



LAWA-AO

Rahmenkonzeption Monitoring

Teil B

Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen

Arbeitspapier I

Gewässertypen und Referenzbedingungen

Stand: 06.08.2021

Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“

Die LAWA-VV hat auf ihrer 162. Sitzung am 23./24.09.2021 das vorliegende Arbeitspapier den Ländern zur Anwendung empfohlen und dessen Einstellung in den öffentlichen Teil des WasserBLlckS und auf der LAWA-Homepage zugestimmt.

Bearbeitet im Auftrag des LAWA-AO von den Expertenkreisen „Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung“ und „Biologische Bewertung von Seen und Interkalibrierung nach WRRL“ sowie den Arbeitsgruppen des Bund/Länder-Ausschusses Nord- und Ostsee (BLANO)

Inhalt

1	Einleitung	3
2	Gewässertypen	5
2.1	Fließgewässer	5
2.1.1	Grundlagen	5
2.1.2	Typologische Zuordnung des Makrozoobenthos	6
2.1.3	Typologische Zuordnung von Makrophyten & Phytobenthos	6
2.1.4	Typologische Zuordnung des Phytoplanktons	10
2.1.5	Typologische Zuordnung der Fischfauna.....	10
2.2	Seen	13
2.2.1	Grundlagen	13
2.2.2	Typologische Zuordnung von Phytoplankton.....	14
2.2.3	Typologische Zuordnung von Makrophyten & Phytobenthos	16
2.2.4	Typologische Zuordnung des Makrozoobenthos	18
2.2.5	Typologie von Seen als Grundlage für die ökologische Bewertung mit Fischen 19	
2.3	Übergangs- und Küstengewässer	21
3	Allgemeine Kriterien zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Identifizierung von Referenzgewässern	25
3.1	Fließgewässer und Seen.....	25
3.2	Übergangs- und Küstengewässer	27
4	Referenzgewässer in Deutschland	28
5	Literatur.....	30

1 Einleitung

Die Bewertung des ökologischen Zustandes der Oberflächengewässer gemäß EU-WRRL orientiert sich für natürliche Oberflächenwasserkörper am gewässertypspezifischen Referenzzustand. Dementsprechend wurden in einem ersten Schritt für alle Gewässerkategorien die bedeutsamen Gewässertypen nach den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie ermittelt. Diese umfassen:

- für Fließgewässer 25 Fließgewässertypen bzw. 33 mit Subtypen,
- für Seen 14 Seetypen und 2 Sondertypen
- für die Übergangsgewässer 2 Übergangsgewässertypen und
- für Küstengewässer 5 Küstengewässertypen der Nordsee und 4 der Ostsee.

Für diese nach Ökoregion und geologischen Eigenschaften abgegrenzten Gewässertypen wurden in weiteren Schritten typspezifische Referenzen für die zu bewertenden biologischen Qualitätskomponenten abgeleitet. Dabei zeigte sich, dass die unterschiedlichen biologischen Qualitätskomponenten auch unterschiedlich auf die abiotischen Gegebenheiten reagieren: So wurden einerseits Zusammenfassungen der im ersten Schritt abgeleiteten Typen möglich, andererseits machten einzelne Qualitätskomponenten weitere Differenzierungen notwendig.

Entsprechend der CIS-Leitlinie REFCOND¹ wurde nach Möglichkeit versucht, für die Ableitung der typspezifischen Referenzbedingungen zunächst unbelastete Wasserkörper zu identifizieren und zu untersuchen. Kriterien für die Auswahl unbelasteter Bereiche sind z. B. Schadstoffkonzentrationen im Hintergrundbereich oder nahe „Null“ und keine größeren morphologischen Eingriffe (bei Fließgewässern z. B. Klasse 1 und 2 gemäß der siebenstufigen Bewertung der Gewässerstruktur (LAWA 2000, LAWA 2002; LAWA 2019a, b). Zusätzlich werden Daten über Nährstoffe, die Belastung mit organischen Stoffen, Versauerung und Versalzung herangezogen.

Konnte auf keine echten Referenzgewässer zurückgegriffen werden, wurden die besten Gewässer für den Typ ermittelt, die – zumindest für einzelne biologische Qualitätskomponenten – nach Möglichkeit der Bewertungsstufe „gut“ oder besser entsprechen. Sind auch solche Wasserkörper für einen Gewässertyp in Deutschland nicht vorhanden, wurde die Verwendung historischer Daten oder von Modellen geprüft.

Für die ausgewiesenen Fließgewässertypen werden die Referenzen u. a. in Form von Steckbriefen zusammengestellt. Zu den 25 Gewässertypen liegen Kurzbeschreibungen („Steckbriefe“, LAWA 2018) vor, welche die Typen im Hinblick auf ihre abiotischen und biotischen Eigenschaften (wesentliche Charakteristika der Lebensgemeinschaften) näher beschreiben:

https://www.gewaesser-bewertung.de/files/steckbriefe_fliessgewaessertypen_dez2018.pdf

Die darin enthaltenen morphologischen Kurzbeschreibungen wurden auf Grundlage der Hydromorphologischen Steckbriefe (UBA 2014) abgeglichen und ergänzt. In Anlage 7 OGeWV (2016) sind die rechtsverbindlichen gewässertypspezifischen Anforderungen an den sehr guten und guten ökologischen Zustand bzw. das höchste und das gute ökologische Potenzial hinsichtlich der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter verankert. Sie ergänzen daher die Beschreibungen in den Steckbriefen hinsichtlich der physikochemischen Verhältnisse im Referenzzustand der einzelnen Typen.

¹ CIS Guidance Document No. 10 (2003): River and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems.

CIS Guidance Document No. 5 (2003): Transitional and Coastal Waters – Typology, Reference Conditions and Classification Systems.

Auch zu den 14 Seentypen liegen Kurzbeschreibungen vor, welche die Typen im Hinblick auf ihre abiotischen und biotischen Eigenschaften darstellen.

Die Steckbriefe für Seen finden sich unter folgendem Link:

<http://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/seen>

Aktuelle Informationen zur Hydromorphologie und der physikalisch-chemischen Komponenten in Ergänzung zur OGewV (2016) sind hier zu finden:

https://gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=33&clang=0

Die Beschreibung der Gewässertypologie für die 2 Übergangs- und 9 Küstengewässertypen ist unter folgendem Link zu finden:

<https://www.gewaesser-bewertung.de/>

2 Gewässertypen

2.1 Fließgewässer

2.1.1 Grundlagen

Der deutschen Fließgewässertypologie liegt das System B der WRRL (Anhang II, 1.2.1) zugrunde. Wichtige Parameter der Typableitung sind Ökoregion, Höhenlage, die Fließgewässerlandschaften Deutschlands (Briem 2003), Gefälle sowie die Größe des Einzugsgebiets. Der von den geomorphologischen Grundlagen der Landschaften Deutschlands ausgehende Top-down-Ansatz wurde anschließend anhand von Ähnlichkeitsberechnungen mit Makrozoobenthos-Datensätzen validiert.

Auf dieser Grundlage können 25 Fließgewässertypen unterschieden werden:

- 4 für die Ökoregion der Alpen und des Alpenvorlandes,
- 8 für das Mittelgebirge,
- 9 für das Norddeutsche Tiefland sowie
- 4 von der Ökoregion unabhängige Typen, die in verschiedenen Ökoregionen verbreitet sind.

Die Typen 1, 2 und 3 der Alpen bzw. des Alpenvorlandes sind auf Grund längszonaler Unterschiede in Subtypen untergliedert worden. In der Gewässerlandschaft „Keuper“ ist für die Typen 6 und 9.1 des Mittelgebirges jeweils ein Subtyp ausgewiesen worden. Auch Typ 22 „Marschengewässer“ wurde weiter differenziert.

Tab. 1: Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008)

Ökoregion 4: Alpen, Höhe > 800 m; Ökoregion 9 (und 8): Mittelgebirge und Alpenvorland, Höhe ca. 200 – 800 m und höher; Ökoregion 14: Norddeutsches Tiefland, Höhe < 200 m; K = Keuper

Alpen und Alpenvorland	
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
Mittelgebirge	
Typ 5	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
Typ 5.1	Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
Typ 6	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
Subtyp 6_K	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche (Keuper)
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 (Keuper)
Typ 9.2	Große Flüsse des Mittelgebirges
Typ 10	Kiesgeprägte Ströme

Norddeutsches Tiefland	
Typ 14	Sandgeprägte Tieflandbäche
Typ 15	Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse
Typ 15_groß	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 unabhängig	
Typ 11	Organisch geprägte Bäche
Typ 12	Organisch geprägte Flüsse
Typ 19	Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern
Typ 21	Seeausflussgeprägte Fließgewässer
Subtyp 21_Nord	Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (Nord)
Subtyp 21_Süd	Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes (Süd)

2.1.2 Typologische Zuordnung des Makrozoobenthos

Die Bewertung der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos erfolgt entsprechend der Fließgewässertypologie der LAWA nach Pottgiesser & Sommerhäuser 2008.

2.1.3 Typologische Zuordnung von Makrophyten & Phytobenthos

Die typologische Zuordnung der Gewässervegetation, die der Handlungsanleitung zu Phylib vom Januar 2012 entspricht, ist weitgehend kompatibel mit der Fließgewässertypologie der LAWA nach Pottgiesser & Sommerhäuser 2008. Zusätzlich zu den dortigen Kriterien Ökoregion, Geologie und Größe des Einzugsgebietes ist die Ausprägung des Strömungsbildes als rhithraler oder potamaler Charakter im Falle der Makrophyten typbestimmend. Eine Übersicht für diese Teilkomponente zeigt Tab. 2. Eine Übersicht der Zuordnung für Benthosdiatomeen (Kieselalgen) findet sich in Tab. 3 und für das Phytobenthos ohne Diatomeen in Tab. 4. In Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten können kleinräumig, wie z. B. in den Übergangsbereichen der Ökoregionen, den LAWA-Typen auch andere Ausprägungen der Gewässervegetation zugeordnet werden bzw. können weitere Typkombinationen auftreten.

Tab. 2: Biozönotische Ausprägungen der Fließgewässertypen für Makrophyten mit Zuordnung zu den LAWA-Typen nach Pottgiesser & Sommerhäuser 2008 (vgl. Tab. 1) und Schaumburg et al. (2012) MRK: karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer (FG) der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen; MRS: silikatisch-rhithral geprägte FG der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen; MP(G): potamal geprägte FG der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP), incl. Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst); Mg: große Ströme der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen; TRk: kleine rhithral geprägte FG des Norddeutschen Tieflandes; TR: mittelgroße rhithral geprägte FG des Norddeutschen Tieflandes; TRg: große rhithral geprägte FG des Norddeutschen Tieflandes; TNk: kleine potamal geprägte FG des Norddeutschen Tieflandes; TNm: mittelgroße potamal geprägte FG des Norddeutschen Tieflandes; TNg: große potamal geprägte FG des Norddeutschen Tieflandes; X wahrscheinliche Entsprechung; (X): Kreuze in Klammern bezeichnen mögliche, aber seltene Zuordnungen *Kennzeichnung der Subtypen

Makrophytenausprägung										
Typ gemäß Tab. 1	MRK	MRS	MP	M _g	TR _k	TR _m	TR _g	TN _k	TN _m	TN _g
Alpen und Alpenvorland										
Typ 1.1*	X									
Typ 1.2*	X		(X)							
Typ 2.1*	X		(X)							
Typ 2.2*	X		(X)							
Typ 3.1*	X		(X)							
Typ 3.2*	X		(X)							
Typ 4	X		(X)							
Mittelgebirge										
Typ 5		X	(X)							
Typ 5.1		X	(X)							
Typ 6	X		(X)							
Typ 6_K*	X		(X)							
Typ 7	X		(X)							
Typ 9		X	X							
Typ 9.1	X		X							
Typ 9.1_K*	X		X							
Typ 9.2	(X)	(X)	X	X						
Typ 10	(X)		(X)	X						
Norddeutsches Tiefland										
Typ 14					X			X		
Typ 15						X			X	
Typ 15_groß							X			X
Typ 16					X			(X)		
Typ 17					(X)	X	(X)		X	
Typ 18					X			(X)		
Typ 20							(X)			X
Typ 22 ²										
Typ 23 ³								(X)	(X)	X
Ökoregion unabhängig										
Typ 11	(X)	(X)	X			(X)		X		
Typ 12			X						X	
Typ 19	X	X	X		X			X	(X)	
Typ 21_Nord						X		X	X	X
Typ 21_Süd	X	X	X	X						

² Für Marschengewässer sind die für Makrophyten entwickelten Bewertungsverfahren nicht anwendbar. Daher wurden Verfahren entwickelt, die die typische Besiedlung dieser Gewässertypen berücksichtigen (vgl. RaKon-Arbeitspapier III „Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten“ (Stand 2016)).

³ Natürlicherweise salzbeeinflusste Fließgewässer waren aus der Verfahrensentwicklung ausgeschlossen.

Tab. 3: Biozönotische Ausprägungen der Fließgewässertypen für Phytobenthos – Diatomeen (Kieselalgen) mit Zuordnung zu den LAWA-Typen nach Pottgiesser & Sommerhäuser 2008 (vgl. Tab. 1) und Schaumburg et al. 2012; X = wahrscheinliche Entsprechung unter Berücksichtigung der geochemischen Ausprägung; * = Subtypen

Phytobenthosausprägung – Kieselalgen																					
Typ gemäß Tab. 1	1.1	1.2	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	10.2	11.1	11.2	12.1	12.2	13.1	13.2	
Alpen und Alpenvorland																					
Typ 1.1*	X																				
Typ 1.2*		X																			
Typ 2.1*			X																		
Typ 2.2*			X																		
Typ 3.1*				X																	
Typ 3.2*				X																	
Typ 4					X																
Mittelgebirge																					
Typ 5						X	X ⁴														
Typ 5.1						X															
Typ 6									X												
Typ 6_K*									X												
Typ 7											X										
Typ 9								X													
Typ 9.1										X		X									
Typ 9.1_K*										X											
Typ 9.2													X								
Typ 10														X							
Norddeutsches Tiefland																					
Typ 14														X		X					
Typ 15									X									X			
Typ 15_groß																				X	
Typ 16														X		X					
Typ 17																	X	X			
Typ 18									X												
Typ 20																					X
Typ 22																					
Typ 23																					
Ökoregion unabhängig																					
Typ 11				X		X									X		X				
Typ 12				X											X			X	X		
Typ 19				X					X								X				
Typ 21_Nord ⁵																					
Typ 21_Süd	X	X	X	X	X																

⁴ Bei den Diatomeen kann beim LAWA-Typ 5 in Vulkangebieten eine weitere Ausprägung (5.2) unterschieden werden.

⁵ Eine Bewertung mittels Phytobenthos - Kieselalgen für Typ 21 Nord wird nicht für sinnvoll angesehen, da die trophische Situation des oberhalb gelegenen Sees widergespiegelt wird.

Tab. 4: Biozönotische Ausprägungen der Fließgewässertypen für Phytobenthos – ohne Diatomeen mit Zuordnung zu den LAWA-Typen nach Pottgiesser & Sommerhäuser 2008 (vgl. Tab. 1) und Schaumburg et al. 2012; X = wahrscheinliche Entsprechung unter Berücksichtigung der geochemischen Prägung; * = Subtypen

Typ nach TAB. 1	PB1	PB2	PB3	PB4	PB5	PB6	PB9	PB10	PB11	PB12
Alpen und Alpenvorland										
Typ 1.1*	X									
Typ 1.2*	X									
Typ 2.1*		X								
Typ 2.2*		X								
Typ 3.1*		X								
Typ 3.2*		X								
Typ 4		X								
Mittelgebirge										
Typ 5			X							
Typ 5.1			X							
Typ 6				X						
Typ 6_K*				X						
Typ 7					X					
Typ 9			X							
Typ 9.1				X		X				
Typ 9.1_K*				X						
Typ 9,2						X				
Typ 10						X				
Norddeutsches Tiefland										
Typ 14							X	X		
Typ 15								X		
Typ 15_groß								X		
Typ 16							X		X	
Typ 17									X	
Typ 18								X		
Typ 20										X
Typ 22 ⁶										
Typ 23										
Ökoregion unabhängig										
Typ 11		X	X				X	X		
Typ 12							X	X		
Typ 19				X				X		
Typ 21 ⁷ _Nord										
Typ 21_Süd	X	X								

⁶ Phytobenthos – ohne Diatomeen ist für Typ 22 nicht relevant.

⁷ Eine Bewertung mittels Phytobenthos – ohne Diatomeen für Typ 21 Nord wird ebenfalls nicht für sinnvoll angesehen, da die trophische Situation des oberhalb gelegenen Sees widerspiegelt wird.

2.1.4 Typologische Zuordnung des Phytoplanktons

Auch die biozönotischen Ausprägungen von planktonführenden Flüssen gliedern sich in die Typologie der LAWA nach Pottgiesser & Sommerhäuser 2008 ein. Die Phytoplanktonbewertung ist auf Flüsse und Ströme (Typen 10, 15, 17, 20, 23 und 9.2) beschränkt; es werden jedoch Subtypen durch zusätzliche, einzugsgebietspezifische Merkmale definiert. Die **Abflussspende** setzt den Abfluss in Relation zur Einzugsgebietsgröße und stellt eine wichtige Steuergröße für das Phytoplankton dar. Bei Fließgewässern des Typs 10 oder 20 führt eine geringe Abflussspende ($AQ < 10 \text{ l/s/km}^2$) zur Zuordnung zum Subtyp 10.2 bzw. 20.2. Die **Größe des Einzugsgebietes** bestimmt in mittelgroßen Fließgewässern des Tieflandes (Typ 15 und 17) die Verweilzeit des Wassers und somit das Phytoplanktonwachstum in einem hohen Maß. Bei einer Einzugsgebietsgröße (EZG) kleiner 5000 km^2 werden Gewässer den Subtypen 15.1 und 17.1 zugeordnet, bei größeren Einzugsgebieten den Typen 15.2 und 17.2.

Tab. 5: Biozönotische Ausprägungen der Fließgewässertypen von planktonführenden Fließgewässern für die Phytoplanktonbewertung (Mischke 2007)

Phytoplanktonausprägung	Name des Fließgewässertyps	Kriterium für Subtyp	Biomassebildung je TP-Einheit
15.1+17.1	Sand-, lehm- und kiesgeprägte Tieflandflüsse mit kleinem EZG	EZG 1000–5000km ²	niedrig
15.2+17.2	Sand-, lehm- und kiesgeprägte Tieflandflüsse mit großem EZG	EZG >5000km ²	hoch
20.1	Sandgeprägte Ströme des Tieflandes mit großer Abflussspende	$AQ > 10 \text{ l/s/km}^2$	niedrig
20.2	Sandgeprägte Ströme des Tieflandes mit kleiner Abflussspende	$AQ < 10 \text{ l/s/km}^2$	sehr hoch
9.2	Große Flüsse des Mittelgebirges		hoch
10.1	Kiesgeprägte Ströme des Mittelgebirges mit großer Abflussspende	$AQ > 10 \text{ l/s/km}^2$	niedrig
10.2	Kiesgeprägte Ströme des Mittelgebirges mit kleiner Abflussspende	$AQ < 10 \text{ l/s/km}^2$	sehr hoch
23	Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse		sehr hoch

TP = „Total Phosphorus“ / gesamter Phosphor

2.1.5 Typologische Zuordnung der Fischfauna

Wie sich gezeigt hat, korrelieren die LAWA-Fließgewässertypen (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008) in vielen Fällen nur unzureichend mit den für die Ausprägung der Fischfauna wesentlichen zoogeografischen, längszonalen, regionalen und teilweise lokalen Aspekten. Dementsprechend ist es nicht möglich, im Rahmen der ökologischen Zustandsbewertung in den verschiedenen Regionen Deutschlands mit nur einer fischfaunistischen Referenz pro LAWA-Fließgewässertyp auszukommen (Dußling et al. 2004; Schaarschmidt et al. 2005).

Dem ist durch die Ausarbeitung differenzierender Fischreferenzen Rechnung zu tragen. In Bezug auf die fischzönotischen Ausprägungen innerhalb der LAWA-Fließgewässertypen kann daher bundesweit nur ein allgemeiner Rahmen vorgegeben werden (siehe Tabelle 6).

Tab. 6: Fischzönotische Ausprägungen der Fließgewässer (Legende unten)

Typ nach TAB. 1	Ausprägung der Fischgemeinschaft							
	ff/tem pff	Sa-ER	Sa-MR	Sa-HR	Cyp-R	EP	MP	HP
Alpen und Alpenvorland								
Typ 1.1*	X	X	X	X				
Typ 1.2*			X	X	X	X		
Typ 2.1*			X	X	X	X		
Typ 2.2*			X	X	X	X		
Typ 3.1*	X	X	X	X	X	X		
Typ 3.2*				X	X	X		
Typ 4				X	X	X		
Mittelgebirge								
Typ 5		X	X	X	X			
Typ 5.1		X	X	X	X			
Typ 6			X	X	X	X	X	
Typ 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	
Typ 9.1_K*				X	X	X	X	
Typ 9,2				X	X	X	X	
Typ 10					X	X	X	
Norddeutsches Tiefland								
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
Ökoregion unabhängig								
Typ 11		X	X	X	X	X	X	
Typ 12		X	X	X	X	X	X	
Typ 19			X	X	X	X		
Typ 21_Nord			X	X	X	X	X	
Typ 21_Süd				X	X	X		

Legende
ff/tempff = Gewässer sind fischfrei oder temporär fischfrei. Im letzteren Fall werden sie oft durch einzelne Arten (z.B. Bachforelle) in wenigen Größenklassen und nur zeitweise besiedelt.
Sa-ER = salmonidengeprägte Gewässer des Epirhithrals. Umfasst die Oberläufe kleinerer Fließgewässer. In der Regel ist die Bachforelle allein oder zusammen mit der Mühlkoppe dominierend, oft auch die einzige (Leit)art. Darüber hinaus können weitere Arten (z.B. Elritze, Schmerle, teilweise Bachneunauge) auftreten. In Gewässern mit geringem Gefälle (z.B. Tiefland) kann neben Bachforelle und -neunauge der Dreistachlige Stichling an Bedeutung gewinnen
Sa-MR = salmonidengeprägte Gewässer des Metarhithrals. In den meisten Fällen sind Bachforelle und je nach vorherrschendem Sediment Mühlkoppe dominierende Arten. Zudem können verschiedene Arten des Rhithrals (z.B. Bachneunauge, Schmerle; insbesondere auch Äsche und diverse rheophile Arten) mehr oder weniger stark hervor treten.
Sa-HR = salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhithrals. Arten wie die Äsche und teilweise die Elritze prägen oft die Gemeinschaften dieser Gewässer (die Äsche fehlt aber in einigen Regionen). Diverse Cypriniden treten regelmäßig auf. Bachforelle und je nach vorherrschendem Sediment Mühlkoppe kommen in der Regel als Leitarten vor.
Cyp-R = Cyprinidengeprägte Gewässer des Rhithrals. Fischgemeinschaften werden oft von Schmerle und teilweise Elritze dominiert. Bachforelle und Mühlkoppe können teilweise als Leitart auftreten, ebenso auch z.B. der Döbel und andere Cypriniden. Regionalspezifisches Hervortreten einiger Arten (z.B. Schneider, Strömer).
EP = Gewässer des Epipotamals. Im Allgemeinen mittlere bis größere Gewässer, deren Fischgemeinschaften weitgehend durch Barbe, Nase, Döbel, etc. geprägt sind. Teilweise kommen Arten wie z.B. Äsche und Elritze, außerhalb des Donaeinzugsgebietes auch der Aal, auf Leitartenniveau vor. Zudem können in natürlicherweise stillwasserbeeinflussten Bereichen diverse limnophile und Auearten hervortreten.
MP = Gewässer des Metapotamals. Im Allgemeinen mittlere bis größere Gewässer, deren Gemeinschaft weitgehend durch Aal, Barsch, Brachse, Ukelei, etc. geprägt sind. Regionalspezifisch können weitere Arten (z.B. Aland, Zährte) hinzutreten. Teilweise herrscht natürlicherweise ein Stillgewässereinfluss (Altarme) vor, so dass lokal entsprechende Stillwasser- und Auearten auftreten
HP = Gewässer des Hypopotamals. Im Allgemeinen größere Gewässer und Ströme, aber auch kleinere küstennahe Fließgewässer, die teilweise bereits unter Brackwassereinfluss stehen können. Die Fischgemeinschaft ist weitgehend durch Arten wie Aal, Brachsen, Kaulbarsch geprägt, zudem kann die Flunder auftreten. Vor allem in Küstennähe dominiert stellenweise der Stint, zudem saisonal der Dreistachlige Stichling (Wanderform). Wanderfische können die Gewässer als Durchzugsroute (z.B. Lachs, Meerforelle) oder Laichhabitat (z.B. Finte) aufsuchen. Im küstennahen Bereich Auftreten von Brackwasserarten und vereinzelt marinen Arten

X = wahrscheinliche Entsprechung unter Berücksichtigung der geochemischen Prägung

* = Subtypen

2.2 Seen

2.2.1 Grundlagen

Die Typisierung der deutschen natürlichen Seen gemäß der EG-Wasserrahmenrichtlinie erfolgte zunächst anhand geographischer, topographischer, geologischer, hydrologischer und morphometrischer Kenngrößen (Mathes et al. 2002). Wesentliche Kriterien waren die Ökoregion, die Calcium-Konzentration, das Verhältnis Einzugsgebietsgröße zu Seevolumen (Volumenquotient, VQ) und die Schichtungseigenschaften des Sees. Erster Anhaltspunkt für die Auswahl der Kriterien war die Relevanz für den Trophiestatus. Es konnten für die Seen Deutschlands mit einer Mindestwasserfläche von 0,5 km² insgesamt 16 Seetypen (inkl. zwei Sondertypen) abgegrenzt werden. In Anpassung an aktuelle Erfordernisse wurden die Seetypen-Bezeichnungen von Mathes et al. (2002) vom LAWA-Expertenkreis Seen im Jahr 2013 angepasst (siehe Tabelle 7).

Tab. 7: Bisherige Bezeichnung der Seetypen nach Mathes et al. (2002) sowie angepasste Bezeichnung.

LAWA-Seetyp	bisherige Bezeichnung MATHES et al.	aktuelle Bezeichnung LAWA
	Alpen und Alpenvorland Ökoregionen 4 und 9	
1	Voralpenseen: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet	polymiktischer Alpenvorlandsee
2	Voralpenseen: kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet	geschichteter Alpenvorlandsee mit relativ großem Einzugsgebiet
3	Voralpenseen: kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet	geschichteter Alpenvorlandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet
4	Alpenseen: kalkreich, geschichtet	Geschichteter Alpensee
	Mittelgebirge Ökoregionen 8 und 9	
5	kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet	geschichteter, calciumreicher Mittelgebirgssee mit relativ großem Einzugsgebiet
6	kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet	polymiktischer, calciumreicher Mittelgebirgssee
7	kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet	geschichteter, calciumreicher Mittelgebirgssee mit relativ kleinem Einzugsgebiet
8	kalkarm, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet	geschichteter, calciumarmer Mittelgebirgssee mit relativ großem Einzugsgebiet
9	kalkarm, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet	geschichteter, calciumarmer Mittelgebirgssee mit relativ kleinem Einzugsgebiet
	Norddeutsches Tiefland Ökoregionen 13 und 14	
10	kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet	geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet
11	kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweilzeit > 30 d	polymiktischer Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet
12	kalkreich, relativ großes Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweilzeit 3–30 d	Flusssee im Tiefland
13	kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet	geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet
14	kalkreich, relativ kleines Einzugsgebiet, ungeschichtet	polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet
	Sondertypen*	
88	Sondertyp natürlicher See (z. B. Moorsee, Strandsee, Altarm oder Altwasser)	
99	Sondertyp künstlicher See (z. B. Abgrabungssee, Westküstenseen)	

*Seen werden den Sondertypen zugeordnet, wenn kein ähnlicher LAWA-Seetyp zugeordnet werden kann.

Erläuterungen zu den Typologie-Kriterien in Tab. 7:

- Calcium-Gehalt: calciumreiche Seen mit $\text{Ca}^{2+} > 15 \text{ mg/l}$; calciumarme Seen mit $\text{Ca}^{2+} < 15 \text{ mg/l}$.
- Die Größe des Einzugsgebiets (inklusive Seefläche) wird im Verhältnis zum Seevolumen als sog. Volumenquotient (VQ) berücksichtigt: relativ großes Einzugsgebiet bedeutet $\text{VQ} > 1,5 \text{ m}^2/\text{m}^3$, relativ kleines Einzugsgebiet bedeutet $\text{VQ} < 1,5 \text{ m}^2/\text{m}^3$.
- Es wird empfohlen, einen See als geschichtet einzuordnen, wenn die thermische Schichtung an der tiefsten Stelle des Sees über mindestens 3 Monate stabil bleibt. Bei kürzerer Schichtungsphase wird der See als polymiktisch eingestuft.
- Flusseen besitzen eine mittlere Verweilzeit (Jahresmittelwert) von 3–30 Tagen.

2.2.2 Typologische Zuordnung von Phytoplankton

Die taxonomische Zusammensetzung und die absolute Biomasse des Phytoplanktons (PP) sind geeignet, eine Ermittlung des Trophiestatus vorzunehmen und das Ausmaß einer diesbezüglichen Belastung – der Eutrophierung – festzustellen. Die Differenzierung der Seetypen basiert auf dem Vorkommen von unterschiedlichen Phytoplanktontaxa (z. B. in polymiktischen vs. geschichteten Seen), einer unterschiedlichen Produktivität (z. B. in Flachseen vs. tieferen Seen) und einer zu differenzierenden Situation des trophischen Referenzzustandes - der "Referenztrophy".

Die Referenztrophy von Seen ist von zahlreichen Faktoren wie z. B. der Seetiefe, dem Volumen des Seewasserkörpers, der Einzugsgebietsgröße und der Beschaffenheit der Zuflüsse abhängig. Um bei der Ermittlung der Referenztrophy den einzelnen Seen gerecht zu werden und angemessene Sanierungsziele zu formulieren, ist eine ausreichend differenzierte Typologie notwendig. Zur Bewertung mit Phytoplankton stehen derzeit insgesamt 17 Phytoplankton-Seetypen in den drei Ökoregionen zur Verfügung, welche aus den im Vorfeld veranschlagten LAWA-Seetypen abgeleitet wurden (siehe Tab. 7).

Die biozönotisch hergeleiteten Seetypen wurden im Wesentlichen in LAWA-Projekten erarbeitet und beschrieben (Mischke et al. 2008 bis 2010, Hoehn et al. 2009, Riedmüller & Hoehn 2011 und Riedmüller et al. 2013). Hinweise und Hilfen bei der Typisierung von Seen und entsprechende Kriterien sowie die Angaben zur Referenztrophy werden in den genannten Berichten gegeben.

Künstliche (AWB) und erheblich veränderte (HMWB) Seen, wie Talsperren, Bagger- und Tagebauseen sowie Sondertypen natürlicher Seen (Moorseen, Strandseen) werden für die Bewertung dem ähnlichsten natürlichen Seetyp zugeordnet. Liegen die AWB und HMWB im norddeutschen Tiefland, erhalten sie für die Bewertung das Suffix k für "künstlich", z. B. 10.1k. Für diese "k-Seetypen" wird in der Bewertung eine von den natürlichen Seen abweichende Indikatorliste verwendet.

Seen, welche in den Niederungen der großen Stromtäler von u. a. Rhein oder Elbe liegen (z. B. zahlreiche Baggerseen sowie Altarme und Altwasser, die als Sondertypen natürlicher Seen gelten) und meist der Ökoregion "Zentrale Mittelgebirge" zugehörig sind, werden in den meisten Fällen plausibler als Tieflandgewässer bewertet. So ist z. B. ein Baggersee in der Oberrheinebene mit relativ kleinem oder ausschließlich unterirdischem Einzugsgebiet (Grundwasserzustrom) am besten als Tiefland-Seetyp 13k anzusprechen und zu bewerten.

In Tab. 8 sind neben den LAWA-Seetypen die für das Phytoplankton relevanten Seetypen dargestellt. Die Mittelgebirgs-Seetypen 5, 7, 8 und 9 werden im LAWA-System nach Volumenquotient (VQ) differenziert. Nach der Mittelgebirgstypologie von Riedmüller & Hoehn (2011) werden diese nach dem Volumentieffenquotient ($\text{VTQ} = \text{VQ}/\text{mittlere Tiefe}$) differenziert. Ebenso wird der polymiktische Mittelgebirgstyp 6 nach dem Kriterium VTQ in drei Untertypen geteilt. In diesen sind speziell bei der Qualitätskomponente Phytoplankton auch calciumarme polymiktische Mittelgebirgsseen enthalten und bewertbar. Die Tieflandseen werden dagegen hinsichtlich ihres Volumenquotienten (u. a. Typ 10.1 und 10.2) oder ihrer mittleren Tiefe (Typ 11.1 oder 11.2) oder der theoretischen mittleren Verweilzeit differenziert betrachtet.

Tab. 8: Deutsche LAWA-Seetypen und die entsprechenden Phytoplankton-relevanten Typen (PP-Seetypen).

LAWA-Seetyp	PP-Seetypen der Alpen und des Alpenvorlandes (alle Typen i. d. R. calciumreich)	
Typ 1	PP 1	natürliche, künstliche und erheblich veränderte Alpenvorlandseen, calciumreich, polymiktisch
Typ 2	PP 2	natürliche, künstliche und erheblich veränderte Alpenvorlandseen, calciumreich, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet
Typ 3	PP 3	natürliche, künstliche und erheblich veränderte Alpenvorlandseen, calciumreich, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet
Typ 4	PP 4	natürliche, künstliche und erheblich veränderte Alpenseen, calciumreich, geschichtet
PP-Seetypen des Mittelgebirges		
Typ 5/ Typ 7	PP 5	natürliche, künstliche und erheblich veränderte Mittelgebirgsseen, calciumreich, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet
	PP 7	natürliche, künstliche und erheblich veränderte Mittelgebirgsseen, calciumreich, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet
Typ 6	PP 6.1	natürliche, künstliche und erheblich veränderte Mittelgebirgsseen, relativ kleines Einzugsgebiet, polymiktisch
	PP 6.2	natürliche, künstliche und erheblich veränderte Mittelgebirgsseen, mäßig großes Einzugsgebiet, polymiktisch
	PP 6.3	natürliche, künstliche und erheblich veränderte Mittelgebirgsseen, relativ großes Einzugsgebiet, polymiktisch
Typ 8 Typ 9	PP 8	natürliche, künstliche und erheblich veränderte Mittelgebirgsseen, calciumarm, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet
	PP 9	natürliche, künstliche und erheblich veränderte Mittelgebirgsseen, calciumarm, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet
PP-Seetypen des Norddeutschen Tieflandes* (alle Typen i. d. R. calciumreich)		
Typ 10	PP 10.1	natürliche Tieflandseen, calciumreich, relativ großes Einzugsgebiet, geschichtet
	PP 10.2	natürliche Tieflandseen, calciumreich, sehr großes Einzugsgebiet, geschichtet
Typ 11	PP 11.1	natürliche Tieflandseen, calciumreich, relativ großes Einzugsgebiet, polymiktisch, Verweilzeit > 30 d, mittlere Tiefe > 3 m
	PP 11.2	natürliche Tieflandseen, calciumreich, relativ großes Einzugsgebiet, polymiktisch, Verweilzeit > 30 d, mittlere Tiefe ≤ 3 m
Typ 12	PP 12	natürliche Tieflandseen, calciumreich, relativ großes Einzugsgebiet, polymiktisch, Verweilzeit 3–30 d
Typ 13	PP 13	natürliche Tieflandseen, calciumreich, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet
Typ 14	PP 14	natürliche Tieflandseen, calciumreich, relativ kleines Einzugsgebiet, polymiktisch
	PP 11.2	natürliche Tieflandseen, calciumreich, relativ großes Einzugsgebiet, polymiktisch, Verweilzeit > 30 d, mittlere Tiefe ≤ 3 m

VQ (Volumenquotient) = Einzugsgebiet [km²]/Seevolumen [Mio m³]

VTQ (Volumen-Tiefenquotient) = Einzugsgebiet [km²]/(Seevolumen [Mio m³] x mittlere Tiefe [m])

*Bei künstlichen und erheblich veränderten Seen des Tieflands wird dem ähnlichsten natürlichen Seentyp das Suffix "k" angehängt, z. B. 13k für einen geschichteten, pH-neutralen Tageausee mit relativ kleinem Einzugsgebiet.

2.2.3 Typologische Zuordnung von Makrophyten & Phytobenthos

Die Besiedelung der Flachwasserzone ist neben der Verfügbarkeit von Nährstoffen stark abhängig von der Beschaffenheit des Sediments, der Uferneigung und der geochemischen Prägung. Diese Faktoren werden durch die auf abiotischen Parametern beruhenden Typisierung durch MATHES et al. 2002 gut abgebildet. Daher lassen sich die biozönotischen Typen der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos dieser Typeinteilung in den meisten Fällen gut zuordnen. Lediglich im Norddeutschen Tiefland sind einige, in erster Linie auf die Trophie im Referenzzustand zurückzuführende Aufteilungen für die Teilkomponente Phytobenthos-Diatomeen nötig, ebenso eine genauere Differenzierung der Baggerseen und Altarme in der Rheinaue. Die Teilkomponenten Makrophyten und Phytobenthosdiatomeen werden getrennt dargestellt (Tab. 9 und 10).

Tab. 9: Seetypeneinteilung nach LAWA (MATHES et al. 2002) und die daraus resultierenden Makrophytentypen. X* Typen nur für künstliche (AWB) und erheblich veränderte (HMWB) Seen

Biozönotischer Makrophytentyp								
Typ gemäß LAWA	AK(s)	AKp	MTS	MKg	MKp	TKg10	TKg13	TKp
Alpen und Alpenvorland								
Typ 1		X						
Typ 2	X	X*						
Typ 3	X	X*						
Typ 4	X	X*						
Mittelgebirge								
Typ 5				X				
Typ 6					X			
Typ 7				X				
Typ 8			X					
Typ 9			X					
Norddeutsches Tiefland								
Typ 10						X		
Typ 11								X
Typ 12								X
Typ 13							X	
Typ 14								X

Tab. 10: Seetypeneinteilung nach LAWA (MATHES et al. 2002) und die daraus resultierenden Diatomeentypen; in Klammern stehende Kreuze ((x)) bezeichnen mögliche aber seltene Zuordnungen. X* Typen nur für künstliche (AWB) und erheblich veränderte (HMWB) Seen

Biozönotischer Diatomeentyp																				
	1.1	1.2	5	5.1	5.2	6	6.1	6.2	7	7.1	8	9	10.1	10.2	11	12	13.1	13.1 _{NW}	13.2	14
Typ gemäß LAWA																				
Alpen und Alpenvorland																				
Typ 1		x																		
Typ 2	x	(x)																		
Typ 3	x	(x)																		
Typ 4	x	X*																		
Mittelgebirge																				
Typ 5			x	x	x															
Typ 6						x	x	x												
Typ 7									x	x										
Typ 8											x									
Typ 9												x								
Norddeutsches Tiefland																				
Typ 10													x	x						
Typ 11															x					
Typ 12																x				
Typ 13																	x	x	x	
Typ 14																				x

2.2.4 Typologische Zuordnung des Makrozoobenthos

Die Bewertung nach AESHNA basiert in erster Linie auf eulitoralern Ufertypen (siehe unten). Die LAWA-Seetypen nach Mathes et al. (2002) sind jedoch noch von Relevanz, da sie in aggregierter Form für die Ankerpunkte und Metriczusammensetzung von Bedeutung sind. Man unterscheidet drei Typgruppen für natürliche Seen, Alpen-Alpenvorlandseen (groß und klein), Tieflandseen und Flusseen. Bei den künstlichen Seen unterscheidet man „Baggerseen ohne Fließgewässeranbindung (Fg) der Rheinschiene“, „Baggerseen mit Anbindung an den Rhein“, „Baggerseen Ostdeutschland“ und „Tagebauseen“ (T).

Tab. 11: Typgruppen für die Bewertung nach AESHNA.

Grobtyp	Beinhaltete LAWA-Typen / MZB-Typen	Anmerkung
Alpen/Alpenvorlandseen	1g, 1k, 2g, 2k, 3g, 3k, 4g, 4k	Unterteilung in groß (g) und klein (k) ist zu prüfen
Tieflandseen	10, 11, 13, 14	
Flusseen	12	
Künstliche Seen und Mittelgebirgseen mit AESHNA-Probenahme	5, 6, 7, 8, 9 / BOst, BWest, T	Bei besserer Datenlage in Grobtyp künstliche und Mittelgebirgseen zusammenzufassen
Künstliche Seen und Mittelgebirgseen mit Probenahme nach Böhmer 2007	5, 6, 7, 8, 9 / BWest	
Rheinangebundene Baggerseen	5, 6, 7, 8, 9 / BFg	Sonderfall bei besserer Datenlage zu prüfen

Der Ufertyp soll die Situation ohne menschliche Einflüsse widerspiegeln. Er kann vor Ort beispielsweise auf Basis der während der Probenahme im Feldprotokoll erfassten prozentualen Habitatanteile voreingeschätzt werden. Wegen möglicher Habitatveränderungen durch eventuelle Belastungseinflüsse ist die Vor-Ort-Einschätzung aber mit Unsicherheiten behaftet. Der Ufertyp sollte daher gemäß der Vorschrift von Hess & Heckes (2017) mittels Kartenmaterialien mit größerer Sicherheit bestimmt werden und liegt dann für spätere Probenahmen fest vor. Der Ufertyp der LAWA-Hydromorphologieklassifizierung (Mehl et al. 2014) kann als ergänzende Information genutzt werden.

Tab. 12: Ufertypen für die Bewertung mit AESHNA

Charakteristik	Kurzbezeichnung	Bezeichnung nach Hess & Heckes (2017)
Dynamisches Brandungsufer; Geröll / Schutt / Kiese, dominieren in der Regel	Grobsediment	Geröll-/kiesreiche Brandung
Wenig Dynamik; Sande dominieren zumeist; manchmal auch Kiese, manchmal verschilft, dann aber ohne organische Auflage	Feinsediment	Seekreide-/Sandufer
Schluff-Schlammufer mit zumindest schütterer Schilf und Schwimmblattvegetation; keine oder allenfalls begrenzte Dynamik	Organisch	Verlandungsufer

2.2.5 Typologie von Seen als Grundlage für die ökologische Bewertung mit Fischen

Für die Seen der norddeutschen Tiefebene wurde eine Typologie entwickelt, die Fischgemeinschaften im Referenzzustand optimal differenziert. Damit liefert die Typologie eine geeignete Grundlage für spezifische Metrics und Klassengrenzen im Bewertungsverfahren. Die drei Typen sind: der polymiktische Flachsee, der geschichtete See und der tiefe geschichtete See mit Maximaltiefen über 30 m. Diese wurden den LAWA-Typen zugeordnet (siehe Tab. 13).

Für die Seen im Mittelgebirge müsste zunächst geprüft werden, welche fischbasierten Seentypen den LAWA-Typen entsprechen.

Für die Seen im alpinen Bereich sind die Anzahl dieser Gewässer und die Datengrundlage zu gering für die Entwicklung einer fischspezifischen Typologie. Die Bewertung erfolgt gewässerspezifisch über eine individuelle Modellierung des Referenzzustandes. Dennoch wurde in der nachfolgenden Tabelle versucht, die See-Typen gemäß Fischfauna den LAWA-Seentypen gegenüberzustellen:

Tab.13: Seetypeneinteilung nach LAWA (Mathes et al. 2002) und die daraus resultierenden Fischtypen

Biozönotischer Fischtyp			
Hydromorphologischer Typ nach MATHES et al. 2002	ungeschichtet (POLY)	geschichtet (STRAT)	Tiefer geschichteter See (max. Tiefe > 30 m)
Alpen und Alpenvorland			
1	X		
2		X	X
3		X	X
4		X	X
Mittelgebirge			
5			
6			
7			
8			
9			
Norddeutsches Tiefland			
10		X	X
11	X		
12	X		
13		X	X
14	X		

2.3 Übergangs- und Küstengewässer

Übergangs- und Küstengewässer wurden grundsätzlich entsprechend den Vorgaben des CIS-Guidance No. 5 (Transitional and Coastal Waters – Typology, Reference Conditions and Classification Systems) typisiert. Darüber hinaus fand für die Nordsee ein intensiver Abstimmungsprozess mit Belgien, den Niederlanden und Dänemark statt, da hier gleichartige Gewässer vorliegen. Im Gebiet der Ostsee gab es eine Zusammenarbeit mit Dänemark.

Die resultierende Typisierung erfolgte nach System B, da System A (Anhang II, 1.2.3 und 1.2.4) die notwendige Differenzierung nicht ermöglichte. Eine weitere Untergliederung der Gewässertypen spezifisch für die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten ist nicht vorgesehen.

Tab. 13: Typen der Übergangs- und Küstengewässer in Deutschland

Übergangsgewässertypen (Ästuar mit einem Einzugsgebiet von 10 km² oder größer)	
Typ T1	Übergangsgewässer Elbe, Weser, Ems
Typ T2	Übergangsgewässer Eider
Typen der Küstengewässer der Nordsee	
Typ N1	euhalines offenes Küstengewässer
Typ N2	euhalines Wattenmeer
Typ N3	polyhalines offenes Küstengewässer
Typ N4	polyhalines Wattenmeer
Typ N5	euhalines felsgeprägtes Küstengewässer um Helgoland
Typen der Küstengewässer der Ostsee	
Typ B1	oligohalines inneres Küstengewässer
Typ B2	mesohalines inneres Küstengewässer
Typ B3	mesohalines äußeres Küstengewässer, ohne saisonale Schichtung
Typ B4	meso-polyhalines äußeres Küstengewässer, saisonal geschichtet

Für die Definition der Küstengewässertypen der Nordsee waren die wesentlichen Kriterien der Salzgehalt, Tidenhub und die Exposition. Dies führte zu einer Ausweisung von vier Gewässertypen an der Festlandsküste (N1-N4, AQUAMARIN 2003). Der Felssockel der Insel Helgoland ist ein eigenständiger Gewässertyp (N5) im Küstengewässer Elbe.

Bei der Unterscheidung zwischen Küstengewässern und Übergangsgewässern wurden für letztere die folgenden grundsätzlichen Kriterien der WRRL angewendet:

- Geographisch: die Nähe zu einer Flussmündung,
- Chemisch: einen reduzierten Salzgehalt infolge der Nähe zu einem Küstengewässer,
- Physikalisch: eine fließgewässerartige Dynamik.

Diesen Kriterien entsprechen die großen Ästuarie der Nordsee von Ems, Weser und Elbe sowie die Mündung der Eider.

Da die großen Ästuarie von Ems, Weser und Elbe u. a. wegen des starken Tideinflusses jeweils ein ökologisches Kontinuum darstellen, wurde auf deren weitere Unterteilung verzichtet. Sie werden alle dem gleichen Gewässertyp (T1) zugeordnet. Die Mündung der Eider bildet, aufgrund ihrer geringeren Größe und des dadurch verursachten geringeren Wasseraustausches während der Tiden, einen eigenständigen Gewässertyp (T2).

Abb. 1: Kriterien zur Typisierung der Übergangs- und Küstengewässer der Nordsee

NORTH SEA		Ref.: EU-CIS 5 (Transitional and Coastal Waters – Typology, Reference Conditions and Classification Systems), Template: Typology Wallpaper									
Category	Type	c	c	c	c	c	t	t			
		N1	N2	N3	N4	N5	T1	T2			
Salinity	f.w. ≤ 0.5										
	0.5 ≤ 5						X	X			
	5 ≤ 18						XX	XX			
	18 ≤ 30			XX	XX		X	X			
	> 30	XX	XX			XX					
Tidal Range	Watch: Spec. ranges										
	[m] < 1										
	1 - 3	X	X	X		X	XX	XX			
> 3				X		X	X	X			
Depth	[m] < 30	X	X	X	X	X	XX	XX			
	> 30										
Current Velocity	[kn] < 1										
	1 - 3	X	X	X	X	X	XX	XX			
	> 3										
Wave Exposure	extremely exposed										
	very exposed					X					
	exposed	X		X							
	moderately exposed				X						
	sheltered		X				XX				
very sheltered						X	X				
Mixing Conditions	fully mixed	X	X	X	X	X	XX	XX			
	seasonally mixed						X				
	permanent stratification										
Residence Time	days	X	X	X	X	X	X	X			
	weeks						XX	XX			
	months										
Substratum	mud - silt		X		X		X	X			
	sand - gravel	X	X	X	X	X	X				
	cobble - hard rock										
	mixed sediment										
Intertidal Area	< 50 %	X		X		X	XX	XX			
	> 50 %		X		X		X	X			

Für die Bodden der Ostsee treffen nur die ersten beiden Kriterien der Definition von Übergangsgewässern (siehe oben) zu. Die physikalische Dynamik der Bodden ist überwiegend vom Wind gesteuert und nicht durch den Abfluss. Dementsprechend wurden sie nicht als Übergangsgewässer charakterisiert.

Für die Küstengewässertypen der **Ostsee** waren die wesentlichen typbestimmenden Kriterien der Salzgehalt in Verbindung mit der Exposition, der Rückhaldedauer, den Durchmischungseigenschaften sowie die Substratzusammensetzung. Insgesamt wurden vier Gewässertypen ausgewiesen: mit B1 und B2 zwei Typen der inneren Küstengewässer (z. B. Bodden), sowie zwei Typen im Bereich der äußeren Küstengewässer (vgl. Tab. 13), von denen B3 sich durch eine gute Durchmischung und der Typ B4 durch das Vorhandensein einer Sprungschicht über längere Abschnitte des Jahres auszeichnet, wodurch dieser Typ eine eigenständige physikalische und chemische Charakteristik besitzt (IfAÖ 2003, REIMERS 2005).

BALTIC SEA		Ref.: EU-CIS 5 (Transitional and Coastal Waters – Typology, Reference Conditions and Classification Systems), Template: Typology Wallpaper			
Category		c B1	c B2	c B3	c B4
Salinity	f.w. ≤ 0.5				
	0.5 ≤ 5	xx			
	5 ≤ 18		xx	xx	xx
	18 ≤ 30				xx
	> 30				
Tidal Range	[m]				
	< 1	x	x	x	x
	1 - 3				
> 3					
Depth	[m]				
	< 30	x	x	x	x
> 30					
Current Velocity	[kn]				
	< 1	x	x		
	1 - 3			x	x
> 3					
Wave Exposure	extremely exposed				
	very exposed				
	exposed				
	moderately exposed			x	x
	sheltered	x	x	x	x
very sheltered	x	x			
Mixing Conditions	fully mixed	x	x	x	
	seasonally mixed				x
	permanent stratification				
Residence Time	days			x	x
	weeks		x		
	months	x	x		
Substratum	mud - silt	x	x		
	sand - gravel	x	x	x	x
	cobble - hard rock			x	x
	mixed sediment				
Intertidal Area	< 50 %				
	> 50 %				

Abb. 2: Kriterien zur Typisierung der Küstengewässer der Ostsee

3 Allgemeine Kriterien zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Identifizierung von Referenzgewässern

3.1 Fließgewässer und Seen

Die nachstehende Tabelle⁸ enthält Kriterien für das Ausmaß tragbarer Veränderungen durch anthropogene Belastungen, mit denen sich Stellen im sehr guten Zustand feststellen lassen. Die Tabelle kann als Screening-Instrument neben anderen ökologischen Kriterien für die Wahl potenzieller Referenzstellen oder -werte verwendet werden. Eine Voraussetzung für die Anwendung von Kriterien für das Belastungsscreening ist, dass die Beziehung zwischen Belastung und ökologischer Auswirkung klar nachgewiesen und die Auswirkung den normativen Begriffsbestimmungen der Richtlinie (Anhang V 1.2) entspricht. Ausgehend von diesen Standardkriterien sind in Deutschland die Screeningkriterien komponenten- und typspezifisch weiterentwickelt worden.

Tab. 14: Standardkriterien zur Ableitung von Referenzbedingungen

	Sehr guter ökologischer Zustand
Allgemeine Anmerkung	Referenzbedingungen entsprechen einem aktuellen oder früheren Zustand, der durch sehr geringe Belastungen gekennzeichnet ist, ohne die Auswirkungen bedeutender Industrialisierung, Urbanisierung und Intensivierung der Landwirtschaft und daher mit nur sehr geringfügigen Veränderungen der physikalisch-chemischen, hydromorphologischen und biologischen Bedingungen.
Belastung durch diffuse Quellen	
Intensivierung der Bodennutzung infolge von Land- und Forstwirtschaft	Nur extensive Landwirtschaft mit Auswirkungen, die vergleichbar mit den Belastungen sind, die vor der Intensivierung der Bodennutzung bestanden.
	Nur geringfügige Belastungen, wie sie vor der Zunahme luftbürtiger Stoffeinträge bestanden und die nicht zur Gewässerversauerung führen konnten.
Belastung durch Punktquellen	
Spezifische synthetische Schadstoffe	Belastungen, die zu Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Bestimmungsgrenze der allgemein gebräuchlichsten fortgeschrittensten Analysetechniken führen.
Spezifische nichtsynthetische Schadstoffe	Natürliche Hintergrundwerte/Belastungen
Andere Einträge/Einleitungen	Keine oder sehr lokale Einleitungen mit nur sehr geringfügigen ökologischen Auswirkungen.

⁸ Tabelle verändert nach CIS Guidance Document No. 10 (2003): River and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classifications Systems.

Morphologische Veränderungen	
Flussmorphologie	Das Ausmaß der direkten morphologischen Veränderungen, z. B. künstliche Gewässer- und Uferstrukturen, Gewässerprofile, und seitliche Verbindungen, erlaubt die Anpassung und Erholung des Ökosystems bis zu einem Grad, an dem die biologische Vielfalt und die ökologische Funktionsfähigkeit den Bedingungen in unveränderten, natürlichen Wasserkörpern nahezu entsprechen.
Seemorphologie	Das Ausmaß der direkten morphologischen Veränderungen, z. B. Strukturveränderungen, die Schwankungen der Wasseroberfläche behindern, erlaubt die Anpassung und Erholung des Ökosystems bis zu einem Grad, an dem die biologische Vielfalt und die ökologische Funktionsfähigkeit den Bedingungen in unveränderten, natürlichen Wasserkörpern nahezu entsprechen.
Wasserentnahme	
Entnahme aus Flüssen und Seen	Umfang der Entnahme führt nur zu sehr geringer Verminderung des Abflusses bzw. nur sehr geringer Veränderung der Abflusssdynamik; Wasserspiegelveränderungen haben höchstens sehr geringfügige Auswirkungen auf die Qualitätskomponenten.
Abflussregulierung	
Abflussregulierung bei Flüssen	Ausmaß der Abflussregulierung führt nur zu sehr geringer Veränderung des Abflusses und der Abflusssdynamik; Wasserspiegelveränderungen haben höchstens sehr geringfügige Auswirkungen auf die Qualitätskomponenten.
Uferzonenvegetation	
	Natürlicher Bewuchs, der dem Typ und der geografischen Lage des Flusses entspricht.
Biologische Einflüsse	
Neobiota	Keine Verfälschung der angestammten Flora und Fauna und keine Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Gewässerlebensräumen durch nichtheimische oder allochthone Tier- oder Pflanzenarten.
Fischerei und Aquakultur	Eine ggf. ausgeübte Fischerei, fischereiliche Bewirtschaftung oder Aquakultur erfolgt ordnungsgemäß. Sie hat dementsprechend keine signifikanten Auswirkungen auf die natürliche Artenzusammensetzung, Produktivität und ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässerlebensraumes.
Biomanipulation	Keine Biomanipulation.
Andere Belastungen	
Erholungsnutzungen	Keine intensive Nutzung von Referenzstellen zu Erholungszwecken (kein intensives Camping, Baden, Bootfahren usw.).

3.2 Übergangs- und Küstengewässer

Aufgrund der eigenständigen Behandlung der Übergangs- und Küstengewässer im europäischen CIS 1-Prozess hatte die Arbeitsgruppe COAST nachstehende, eigene Prinzipien zur Ableitung von Referenzbedingungen entwickelt. Diese weichen jedoch nicht grundsätzlich von denen der CIS-Arbeitsgruppe REFCOND ab.

Eine Referenzbedingung ist eine Beschreibung einer ökologischen Qualitätskomponente, wie sie im sehr guten Zustand vorliegen würde, d. h. ohne oder mit nur geringen anthropogenen Störungen. Ziel der Festsetzung von Referenzbedingungen ist es, die Beurteilung der aktuellen ökologischen Qualität anhand dieser Maßstäbe zu ermöglichen.

Für die Bestimmung des sehr guten ökologischen Zustandes sind ferner die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten hinzuzuziehen. Das heißt, dass ein sehr guter ökologischer Zustand zusätzlich zur entsprechenden Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten den sehr guten Zustand der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten erfordert, d. h. ohne oder mit nur geringen anthropogenen Störungen; andernfalls würde der ökologische Zustand insgesamt nur mit gut bewertet.

Die Ableitung der Referenzbedingungen kann über verschiedene Herangehensweisen bzw. durch eine Kombination der Methoden erfolgen:

- Referenzgewässer
- Modellhafte Betrachtungen
- Ableitung aus historischen Daten
- Expertenwissen

Referenzbedingungen müssen ein Spektrum von Möglichkeiten und Werten für die biologischen Qualitätskomponenten über ganze Zeiträume und geographische Bereiche desselben Typs zusammenfassen. Die Referenzbedingungen bilden einen Teil der natürlichen Umwelt ab und müssen natürliche Schwankungen wiedergeben.

Die Beschreibung der biologischen Referenzbedingungen muss den Vergleich der Überwachungsergebnisse mit den Referenzbedingungen erlauben, um einen ökologischen Qualitätsquotienten (Ecological Quality Ratio, EQR) abzuleiten (NLWKN 2010). Die Werte des EQR, die für jede Zustandsklasse bestimmt wurden, müssen ausdrücken, dass der Wasserkörper der in Anhang V Tabelle 1.2 angegebenen Zustandsklasse und jede biologische Qualitätskomponente der jeweiligen Definition in Anhang V Tabelle 1.2.3 oder 1.2.4 entspricht. Die EQR müssen auf eine Weise bestimmt werden, die zwischen den Mitgliedstaaten den Vergleich von Orten mit sehr gutem bzw. gutem Zustand ermöglicht.

Die Richtlinie verlangt von den Mitgliedstaaten die Einrichtung eines Referenznetzes von Orten mit sehr gutem Zustand.

Aufgrund der anthropogenen Überprägung sind Referenzgewässer im Bereich der Übergangs- und Küstengewässer im Bereich der Nordsee und Ostsee nicht zu identifizieren. Daher bildet eine Kombination aus modellhaften Betrachtungen, Nutzung historischer Daten und Expertenwissen die Grundlage für die Ableitung der Referenzbedingungen von Übergangs- und Küstengewässern.

4 Referenzgewässer in Deutschland

Die Landschaften und Flächen der Bundesrepublik Deutschland wurden seit Jahrhunderten anthropogen stark überformt und werden auch heute zum überwiegenden Teil intensiv genutzt. Für die Auswahl und Benennung von Referenzstrecken an Fließgewässern bzw. Referenzseen werden in Deutschland die abiotischen Kriterien, die für den Interkalibrierungsprozess angewandt werden, übernommen. Diese bauen auf den Ergebnissen der CIS Leitlinie REFCOND auf und beinhalten nicht nur Voraussetzungen, die die Gewässerstrecke und ihre Aue bzw. den See direkt betreffen, sondern umfassen auch Nutzungsbedingungen im Einzugsgebiet (siehe auch Kap. 3).

Für die **Übergangsgewässer**, als Bindeglied zwischen Binnengewässern und Küstengewässern sowie für die **Küstengewässer** ist es aufgrund der anthropogenen Überprägung nicht mehr möglich, Referenzgewässer im Bereich der Ost- und Nordsee zu benennen.

Um den Anforderungen von Anhang II in Hinblick auf die Festlegung typspezifischer Referenzbedingungen für Oberflächenwasserkörper gerecht werden zu können, wurden in Deutschland für Fließgewässer Kandidaten für potentielle Referenzstellen zusammengestellt. Für die Auswahl und Benennung dieser Kandidaten wurden zum einen die Kriterien aus dem CIS Guidance Document No. 10 (siehe Kap. 3) angewandt und zum anderen dem stufenweisen Vorgehen entsprechend Annex III des CIS Guidance Document No. 14⁹ gefolgt. Dazu wurden im ersten Auswahlschritt abiotische Kriterien wie Nährstoffbelastung, Nutzungen im Einzugsgebiet sowie als Hilfsgröße die saprobielle Belastung herangezogen. Die biologischen Daten wurden anschließend ausgewertet. Für eine Reihe von Gewässertypen konnten bereits auf Ebene der Kandidatenauswahl keine potentiellen Referenzstellen bzw. auch keine referenznahen Stellen benannt werden. Dies betrifft erwartungsgemäß insbesondere die größeren Fließgewässer, wie große Flüsse und Ströme sowie Marschengewässer. Für die kleineren Fließgewässer mit Einzugsgebieten < 100 km² war ursprünglich erwartet worden, noch „echte“ Referenzstellen im eigentlichen Sinn („true reference sites“) zu finden. Die Analyse der Bewertungsergebnisse der Referenzkandidaten zeigte jedoch, dass keine Stelle bzw. auch kein Wasserkörper in Deutschland die Kriterien nach Anhang II erfüllt.

Von „echten“ Referenzstellen zu unterscheiden sind referenznahe Stellen („partial reference sites“), die in Bezug auf einzelne biologische Qualitätskomponenten dem sehr guten Zustand entsprechen und bei denen die abiotischen Kriterien nicht mehr in vollem Umfang erfüllt werden. Hierbei handelt es sich um den potenziell natürlichen Zustand, der sich in Zukunft ohne anthropogene Einwirkungen einstellen würde. Bei der Entwicklung und Validierung der biologischen Bewertungsverfahren entsprechend den Anforderungen der WRRL waren es im Wesentlichen diese referenznahen Standorte, die unter Zuhilfenahme u. a. von Expertenwissen der Ableitung der Referenzbedingungen dienen.

Aus der komponentenspezifischen Sicht der Fischfauna stellen sich die Möglichkeiten Referenzstrecken zu finden, folgendermaßen dar: Aus fischökologischer Sicht existieren Referenzstrecken praktisch nicht mehr. Am ehesten weisen heutzutage noch die Oberläufe einiger Gewässer Bedingungen auf, die hinsichtlich struktureller und hydrologischer Parameter Referenzgewässern nahekommen. Trotzdem weicht auch hier die heutige Fischgemeinschaft oft von der Referenz ab. So können in entsprechenden Gewässern Langdistanzwanderfische auch in unbeeinträchtigten oberen Fließgewässerabschnitten fehlen, da die Gewässerlängsdurchgängigkeit bereits in weiter flussabwärts und damit außerhalb der betrachteten Bereiche gelegenen Gewässerabschnitten beeinträchtigt ist. Hinzu kommt, dass Schadeinflüsse, die in der Vergangenheit bestanden, wie beispielsweise toxische Einleitungen, zum lokalen Verschwinden einzelner Arten geführt haben. Diese Verluste

⁹ CIS Guidance Document No. 14 (2011): Guidance Document on the Intercalibration Process 2008–2011. Annex III: Guidance for deriving reference conditions and defining alternative benchmarks for intercalibration

konnten in vielen Fällen noch nicht ausgeglichen werden, z. B., weil die betreffenden Wiederbesiedlungsrouten nur unzureichend längsdurchgängig oder strukturell degradiert sind. In den entsprechenden Gewässerabschnitten können die betreffenden Arten in der Folge immer noch nicht anzutreffen sein, obwohl die Ursachen für ihr ursprüngliches Verschwinden nicht mehr bestehen. Insgesamt können für Fische keine Referenzstrecken nach den REFCOND-Kriterien (Tab. 13) benannt werden. Vielmehr muss in verstärktem Maße auf „Expertenwissen“ und historische Informationen zurückgegriffen werden, um unter Ausnutzung aller verfügbaren Quellen die Referenzfischzönosen zu erstellen.

Die Auswahl von Referenzstellen in **Seen** für das bundesweite Referenzstellennetz basiert sowohl auf den Vorgaben der CIS-Guidance Dokumente als auch fachlichen Erkenntnissen, die bei der Entwicklung der biologischen Bewertungsverfahren gewonnen wurden. Für einige Biokomponenten ist die Bewertung mehrerer Monitoringstellen innerhalb eines Seewasserkörpers erforderlich. Diese können auch in unbelasteten Gewässern natürlicherweise in ihrer biozönotischen Ausstattung und/oder Trophie variieren. Daher ist es nicht möglich Referenzseen für diese Komponenten zu benennen, sondern allenfalls Referenzstellen. Für einige Seetypen in Deutschland existieren keine Referenzstellen mehr. Es wurde gemäß der abgestuften Vorgehensweise bei Fließgewässern nach Anwendung der CIS-Kriterien versucht, referenznahe Stellen auf der Basis von sehr guten Zustandsergebnissen der einzelnen Biokomponenten in Verbindung mit abiotischen Kriterien festzulegen.

5 Literatur

Fließgewässer

BRIEM, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV-DVWK Arbeitsbericht, Hennef.

DUßLING, U., BISCHOFF, A., HABERBOSCH, R., HOFFMANN, A., KLINGER, H., WOLTER, C., WYSUJACK, K., BERG, R. (2004): Grundlagen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Fischfauna. Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. FKZ 00330042 – 00330044, Abschlussbericht, Allgemeiner Teil: 49 S. (erhältlich im Download bei www.lvvg-bw.de, weiter unter „Fischereiforschungsstelle“ und „WRRL“).

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Kulturbuch-Verlag GmbH, Berlin.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Hrsg.) (2002): Empfehlung Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für mittelgroße bis große Fließgewässer.

LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) (2019a): LAWA-Verfahrensempfehlung zur Gewässerstrukturgütekartierung – Verfahren für kleine bis mittelgroße Fließgewässer. Kulturbuchverlag. Erfurt, 2019. <https://www.kulturbuch-verlag.de/?product=lawa-verfahrensempfehlung-zur-gewaesserstrukturguekartierung>

LAWA (Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2019b): LAWA-Verfahrensempfehlung zur Gewässerstrukturgütekartierung. Verfahren für mittelgroße bis große Fließgewässer. Kulturbuchverlag. Erfurt, 2019. <https://www.kulturbuch-verlag.de/?product=lawa-verfahrensempfehlung-zur-gewaesserstrukturguekartierung-2>

MISCHKE, U. & H. BEHRENDT (2007): Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland – Mit Auszügen aus der harmonisierten Taxaliste des Phytoplanktons. WeißenseeVerlag, 88 S.

POTTGIESSER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2008): Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätskomponenten (Teil B). Stand April 2008: <http://wasserblick.net/servlet/is/18727/>

POTTGIEßER, T. (2018): Die deutsche Fließgewässertypologie – Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der Fließgewässertypen https://www.gewaesser-bewertung.de/files/steckbriefe_fliessgewaessertypen_dez2018.pdf

SCHAARSCHMIDT, T., ARZBACH, H. H., BOCK, R., BORKMANN, I., BRÄMICK, U., BRUNKE, M., LEMCKE, R., KÄMMEREIT, M., MEYER, L., TAPPENBECK, L. (2005): Die Fischfauna der kleinen Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands – Leitbildentwicklung und typgerechte Anpassung des Bewertungsschemas nach EU Wasserrahmenrichtlinie. – LAWA-Projekt O 22.03 im Rahmen des Länderfinanzprogramms Wasser und Boden. Abschlussbericht. Im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern. 300 S.

SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., VOGEL, A., GUTOWSKI, A. (2012): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Stand Januar 2012. Bayrisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 192 S.

UBA – UMWELTBUNDESAMT (2014): Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Anhang 1 von „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“. Texte 43/2014. Dessau-Roßlau, Juni 2014.

Seen

BRAUNS, M., BÖHMER, J. & PUSCH, M. (2010): Entwicklung einer validierbaren und interkalibrierbaren Methode zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos.-Projektbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: (Projekt-Nr. O 8.09), 61 pp.

BÖHMER, J. (2017): Methodisches Handbuch zur WRRL-Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos gemäß AESHNA - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Stehgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. 78 S., unveröffentlicht.

HESS, M. UND HECKES, U. (2017): Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in Seen zur Umsetzung der WRRL; Überarbeitung bzw. Ausarbeitung für die deutschen Alpen- und Alpenvorlandseen. Bericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, unveröff..

HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U., LEßMANN, D. & NIXDORF, B. (2009): Ökologische Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bewertungsmodul für Mittelgebirgsseen und Verfahrensanpassungen für Baggerseen, pH-neutrale Tagebauseen, Talsperren und Sondertypen im Tiefland. Endbericht LAWA-Projekt-Nr.: O 3.06. 96

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

MATHES, J., G. PLAMBECK & J. SCHAUMBURG (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² 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.

MEHL, D., EBERTS, J., BÖX, S., KRAUß, D. (2014): Verfahrensanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtsekklassifizierung (Übersichtsverfahren). – Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.], Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO)

MILER, O, BRAUNS, M., BÖHMER, J. AND PUSCH, M. (2011): Praxistest des Verfahrens zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos – Projektbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: (Projekt-Nr. O 5.10).

MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & NIXDORF, B. (2009): Abschlussbericht zum Feinabstimmungsprojekt zum deutschen Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. LAWA O 9.08, 06.05.2009 IGB Berlin. 79 S.

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.

MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., DENEKE, R. (2010): Anpassungen des Phytoplanktonverfahrens nach WRRL für stehende Gewässer im Rahmen der europäischen Interkalibrierung und zur Erhöhung der Bewertungssicherheit mit Ableitung von Handlungsoptionen. Überarbeiteter Endbericht zum LAWA-Projekt O 9.09. Stand 24.09.2010. 89 S.

RIEDMÜLLER, U. & HOEHN, E. (2011): Praxistest und Verfahrensanpassung: Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Mittelgebirgsseen, Talsperren, Baggerseen und pH-neutralen Tagebauseen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für

das LAWA-Projekt-Nr. O 7.08. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2008-2010. 120 S.

RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U., HOEHN, E., DENEKE, R. (2013): 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.

SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., & VOGEL, A. (2011): Handlungsanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos, Stand August 2011, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 124 S.

SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D. (2014): Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos für künstliche und natürliche Gewässer sowie Unterstützung der Interkalibrierung. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt Nr. O 10.10), 163 S, Augsburg/Wielenbach.

Übergangs- und Küstengewässer

AQUAMARIN (2003): Gemeinsame Charakterisierung der deutschen Nord- und Ostsee-Küstengewässer vor dem Hintergrund internationaler Vereinbarungen. Teil A: Nordsee. Bericht im Auftrag NLÖ, Forschungsstelle Küste, Norderney. 158 S.

IFAÖ (2003): Gemeinsame Charakterisierung der deutschen Nord- und Ostsee Küstengewässer vor dem Hintergrund internationaler Vereinbarungen. Teil B Ostsee. Projekt-Bericht BMBF FKZ 0330041. Institut für Angewandte Ökologie Neu Broderstorf. 63 S.

NLWKN (2010): Umsetzung der EG-WRRL – Bewertung des ökologischen Zustands der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009). Küstengewässer und Ästuare 1/2010. 59 S.

REIMERS, H.-C. (2005): Typologie der Küstengewässer Nord- und Ostsee. In: Limnologie Aktuell, Bd. 11, S. 37–45: