



LAWA-AO

RaKon Monitoring Teil B

Arbeitspapier I
Gewässertypen und Referenzbedingungen

Stand 17.10.2013

Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“

Bearbeitet im Auftrag des LAWA-AO von den Expertenkreisen „Biologisches Monitoring Fließgewässer und Interkalibrierung“ und „Biologische Bewertung von Seen und Interkalibrierung nach WRRL“, Federführung: Eva Bellack, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserschutz, Küsten- und Naturschutz

Inhalt

1	Einleitung	3
2	Gewässertypen	4
2.1	Fließgewässer.....	4
2.1.1	Grundlagen	4
2.1.2	Typologische Zuordnung des Makrozoobenthos	5
2.1.3	Typologische Zuordnung von Makrophyten & Phytobenthos	5
2.1.4	Typologische Zuordnung des Phytoplanktons	10
2.1.5	Typologische Zuordnung der Fischfauna	11
2.2	Seen.....	14
2.2.1	Grundlagen	14
2.2.2	Typologische Zuordnung von Phytoplankton.....	15
2.2.3	Typologische Zuordnung von Makrophyten & Phytobenthos	17
2.2.4	Typologische Zuordnung des Makrozoobenthos	19
2.2.5	Typologie als Grundlage für dieökologische 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,
- 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 Gewässerstrukturgüte (LAWA 2000)). Zusätzlich werden Daten über Nährstoffe, die Belastung mit organischen Stoffen, Versauerung und Versalzung herangezogen.

Wenn keine Referenzgewässer mehr vorhanden sind, werden 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, wird die Verwendung historischer Daten oder von Modellen geprüft.

Für die bisher ausgewiesenen Fließgewässertypen werden die Referenzen u.a. in Form von Steckbriefen zusammengestellt:

<http://wasserblick.net/servlet/is/18727/>

Die Steckbriefe für Seen werden zurzeit in einem UBA-Projekt erarbeitet.

¹CIS 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.

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	<u>Kiesgeprägte Ströme</u>
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	Kleine und mittelgroße Gewässer der Marschen
Subtyp 22.2	Große Gewässer der Marschen (meist mit Einzugsgebieten innerhalb der Geestgebiete des norddeutschen Tieflands)
Subtyp 22.3	Ströme der Marschen (Unterläufe von Elbe und Weser oberhalb der Übergangsgewässer)
Typ 23	Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse
Ökoregion unabhängig	
Typ 11	Organisch geprägte Bäche
Typ 12	Organisch geprägte Flüsse
Typ 19	Kleine Niederungsfießgewässer 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 Tabelle 2. Eine Übersicht der Zuordnung für Benthosdiatomeen (Kieselalgen) findet sich in Tabelle 3 und für das Phytobenthos ohne Diatomeen in Tabelle 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. Tabelle 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	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										

² Für Marschengewässer sind die für Makrophyten entwickelten Bewertungsverfahren nicht anwendbar. Daher wurden andere Verfahren entwickelt, die die typische Besiedlung dieser Gewässertypen berücksichtigen (vgl. RaKon-Arbeitspapier III „Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten“ (Stand 2012)).

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						

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. Tabelle 1) und Schaumburg et al. 2012; X = wahrscheinliche Entsprechung; *Subtypen

Phytobenthosausprägung - Kieselalgen																					
Typ gemäß Tab. 1	1.1	1.2	2	3	4	5	6	7	8	18	29	19.2	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 ⁵																					
Typ 23																					
Ökoregion unabhängig																					
Typ 11				X		X									X	X					
Typ 12				X												X		X	X		
Typ 19				X				X								X					
Typ 21 Nord ⁶																					
Typ 21 Süd	X	X	X	X	X																

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

⁵ Ein Bewertungsverfahren für Diatomeen in Subtyp 22.1 wird noch getestet; danach wird über die Anwendung entschieden.

⁶ Eine Bewertung mittels Phytobenthos - Kieselalgen für Typ 21 Nord wird nicht für sinnvoll angesehen, da die trophische Situation des oberhalb gelegenen Sees widerspiegelt 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; * 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 ⁷										
Typ 23										
Ökoregion unabhängig										
Typ 11		X	X				X	X		
Typ 12							X	X		
Typ 19				X				X		
Typ 21 ⁸ _Nord										
Typ 21 Süd	X	X								

⁷ Phytobenthos – ohne Diatomeen ist für Typ 22 nicht relevant.

