperaturwerte“ für die Fischgemeinschaften werden ebenfalls aus 2007 übernommen. Hierbei sind immer die jahreszeitlich typischen Wassertemperaturen zugrunde zu legen, so dass u. a. sichergestellt ist, dass die winterliche Wassertemperatur nicht zu hoch liegt für eine erfolgreiche Reproduktion von z. B. Salmoniden.

Neu ist in der vorliegenden Version von Arbeitspapier II die Aufnahme einer maximalen Wassertemperatur für das Winterhalbjahr.

Für alle fischbezogenen Orientierungswerte zur maximalen Wassertemperatur gilt, dass sie aus fischökologischer Sicht nochmals fachlich zu überprüfen und ggf. anzupassen sind. Außerdem sind noch die jahreszeitlichen Staffelungen sowie Überschreitungszeiträume /- häufigkeiten zu ergänzen, z. B. hinsichtlich der Wintertemperaturen.

### **Sauerstoffgehalt (O<sub>2</sub>)**

Die harmonisierten Orientierungswertvorschläge für den Sauerstoffgehalt (6 bis 8 mg/l) liegen relativ nahe bei den Orientierungswerten des RaKon II aus 2007 (6 bis 7 mg/l für die untersuchten Gewässertypen), wobei für die Gewässertypen des Alpenvorlands und der Mittelgebirge die höchsten und für die Niederungsfließgewässer und organischen Bäche und Flüsse des norddeutschen Tieflandes die niedrigsten Orientierungswerte vorgeschlagen werden.

Die Orientierungswerte für Typ 23 (Ostseezuflüsse) und Typ 21\_N (Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes) beziehen sich - abweichend von den anderen Orientierungswerten - auf das 10-Perzentil. Natürlicherweise kommt es bei diesen beiden Typen in den Sommermonaten zu Phasen von Sauerstoffarmut. Dabei werden in den langsam fließenden Gewässern auch natürlicherweise kurzzeitig Sauerstoffgehalte unter 4 mg/l erreicht.

### **Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>) (ungehemmt)**

Der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>) ist ein Maß für die Gewässerbelastung mit leicht abbaubaren organischen Stoffen und entspricht der Menge an Sauerstoff, die zum Abbau dieser Stoffe bei einer Temperatur von 20°C innerhalb von 5 Tagen benötigt wird.

Der BSB<sub>5</sub> hat sich bei der Ableitung des Schwellenwerts erwartungsgemäß als gut mit den Bewertungen der biologischen Qualitätskomponenten korrelierter Parameter gezeigt. Die abgeleiteten Orientierungswerte (3 bis 4 mg/l) liegen deutlich unter den Orientierungswerten von RaKon-Arbeitspapier II von 2007 (2,5 bis 6 mg/l).

### **Salzgehalt**

Unter Salzgehalt oder Salinität eines Wassers wird die Gesamtheit aller darin gelösten oder dissoziierten Salze verstanden. Zu den wichtigsten in Gewässern vorkommenden mineralischen Ionen gehören Chlorid, Sulfat, Hydrogencarbonat, Natrium, Calcium, Magnesium und Kalium. Organische Salze sind meist vernachlässigbar.

Sowohl der Salzgehalt als auch die spezifische Ionenzusammensetzung eines Gewässers stellen Habitatfaktoren dar, die dessen biologische Besiedlung maßgeblich mitbestimmen, da sie spezifische osmoregulative Anpassungen der Organismen an die jeweiligen Verhältnisse erfordern. Kommt es gegenüber den natürlichen Bedingungen zu signifikanten Erhöhungen des Salzgehalts oder zu Verschiebungen bestimmter Ionenverhältnisse, kann dies zum Ausfall empfindlicher Arten führen, die ihrerseits - z. B. über das Nahrungsnetz - das gesamte Arten- und Abundanzgefüge verändern können. Beim Parameter Chlorid handelt es sich zusätzlich um einen allgemeinen Anzeiger für anthropogene Belastungen.

Nach Untersuchungen von Elphick et al. (2011) wirkt sich ein hoher Karbonatgehalt mindernd auf die biologischen Belastungswirkungen erhöhter Chlorid- und Sulfat-Konzentrationen aus. Die Biozönosen silikatischer Gewässer sollten somit empfindlicher auf Salzbelastungen als die karbonatischer Gewässer reagieren.

### **Chlorid (Cl)**

Zur Beurteilung von Salzbelastungen wurden im Projekt Schwellenwerte für die Chlorid-Konzentration von 40 bis 90 mg/l abgeleitet. Die Ergebnisse zeigen den erwarteten Unterschied zwischen silikatischen und karbonatischen Gewässertypen. Bei Chlorid zeigen sich sehr belastbare Korrelationen zwischen den Messwerten und den biologischen Bewertungen, obwohl die Abweichungen der vorgeschlagenen Orientierungswerte für Chlorid gegenüber dem bisherigen RaKon-Orientierungswert aus 2007 (200 mg/l) groß sind.

Im Rahmen des LAWA-Projekts konnten mögliche Einflüsse spezifischer Ionen-Verhältnisse auf die biologischen Qualitätskomponenten noch nicht umfassend untersucht werden. Grundsätzlich ist zu berücksichtigen, dass es in verschiedenen, üblicherweise salzarmen Gewässertypen spezielle Fälle gegeben bedingt erhöhter Salzkonzentrationen geben kann, die daher auch im Referenzzustand keine dem LAWA-Gewässertyp entsprechende Biozönose aufweisen können (s.a. Seite 8 „Einschränkung in der Anwendung der Orientierungswerte bei natürlicherweise gegebenen erhöhten Salzkonzentrationen“).

Da zur Zeit bundesweit noch zu wenige Kenntnisse über die Verbreitung natürlicherweise salzführender Fließgewässer vorhanden sind und darüber hinaus zu wenig Erfahrungen zur Anwendung der abgeleiteten Werte für Chlorid vorhanden sind, werden in die vorliegende Version des RaKon - Arbeitspapiers die Werte aus 2007 übernommen.

### Sulfat (SO<sub>4</sub>)

In Fließgewässern kommt Sulfat sowohl in natürlichen als auch in anthropogen erhöhten Konzentrationen vor. Ein natürlicher Sulfatgehalt wird in erster Linie durch den geogenen Hintergrund des Grundwassers verursacht, wie z. B. bei Keupergewässern. Hinzu kommen noch kleinere Anteile aus der Zersetzung organischen Materials und dem natürlichen Anteil atmosphärischer Deposition. Anthropogen erhöhte Sulfatkonzentrationen können vielfältige Belastungsursachen haben, wie z. B. Einleitungen aus Kläranlagen, industriellen oder landwirtschaftlichen Abwässern sowie durch verkehrs- oder industriell bedingte Luftemissionen. Auch eine verstärkte Torfmineralisation in Einzugsgebieten aufgrund degradierender Moore kann zu deutlich erhöhten Sulfatkonzentrationen führen. In tide- und brackwasserbeeinflussten Gewässern sind sie ebenfalls natürlicherweise erhöht.

Die höchsten anthropogenen Sulfatbelastungen werden jedoch in aller Regel durch den Bergbau verursacht. Hierzu kommt es, wenn schwefelhaltige Mineralien, die bis dahin unter rein anaeroben Bedingungen lagerten, durch bergbauliche Aktivitäten dem unmittelbaren Einfluss von Luft und Wasser ausgesetzt werden. Weit verbreitete „Sulfide und Sulfosalze“, wie Pyrit und Markasit (Disulfide) verwittern unter solchen Bedingungen, indem sie unter Einfluss spezieller Bakterien oxidiert werden. Dabei entstehen Eisenhydroxide und Schwefelsäure. Das Eluat dieses Prozesses ist daher nicht nur sulfat- und eisenhaltig, sondern vor allem auch sauer (sog. Acid Mine Drainage (AMD)). Der hohe Säuregrad verursacht zusätzliche Schadstoffbelastungen, da verschiedene Metalle aus dem abgebauten Gestein heraus gelöst und in die betroffenen Grund- und Oberflächengewässer eingetragen werden.

Die in den Oberflächengewässern relevante biozönotische Belastungswirkung erhöhter Sulfatkonzentrationen besteht wie bei Chlorid in erster Linie im Hinblick auf die Osmoregulation. Es ist bekannt und wurde hinlänglich in Ökoteils nachgewiesen, dass eine höhere Karbonathärte zu einer höheren Belastungstoleranz der aquatischen Organismen führt.

Als Orientierungswerte für Sulfat wurden im Mittelgebirge für silikatische Gewässertypen 75 mg/l und für karbonatische 220 mg/l festgelegt. Die erwartete höhere Empfindlichkeit silikatischer Gewässertypen gegenüber Sulfat konnte durch die Auswertungen (Halle & Müller 2014b, in Vorber.) bestätigt werden.

Im Tiefland wurde für die meisten Fließgewässertypen ein Orientierungswert von 200 mg/l festgelegt. Für silikatische und organische Fließgewässertypen zeichnet sich mit einem Orientierungswert von 140 mg/l eine größere Empfindlichkeit ab. Für basenarme organische Gewässer des Typs 11 wurde der für Mittelgebirge abgeleitete Wert von 75 mg/l übernommen.

Ein Orientierungswert für Sulfat kann bei erhöhten Sulfatkonzentrationen nur dann angewandt werden, wenn diese anthropogen, z. B. durch Einleitungen, bedingt sind.

Zur besseren Berücksichtigung des geogenen Hintergrundes sollten bei einer zukünftigen Fortschreibung der Orientierungswerte die Keupergewässer gesondert betrachtet werden.

### **pH-Wert**

Der pH-Wert ist ein Maß für den sauren oder basischen Charakter einer wässrigen Lösung und in Gewässern von zentraler Bedeutung, sowohl für viele wasserchemische als auch physiologische Prozesse (inkl. dem Einfluss auf diverse toxische Belastungswirkungen).

Die Spannweite des über alle Typgruppen einheitlichen Orientierungswertes ist im Vergleich zu den RaKon-Werten aus 2007 teilweise enger geworden. Während die Obergrenze weitgehend unverändert eingestuft wird, scheinen die Monitoringdaten insbesondere eine größere Empfindlichkeit gegenüber sauren pH-Verhältnissen anzuzeigen. So wurden im alten RaKon-Arbeitspapier II für die meisten LAWA-Typen die pH-Min-Max-Spannweiten noch mit 6,5 bis 8,5 definiert, während diese jetzt nur noch einen Bereich von 7,0 bis 8,5 abdecken. Die niedrigsten pH-Werte der Min- und Max-Werte einiger LAWA-Typen lagen 2007 bei 6,0 (Jahres-Min-pH) und 8,0 (Jahres-Max-pH) und werden nun mit 5,5 (Jahres-Min-pH) und 8,5 (Jahres-Max-pH) festgesetzt. Unklar ist jedoch, ob die ermittelten Werte für die Untergrenze tatsächlich bereits die Belastbarkeitsgrenzen des guten ökologischen Zustands abbilden, da gute Korrelationen insgesamt selten sind und evtl. bei einem Fehlen anderer stofflicher Kontaminationen (z. B. Schwermetalle) auch niedrigere pH-Jahres-Min-Werte ohne signifikante biozönotische Belastungsfolgen bleiben können.

Dieser Orientierungswert ist insofern mit einem speziellen Status versehen, als bei einer Verletzung des Orientierungswertes noch nicht unbedingt von einer Verfehlung des guten ökologischen Zustands auszugehen ist. Ein besonderes Augenmerk sollte jedoch auf mögliche andere chemische oder physikalische Belastungen gelegt werden, die durch den pH-Wert in ihrer negativen Wirkung verstärkt und dadurch eine Verfehlung des guten ökologischen Zustands verursachen können.

### **Eisen (Fe)**

Eisen ist zunächst ein essentieller Mikronährstoff für Pflanzen und Tiere, so dass die Fließgewässerorganismen bis zu einem bestimmten Niveau erhöhte Eisengehalte regulieren können. Wenn dies bei erhöhten Eisenkonzentrationen nicht mehr möglich ist, kann die gesamte Lebensgemeinschaft auf verschiedene Art und Weise geschädigt werden. Insbesondere sind die direkt schädigenden Eisen(II)-Oxidationsprozesse an empfindlichen Organoberflächen, wie Kiemen, zu nennen sowie die Beeinträchtigung des Lebensraums durch von Eisenoxyd überzogene Oberflächen. Die Oxidation von Eisen(II)-Verbindungen belastet darüber hinaus den Sauerstoffhaushalt. Typische Folgen von hohen Eisenkonzentrationen sind zurückgehende Häufigkeiten und Artenvielfalt u. a. von Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fischen (IDUS 2012).

Erhöhte Eisengehalte haben auch Auswirkungen auf bestehende Phosphorbelastungen. Das als Pflanzennährstoff relevante Ortho-Phosphat kann ausgefällt werden, wodurch sich die trophischen Bedingungen verändern. In Fließgewässern mit niedrigen pH-Werten liegt verhältnismäßig mehr Eisen in gelöster Form vor, so dass die hohen Konzentrationen optisch nicht durch Eisenockerniederschläge sichtbar werden. Sobald der pH-Wert in neutralere Verhältnisse kommt, werden dann die Verockerungserscheinungen erkennbar. Ab etwa 3 mg/l fällt Eisenocker unabhängig vom pH-Wert aus.

Auf Grundlage der Projektergebnisse (Halle & Müller 2014c, in Vorber.) wurden für die Fließgewässertypgruppen im Mittelgebirge Orientierungswerte in Höhe von 0,7 mg/l Gesamteisen festgelegt, wobei zu beachten ist, dass für die karbonatischen Mittelgebirgsgewässer regional ein niedrigerer Orientierungswert entscheidend sein könnte. Aufgrund unzureichender Datenlage wurde jedoch für alle Mittelgebirgsgewässer ein einheitlicher Wert festgelegt. Dies gilt entsprechend auch für die Tieflandgewässer mit einem einheitlichen Orientierungswert in Höhe von 1,8 mg/l Gesamteisen. Auch hier gibt es durch die Auswertungen Hinweise, dass regional in Bächen die Orientierungswerte niedriger liegen müssten, u. a. auch aufgrund der erhöhten Sensibilität der Fischfauna. In huminsäurereichen Fließgewässern ist das biologisch reaktive Eisen in größerem Umfang gebunden, so dass diese Gewässer grundsätzlich toleranter auf höhere Eisengehalte reagieren und somit die Orientierungswerte höher liegen könnten.

### **Ortho-Phosphat-P ( $\text{o-PO}_4\text{-P}$ ) und Gesamtphosphor ( P-ges)**

Während in Fließgewässern ortho-Phosphat als der biologisch relevantere Phosphorparameter angesehen werden kann, ist in Stillgewässern und gestauten oder langsam fließenden Fließgewässern davon auszugehen, dass Gesamtphosphor (TP) die besser geeignete Messgröße ist, um die für die Eutrophierung relevanten Phosphorverhältnisse zu beschreiben, da hier Rücklösungsprozesse aus dem Sediment eine größere Rolle spielen können.

Für die vorliegende Fassung des RaKon II werden für die Fließgewässertypen des Mittelgebirges und des Tieflandes die Orientierungswerte aus 2007 übernommen. Für die Alpenvorlandgewässer werden dagegen die neuen Werte berücksichtigt, da diese durch einen umfangreichen, validierten Datensatz zuverlässig begründet werden können.

Generell ist jedoch darauf hinzuweisen, dass die Einhaltung der Orientierungswerte noch nicht bedeutet, dass auf der Maßnahmenebene kein weiterer Phosphor-Rückhalt erforderlich sein könnte. Wenn im weiteren Gewässerverlauf des betrachteten Wasserkörpers ein Gewässer mit geringen Fließverhältnissen folgt, dann muss ggf. der Phosphoreintrag in dieses empfindlichere Gewässer auch durch Maßnahmen an dem oberhalb gelegenen Wasserkörper minimiert werden, beispielsweise wenn ein Fluss in einen See oder eine Talsperre mündet.

### **Ammonium-N ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) und Ammoniak-N ( $\text{NH}_3\text{-N}$ )**

Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) ist ein sehr leicht lösliches Gas, das im Wasser Ammonium-Ionen ( $\text{NH}_4^+$ ) bildet. Das Gleichgewicht zwischen beiden Formen ist im Wesentlichen von

der Wassertemperatur und dem pH-Wert abhängig. Je höher die Temperaturen und der pH-Wert sind, desto höher ist der Anteil an Ammoniak.

Algen und höhere Pflanzen können Ammonium als Nährstoff aufnehmen. Die düngende Wirkung spielt aber in aller Regel in Fließgewässern keine ausschlaggebende Rolle. Dagegen hat Ammonium/Ammoniak eine erhebliche Bedeutung für die Gewässerbiozönose durch seine toxischen Wirkungen auf Gewässerorganismen aller biologischen Qualitätskomponenten. Diese gehen in erster Linie vom Ammoniak aus. Als Grund dafür wird vermutet, dass es als neutraler Stoff die Zellmembranen leichter passieren kann (EPA 1998).

Die Orientierungswerte liegen für  $\text{NH}_4\text{-N}$  zwischen 0,1 und 0,2 mg/l für die verschiedenen Fließgewässertypgruppen. Gegenüber den RaKon-Orientierungswerten aus 2007 zwischen 0,1 bis 0,3 mg/l waren die neuen Werte überwiegend auf ein bis zwei Drittel abzusenken, um den Ergebnissen der biologischen Qualitätskomponenten zu entsprechen.

Erwartungsgemäß zeigten die  $\text{NH}_3\text{-N}$ -Auswertungen noch bessere Korrelationen zu den Biokomponenten-Bewertungen. Hier liegen die Orientierungswerte bei etwa einem Hundertstel der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werte in Höhe von 1 bis 2  $\mu\text{g/l}$ .

### **Nitrit-N ( $\text{NO}_2\text{-N}$ )**

Wie bei Ammonium/Ammoniak liegt die wesentliche biologisch relevante Bedeutung von Nitrit in Fließgewässern in dessen toxischer Wirkung auf die Gewässerorganismen. Die meisten Erkenntnisse hierzu liegen hinsichtlich der Wirkung auf Fische vor.

Im LAWA-Projekt hat sich jedoch deutlich gezeigt, dass auch die anderen biologischen Qualitätskomponenten empfindlich auf erhöhte  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen zu reagieren scheinen. Im Vergleich zum Ammoniak-N liegen die Schwellenwerte jedoch etwa 20- bis 30-fach höher. Die Orientierungswerte liegen für  $\text{NO}_2\text{-N}$  bei Werten zwischen 30 und 50  $\mu\text{g/l}$ , je nach hydrochemischer Gewässerausprägung.

## 4 Hintergrund- & Orientierungswerte für Gesamtphosphor und Sichttiefe im Freiwasser von Seen

Für den ökologischen Zustand von Seen sind die Nährstoffe (Eutrophierung) die bedeutendste Belastungsgröße. Der Phosphor stellt in vielen Seen als limitierender Nährstoff die Schlüsselgröße für die Trophieausprägung dar und ist die entscheidende Stell- und Zielgröße für Verbesserungsmaßnahmen und Sanierungen.

Als ein weiterer Parameter innerhalb der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter stellt die Ausprägung der Sichttiefe, gemessen mit der sogenannten Secchi-Scheibe, eine Kenngröße für das Lichtklima, die algenbürtige sowie anorganische Trübung in Seen dar. Die Sichttiefe findet u. a. als Trophieparameter im Trophie-Index nach LAWA und nach OECD Anwendung.

Ein erster Entwurf für Hintergrund- und Orientierungswerte für den Parameter Gesamtphosphor im Freiwasser von Seen erfolgte von Riedmüller et al. (2010). Die Hintergrundwerte fanden Eingang in die OGewV 2011. Die Werte für Gesamtphosphor wurden von Riedmüller et al. (2013a und b) überarbeitet und um den Parameter Sichttiefe erweitert.

Hierfür wurden Freiwasserdaten - Phytoplanktonuntersuchungen und Trophiekenngrößen – genutzt, um Werte abzuleiten, die sich dementsprechend auf diesen Teillebensraum von Seen und hinsichtlich Typologie auf die für das Phytoplankton geltenden Seetypen beziehen. Dies bedeutet, dass die Einhaltung der Gesamtphosphor-Schwellenwerte nicht zwingend gute oder sehr gute Bewertungen in den anderen biologischen Qualitätskomponenten nach sich zieht, da diese größtenteils andere Belastungen indizieren. Beispielsweise zeigt die Bewertung mit Makrophyten im Wesentlichen Nährstoffbelastungen im Sediment und Uferbereich an, welche vom Geschehen im Freiwasser entkoppelt sein können.

Die in Tabelle 4 aufgeführten Konzentrations- und Tiefenbereiche“ beziehen sich auf die Kenngrößen Gesamtphosphor und Sichttiefe in der Vegetationsperiode (Saisonmittelwert), die je nach Höhenlage und Witterung von März/April bis Oktober/November dauert. Die Gesamtphosphorwerte können in der Regel aus der epilimnischen Mischprobe ermittelt werden. In Seen, die hinsichtlich Phytoplankton über die Sprungschicht hinaus beprobt werden (euphotische Tiefe), ist darauf zu achten, dass die TP-Mischprobe nicht die sauerstofffreie Zone oder Tiefenbereiche mit Phosphoranreicherungen (u. a. Sedimentrücklösung) miterfasst. Für die Einstufung sollten mindestens drei, besser sechs oder mehr plausible Messwerte in repräsentativer zeitlicher Verteilung vorliegen.

In der Tabelle 4 ist für jeden Phytoplankton-Seetyp der maximale Trophiestatus im Referenzzustand angegeben. Die Angabe des Trophiestatus erfolgt dabei verbal in LAWA-Trophieklassen und numerisch als Trophie-Index (LAWA 1999).

**Tabelle 6: Übergangsbereiche (Saisonmittelwerte) des "guten" ökologischen Zustands zur "sehr guten" und zur "mäßigen" Zustandsklasse für die Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe, bezogen auf die Phytoplankton-Seetypen. Sortierung nach Ökoregion, Schichtungstyp und Lage der Referenztrophi.**

LAWA Seetyp (Mathes et al 2002)	Seetyp Phyto- plankton	Maximaler Trophiestatus im Referenz- zustand LAWA-Index	Schwellenwerte für Ge- samtphosphor Saisonmittel (µg/l)		Schwellenwerte für Sichttiefe Saisonmittel (m)	
			"sehr gut/gut" Bereich	"gut/mäßig" Bereich	"sehr gut/gut" Bereich	"gut/mäßig" Bereich
<b>Alpen und Alpenvorland</b>						
4	4 Alpen	(sehr) oligotroph 1,25	6-8	9-12	7,0-4,5	4,5-3
2, 3	2+3 Alpen- vorland	mesotroph 1 1,75	10-15	20-26	5,0-3,0	3,0-2,0
1	1 Alpen- vorland	(mesotroph 1 1,75)	(10-15) <sup>+</sup>	(20-26)	(5,0-3,0)	(3,0-2,0)
<b>Mittelgebirge</b>						
5,7,8, 9	7+9	oligotroph 1,50	8-12	14-20	6,0-4,5	4,5-3,0
5,7,8, 9	5+8	mesotroph 1 1,75	9-14	18-25	5,5-4,0	4,0-3,0
6	6.1	mesotroph 2 2,25	18-25	30-45	3,5-2,3	2,3-1,6
	6.2	mesotroph 2 2,50	25-35	35-50	3,0-2,0	2,0-1,5
	6.3	eutroph 1 2,75	30-40	45-70	2,5-1,6	1,6-1,2
<b>Norddeutsches Tiefland</b>						
13	13	mesotroph 1 1,75	15-22	25-35	5,5-3,5	3,5-2,5
10	10.1	mesotroph 1 2,00	17-25	25-40	5,0-3,5	3,5-2,0
	10.2	mesotroph 2 2,25	20-30	30-45	4,0-3,0	3,0-2,0
14	14	mesotroph 2 2,25	20-30	30-45	4,0-2,5	2,5-1,5
11	11.1	mesotroph 2 2,50	25-35	35-45	3,0-2,3	2,3-1,5
	11.2***	eutroph 1 2,75	28-35	35-55	3,0-2,0	2,0-1,3
12	12****	eutroph 1 3,00	40-50	60-90	2,5-1,5	1,2-0,8

Angaben in Klammern (Seetyp 1) sind unsicher, da hier bislang nur wenige Seenjahrgänge zur Ableitung vorliegen.



\*\*\*Im sehr flachen Tiefland-Seetyp 11.2 (mittlere Tiefe  $\leq 3$  m) können im Referenzzustand und in weitgehend unbelasteten Seen Phosphorrücklösungsprozesse zu einem Ausscheren der Konzentrationen aus den beschriebenen Regelbereichen führen.

\*\*\*Flussseen (Wasserverweilzeit 3-30 Tage) mit hoher Retentionsleistung (z.B. am Beginn einer Seenkette) können sehr hohe Trophie-Zustände im Referenzzustand aufweisen, welche z.T. weit in den eutrophen Status hineinreichen. Die Gesamtphosphorkonzentrationen können in diesen Seen zwischen 40 und rund 100  $\mu\text{g/L}$  im Saisonmittel liegen.

## **Einschränkung in der Anwendung der Orientierungswerte**

### **a) Gesamtphosphor**

Die Übergangsbereiche für Gesamtphosphor gelten auch für künstliche und erheblich veränderte Seen im neutralen pH-Wert-Bereich. Die Anwendbarkeit bei sauren Seen mit pH-Werten kleiner 5,5 im Jahresmittel bleibt noch eingehender zu prüfen.

Spezielle Bedingungen in Seen verursachen eine ausgeprägte Individualität hinsichtlich Nährstoffhaushalt und Trophiedynamik und können darüber hinaus eine eindeutige Zuordnung zu einem Seetyp erschweren.

Hierzu einige Beispiele:

- Durch Makrophyten dominierte Seen
- Seen mit nährstoffbelasteten Sediment aufgrund einer Eutrophierung in der Vergangenheit
- Seen, die aufgrund ihrer Lage in Seenketten eine höhere Retentionsleistung vollbringen
- Seen, deren Schichtungsverhalten labil ist
- Seen, deren Verweilzeit und Zuflussmenge sich im Verlauf eines Jahres stark verändern
- Seen mit stark gegliedertem Wasserkörper
- Stark durch Huminstoffe geprägte Seen oder/und mit degradierten Mooren im Einzugsgebiet
- Marschengewässer oder künstlich aufgesalzene Gewässer
- Kürzlich sanierte Seen, deren Sedimente noch nährstoffbelastet sind
- Seen mit hohem Weißfischanteil und dezimierter Zooplanktonbesiedlung

### **b) Sichttiefe**

Die Sichttiefe wird nicht nur durch das Plankton beeinflusst, sondern auch durch Huminstoffe, Eisen-Verbindungen (Verockerung) oder Abwasser aus der Zellstoffherstellung oder durch Trübstoffe wie kleinere mineralische Partikel (z. B. aus Bodenerosion, Kiesbaggerung oder Gletschertrübe) und aufgewühlte Sedimentpartikel.

Die Herleitung der Hintergrund- und Orientierungswerte für die Sichttiefe erfolgte unter Ausschluss von Seen, welche die genannten Störungen aufweisen, wie z. B. oft trübe, an größere Fließgewässer angebundene Seen, noch genutzte Baggerseen, hydraulisch belastete, zum Hochwasserschutz genutzte Talsperren sowie huminstoff-

gefärbte Seen im Mittelgebirge. Für diese Seen sind die Werte je nach Ausprägung nur eingeschränkt oder nicht gültig. Ein Anhaltspunkt für zu geringe Sichttiefen kann aus der Trophie-Klassifizierung abgeleitet werden. Bei großen Abweichungen des Sichttiefen-Index vom Chlorophyll a-Index und den Phosphor-Indices ist zu vermuten, dass die Sichttiefe nicht nur die algenbürtige Trübung widerspiegelt und deshalb zur Trophie-Ermittlung nur begrenzt anwendbar ist.

## 5 Deutsche Übergangs- und Küstengewässer

Zur Umsetzung der EG WRRL hat das Bund-Länder-Messprogramm Meeresumwelt (BLMP) 2007 für die deutschen Übergangs- und Küstengewässer Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe erarbeitet. An der Erarbeitung haben die für die Meeresüberwachung zuständigen Behörden der Länder und des Bundes sowie Meereswissenschaftler aus Universitäten mitgewirkt.

Die darin aufgeführten Hintergrundwerte (zurückgehend auf Brockmann et al. 2005) wurden 2011 als „Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand und das höchste ökologische Potenzial“ in die Anlage 6 der OGewV übernommen. Diese Werte sind dort in Tabelle 4.1 und 4.2 für Ost- und Nordsee dargestellt.

Liegt in einem Gewässertyp ein Salzgehaltsgradient vor, gelten in diesem Typ je nach Salzgehalt unterschiedliche Hintergrundwerte. Hier sind dementsprechend Konzentrationsbereiche angegeben, wobei der niedrigere Wert den höheren Salzgehalten zuzuordnen ist.

Für die Nordsee wurden Nährstoffreduzierungsziele für die Flussgebiete Ems, Weser, Elbe und Eider unter Einbeziehung der Chlorophyll a Grenzwerte abgeleitet (Gade et al. 2011). Danach wird mit Beschluss der LAWA (2012) für Gesamtstickstoff eine Konzentration von 2,8 mg/l (TN) am Übergabepunkt limnisch-marin als Grundlage der Bewirtschaftungsplanung in den Flussgebietseinheiten gefordert.

Für die im Jahr 2008 in Kraft getretene Europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) gilt es innerhalb der Meeresregion zu prüfen, inwieweit mit diesen Reduzierungszielen, der gute Umweltzustand gemäß MSRL erreicht werden kann.

Vor diesem Hintergrund befinden sich die 2007 erarbeiteten Hintergrundwerte und die daraus abgeleiteten Orientierungswerte für die Nordsee derzeit in Revision. Für die Ostsee stehen aufgrund aktueller Modellierungsergebnisse modifizierte harmonisierte Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamt-Phosphor und Gesamt-Stickstoff zur Verfügung (BLANO 2014). Eine Harmonisierung der Anforderungen der WRRL, MSRL und der regionalen Meeresschutzübereinkommen (OSPAR, HELCOM) wird angestrebt.

- **Ostsee:**

In Tabelle 5 und 6 sind für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten die Anforderungen an den sehr guten und guten ökologischen Zustand (Hintergrund- und Orientierungswerte) für die Gewässertypen der Küstengewässer der Ostsee angegeben.

Für die Ostsee wurden Nährstoffreduzierungsziele für die Flussgebiete Schlei/Trave und Warnow/Peene unter Einbeziehung der Chlorophyll-a Grenzwerte abgeleitet (BLANO. 2014). Danach wird für Gesamtstickstoff eine Konzentration von 2,6 mg/l (TN) am Übergabepunkt limnisch-marin als Grundlage der Bewirtschaftungsplanung in den Flussgebietseinheiten gefordert (LAWA Empfehlung zur Übertragung flussbür-

tiger, meeresökologischer Reduzierungsziele ins Binnenland, WRRL-2.4.7). Für Gesamt-Phosphor besteht mit den fließgewässertypspezifischen LAWA-RaKon-Orientierungswerten, die für die Ostseezuflüsse zwischen 0,1 und 0,15 mg/l (TP) variieren, bereits ein realistischer Bewertungsrahmen, um den regionalen und lokalen Handlungsbedarf zu ermitteln.

**Tabelle 7: Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten in den Küstengewässertypen der Ostsee**

Gewässertyp	Salinität in PSU [Durchschnittswert]	Gesamt-Stickstoff (TN) in mg/l [Jahresdurchschnitt]	Gesamt-Phosphor (TP) in mg/l [Jahresdurchschnitt]
<b>Küstengewässertypen in Mecklenburg-Vorpommern</b>			
B1	2,8	0,36	0,029
B2a	7,7	0,17	0,012
B2b	12,9	0,21	0,015
B3a	7,2	0,17	0,013
B3b	11,7	0,18	0,014
<b>Küstengewässertypen in Schleswig-Holstein</b>			
B2a	8,6	0,35	0,023
B2b	14,8	0,18	0,011
B3b	14,3	0,13	0,009
B4	16,7	0,14	0,01

**Tabelle 8: Anforderungen an den guten ökologischen Zustand für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten in den Küstengewässertypen der Ostsee**

Gewässertyp	Salinität in PSU [Durchschnittswert]	Gesamt-Stickstoff (TN) in mg/l [Jahresdurchschnitt]	Gesamt-Phosphor (TP) in mg/l [Jahresdurchschnitt]
<b>Küstengewässertypen in Mecklenburg-Vorpommern</b>			
B1	2,8	0,53	0,044
B2a	7,7	0,25	0,018
B2b	12,9	0,32	0,023
B3a	7,2	0,25	0,019
B3b	11,7	0,27	0,020
<b>Küstengewässertypen in Schleswig-Holstein</b>			
B2a	8,6	0,52	0,034
B2b	14,8	0,276	0,016
B3b	14,3	0,2	0,0136
B4	16,7	0,21	0,0155

• **Nordsee:**

In Tabelle 7 sind für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten die Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand (Hintergrundwerte) für die Gewässertypen der Küsten- und Übergangsgewässer entsprechend der OGewV (2011) angegeben.

**Tabelle 9: Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand gemäß OGewV (2011) für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten in den Übergangs- und Küstengewässertypen der Nordsee<sup>x</sup>.**

- Die Konzentrationsbereiche sind so angegeben, dass der erste Wert den niedrigen und der zweite Wert den hohen Salzgehalten im Gewässertyp zugeordnet sind.

Gew.-Typ	Salinität Ø	Hintergrundwert (mg/l)									
		TN [MW/ Jahr]	DIN [MW/ Winter]	NO <sub>3</sub> -N [MW/ Winter]	TP [MW/ Jahr]	PO <sub>4</sub> -P [MW/ Winter]					
N1	29,6 – 31,5	0,17	0,13	0,10	0,02	0,0078					
N2	29,0 – 29,7	0,17	0,13	0,10	0,02	0,0078					
N3	23,4 – 30,5	0,20	0,15	0,12	0,02	0,0078					
N4	16,4 – 27,1	0,22	0,18	0,14	0,02	0,0080					
N5	32,0	0,15	0,13	0,10	0,02	0,0078					
T1, T2	3,6 – 23,4	0,30- 0,18	0,24- 0,14	0,18- 0,10	0,025 -0,01	0,008- 0,004					
Deutsche Bucht (küsten-nah)	29,8 – 31,5	0,17	0,13	0,09	0,02	0,0078					

MW/Jahr=Jahresmittelwert – MW/Winter=Wintermittel (Nov.-Feb.)

<sup>x</sup> Die Angabe von Orientierungswerten entfällt, da sich diese derzeit in Überarbeitung (Harmonisierung WRRL – MSRL-OSPAR) befinden.

## 6 Quellenangaben

### Seen

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag Berlin. 74 S.

Mathes, J., G. Plambeck & J. Schaumburg (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km<sup>2</sup> zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf, B. & R. Deneke (Hrsg.), Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. BTU Cottbus Aktuelle Reihe 5/02: 15-24.

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & Nixdorf, B. (2008): Praxistest Phytoplankton in Seen. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). Berlin, Freiburg, Bad Saarow im Februar 2008. Gewässerreport 10, BTU Cottbus Aktuelle Reihe 2/08: 7-146.

OGewV (Oberflächengewässerverordnung) (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011 Teil 1 Nr. 37, ausgegeben zu Bonn am 25. Juli 2011, S. 1429.

Riedmüller, U., Hoehn, E. & Mischke, U. (2010): Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter. Seetypische Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor.- Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser-Expertenkreis Seen. Stand 12. Januar 2010. Anlage II zum Endbericht 9.09 des LAWA-Finanzierungsprogramms: [http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb\\_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben\\_des\\_Ausschusses\\_Oberflaechengewaeasser\\_und\\_Kuestengewaeasser\\_\(AO\)/O\\_9.09/index.jsp](http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaeasser_und_Kuestengewaeasser_(AO)/O_9.09/index.jsp)

Riedmüller, U., Hoehn, E., Mischke, U., Deneke, R. (2013a): Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 4.10. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. 154 S. zzgl. Anhänge.

Riedmüller, U., Mischke, U., Hoehn, E. (2013b): Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für die Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. Stand 6. März 2013. 10 S.

### Fließgewässer

Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (200/60/EC), Guidance Document No. 13: Overall approach to the classification of ecological status und ecological potential

Elphick, J.R., M. Davies, G. Gilron, E. C Canaria, B. Lo and H. C Bailey (2011). An aquatic toxicological evaluation of sulfate: The case for considering hardness as a modifying factor in setting water quality guidelines. Environ. Toxicol. Chem. 30(1):247-53.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1998). 1998 Update of Ambient Water Quality Criteria for Ammonia. Office of Water. EPA 822-R- 98-008. Washington, D.C. 148 p.

Halle, M. & Müller, A. (2014a): Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern. Endbericht. Erarbeitet im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“, Projekt O 3.12.

Halle, M. & Müller, A. (2014b) in Vorber: Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Sulfat. Ergänzungsprojekt im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) zum Projekt O3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall)

Halle, M. & Müller, A. (2014c) in Vorber.: Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Eisen. Endbericht. Erarbeitet im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ .(Projekt O6.14)

IDUS (Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH(2012): Qualitative und quantitative Beeinflussungen von Fließgewässerorganismen durch Eisen. Studie i..A. des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

## **Übergangs- und Küstengewässer**

Brockmann, U., D. Topcu, M. Schütt (2005): Referenz- und Schwellenwerte für die Küsten- und Übergangsgewässer an der deutschen Nord- und Ostseeküste. Bericht, BLMP-AG, 19pp.

BLMP (2007) Eutrophierung in den deutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee. Handlungsempfehlungen zur Reduzierung der Belastung durch Eutrophierung gemäß WRRL, OSPAR & HELCOM im Kontext einer Europäischen Wasserpolitik. Dokument der BLMP AG WRRL, 57 S.

BLANO (2014): Harmonisierte Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe und Chlorophyll-a in den deutschen Küstengewässern der Ostsee sowie Zielfrachten und Zielkonzentrationen für die Einträge über die Gewässer. - Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, der Helsinki-Konvention und des Göteborg-Protokolls. Bericht der BLANO-Ad-hoc-Arbeitsgruppe Nährstoffreduktionsziele u. Eutrophierung Ostsee. Hrsg.: Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO), BMUB, Bonn. Zugriff: <http://www.meeresschutz.info/>.

Gade, R., Fischer, M., Kaiser, R. Rabe, O., Grage, A., Knaack, J., Petri, G., Trepel, M., Brockmann, U.van Beusekom, J., Kuhn, U. (2011). Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Bericht der Ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des Bund-Länder Messprogramms. BSH. Hamburg. Zugriff unter: [http://www.blmp-online.de/PDF/WRRL/WRRL\\_Papier\\_Naehrstoffe.pdf](http://www.blmp-online.de/PDF/WRRL/WRRL_Papier_Naehrstoffe.pdf)