⁸ 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 **Abflusspende** 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 Abflusspende ($AQ < 10 \text{ l/s/km}^2$) 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 Abflusspende	$AQ > 10 \text{ l/s/km}^2$	niedrig
20.2	Sandgeprägte Ströme des Tieflandes mit kleiner Abflusspende	$AQ < 10 \text{ l/s/km}^2$	sehr hoch
9.2	Große Flüsse des Mittelgebirges		hoch
10.1	Kiesgeprägte Ströme des Mittelgebirges mit großer Abflusspende	$AQ > 10 \text{ l/s/km}^2$	niedrig
10.2	Kiesgeprägte Ströme des Mittelgebirges mit kleiner Abflusspende	$AQ < 10 \text{ l/s/km}^2$	sehr hoch
23	Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse		sehr hoch

TP = „Total 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 (s. Tabelle 6).

Tab. 6: Fischzönotische Ausprägungen der Fließgewässer (Legende unten).⁹

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		
Typ 2.1*			X	X	X	X		
Typ 2.2*				X	X	X		
Typ 3.1*	X	X	X	X	X	X		
Typ 3.2*				X	X	X		
Typ 4				X		X		
Mittelgebirge								
Typ 5		X	X	X	X			
Typ 5.1		X	X	X	X			
Typ 6			X	X	X	X		
Typ 6 K*			X	X	X	X		
Typ 7	X	X	X	X	X			
Typ 9			X	X	X	X		
Typ 9.1				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		

⁹ Tabelle 6 entspricht Tabelle 1.1.2 in Anhang 6 der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) in der Fassung vom 20. Juli 2011. Aufgrund der oben beschriebenen Problematik ist noch zu entscheiden, wie zukünftig mit den Zuordnungen umgegangen werden kann.

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

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 (s. Tabelle 7).

Tabelle 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 Tabelle 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 **Tabelle 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 (Grundwasserzuströmung) am besten als Tiefland-Seetyp 13k anzusprechen und zu bewerten.

In Tabelle 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 Volumentiefenquotient ($\text{VTQ} = \text{VQ}/\text{mittlere Tiefe}$)

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.

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

LAWA-Seotyp	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/ Typ 3	PP 2+3	natürliche, künstliche und erheblich veränderte Alpenvorlandseen, calciumreich, 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 Tagebausee 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 (Tabellen 9 und 10).

Tab. 9: Seentypeneinteilung 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

Im Rahmen der biozönotischen Validierung der abiotischen Seentypen zeigte sich beim Makrozoobenthos, dass von den von Mathes et al. (2002) definierten Seentypen nur die Alpen- und Voralpenseen und die Flusseen des Tieflands biozönotisch abgrenzbar sind. Für die verbleibenden Seentypen des Tieflandes wurde eine Typologie erarbeitet, die neben der Seegröße ebenfalls die Habitatausstattung auf Ebene einzelner Uferabschnitte heranzieht. Nach der derzeitigen Datenlage lassen sich jedoch nur zwei Tieflandtypen und zwei (Vor-)Alpentypen biozönotisch hinsichtlich des Makrozoobenthos ableiten (Miler et. al. 2011).

Tab.11: Seetypeneinteilung nach LAWA (Mathes et al. 2002) und die daraus resultierenden Makrozoobenthostypen

Biozönotischer Makrozoobenthostyp				
Hydromorphologischer Typ nach MATHES et al. 2002	(Vor-) Alpensee < 7 km ²	(Vor-) Alpensee > 7 km ²	Flussee	Tieflandsee
Alpen und Alpenvorland				
1	X			
2	X			
3	X	X		
4	X	X		
Mittelgebirge				
5				
6				
7				
8				
9				
Norddeutsches Tiefland				
10				X
11				X
12			X	
13				X
14				X

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. Eine Zuordnung zu den Seentypen nach Mathes et al. (2002) wird derzeit bearbeitet.

Für die Seen im alpinen Bereich ist 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.

2.3 Übergangs- und Küstengewässer

Übergangs- und Küstengewässer wurden grundsätzlich entsprechend den Vorgaben des CIS-Guidance (Coast) festgelegt. 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. Mehrere Versuche im Bereich der Ostsee, mit der polnischen Gewässerverwaltung in Kontakt zu kommen, scheiterten.

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. 12: 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

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 (Ems, Weser, Elbe) sowie die Mündung der Eider. Für die Bodden der Ostsee treffen nur die ersten beiden Kriterien zu. Die physikalische Dynamik der Bodden ist überwiegend vom Wind gesteuert und nicht durch den Abfluss. Dementsprechend wurden sie nicht als Übergangsgewässer charakterisiert. Die Zuflüsse in die Küstengewässer der Ostsee sind zumeist durch Sperrwerke reguliert. Die geringen Strecken mit Salzeinfluss hinter den Sperrwerken werden den Gewässertypen der Marschen zugeordnet.

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).

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 (AQUAMARIN 2003). Der Felssockel der Insel Helgoland ist ein eigenständiger Typ im Küstengewässer der Elbe.

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

NORTH SEA		Ref.: EU-CIS 2.4 COAST; Template: Typology Wallpaperer									
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 [m]	Watch: Spec. ranges										
	< 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 Küstengewässertypen der **Ostsee** waren die wesentlichen typbestimmenden Kriterien der Salzgehalt in Verbindung mit der Exposition, der Rückhaldedauer, den Durchmischungseigenschaften und 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.12), 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).

Abb. 2: Kriterien zur Typisierung der Küstengewässer Ostsee

BALTIC SEA		Ref.: EU-CIS 2.4 COAST; Template: Typology Wallparer			
Category		c B1	c B2	c B3	c B4
Type 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 %				

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

3.1 Fließgewässer und Seen

Die nachstehende Tabelle¹⁰ enthält Kriterien für das Ausmaß tragbarer Veränderungen durch anthropogene Belastungen, mit denen sich Stellen mit sehr gutem 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. 13: 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 mit nur sehr geringfügigen Veränderungen der physikalisch-chemischen, hydromorphologischen und biologischen Bedingungen.
Verschmutzung 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.
Verschmutzung durch Punktquellen	
Spezifische synthetische Schadstoffe	Belastungen, die zu Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Bestimmungsgrenze der allgemein gebräuchlichen fortgeschrittensten Analysetechniken führen.
Spezifische nichtsynthetische Schadstoffe	Natürliche Hintergrundwerte/Belastungen
Andere Einträge/Einleitungen	Keine oder sehr lokale Einleitungen mit nur sehr geringfügigen ökologischen Auswirkungen.
Morphologische Veränderungen	

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

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 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 entsprechen.
Wasserentnahme	
Entnahme aus Flüssen und Seen	Umfang der Entnahme führt nur zu sehr geringer Verminderung des Abflusses bzw. nur sehr geringer Veränderung der Abflussdynamik; 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 Abflussdynamik; 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 biologischen 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. D.h., ein sehr guter ökologischer Zustand erfordert zusätzlich zur entsprechenden Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten den sehr guten Zustand der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten, 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 (s. a. Kapitel 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.

Dies gilt bei **Fließgewässern** auch für große Flüsse und Ströme sowie Marschengewässer, für die ebenfalls keine Referenzstrecken mehr vorhanden sind. Für andere Fließgewässertypen bzw. zumindest für einige der dort relevanten biologischen Qualitätskomponenten können am ehesten noch Referenzstrecken für solche Typen benannt werden, deren Einzugsgebiet kleiner 100 km² ist. Die „echten“ Referenzstrecken für Fließgewässer im eigentlichen Sinn („true reference sites“) sind zu unterscheiden von solchen Strecken, die nur in Bezug auf einzelne biologische Qualitätskomponenten und daher nur mit Einschränkungen dem sehr guten Zustand entsprechen („partial reference sites“). Zurzeit werden Auswertungen zum Aufbau eines bundesweiten Referenzstellennetzes für Fließgewässer durchgeführt und zunächst auf Grundlage abiotischer Kriterien überprüft, inwieweit die REFCOND-Kriterien erfüllt werden. Es ist zu erwarten, dass es sich bei den ausgewählten Referenzstreckenkandidaten überwiegend um referenznahe Standorte („partial reference sites“) handelt. Für Fließgewässertypen mit nur wenigen referenznahen Standorten sollen die noch vorhandenen besten Stellen identifiziert werden.

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 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 ist derzeit in Arbeit und wird innerhalb des 2. Bewirtschaftungszeitraums erstellt. Dabei werden sowohl die Vorgaben der CIS-Guidance Dokumente als auch die fachlichen Erkenntnisse, die bei der Entwicklung der biologischen Bewertungsverfahren gewonnen wurden, als Grundlagen herangezogen. 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. Es ist damit zu rechnen, dass für einige Seetypen in Deutschland keinen Referenzstellen mehr existieren.

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“).

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer.

Empfehlung, 164 S.

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://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl/wrrl_ftyp.htm) sowie

<http://wasserblick.net/servlet/is/18727/>

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. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 192 S.

Seen

Brauns, M., Böhmer, J. and 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.

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 Verfahrens Anpassungen 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. Kulturbuchverlag 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.

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.

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: