BÜRO H2
Ökologische Gutachten
Hess + Heckes GbR
Rumfordstr. 42
80469 München
Telefon 089 . 439 87 440
Telefax 089 . 202 06 031
www.buero-H2.de

Bundesweite Verfahrensanpassung zur Seenbewertung

Zusammenführung länderspezifischer Bewertungs-ansätze anhand des Makrozoobenthos

Schlussbericht

Auftraggeber:	Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V, Paulshöher Weg 1 19061 Schwerin
Betreuung:	LAWA-Ausschuss AO Antje Köhler
Auftragnehmer:	Büro H2 Ökologische Gutachten Rumfordstraße 42 80469 München www.buero-h2.de
Bearbeitung:	Monika Hess, Ullrich Heckes, Reinhard Müller, Claus-Joachim Otto † & Stephan Speth unter Mitarbeit von Angela Berlin, Sebastian Bernhard, Matthias Gorka, Claus Orendt (Chironomidae) & Peter Roos Programmierung testtool: Burghardt Solutions GmbH, T. Burghardt
Stand:	31.08.2024, ergänzt zum 31.12.2024

Inhalt

0 Zusammenfassung 1

1 Einleitung 4

2 Grundlagen des Verfahrens und Verfahrensvorschriften 5

2.1 Bezugsgrundlage der Bewertung: See- und Ufertypen 5

2.2 Kriterien der Bewertung 7

2.3 Arteninventar und ökologische Einstufung der Arten 8

2.4 Probenahme und Determination 14

2.5 Rechnerische Auswertung der Bestandsaufnahmen 14

3 Verfahrensentwicklung und Verfahrensüberprüfung 20

3.1 Datengrundlagen 20

3.2 Ufertypen 22

3.3 Taxalisten 23

3.4 Testtool 25

3.5 Ermittlung der konkreten Bewertungsvorgaben 26

3.6 Plausibilisierung der Bewertungsergebnisse 28

3.6.1 Hemerobie-Einstufung der Transekte/Probestellen 28

3.6.2 Plausibilisierung 30

3.7 Interkalibrierungs-Vorprüfung 60

3.8 Sonderfall Künstliche Seen 64

4 Literaturverzeichnis 71

5 Anlagen 72

5.1 Taxalisten

5.2 Probenahmevorschrift

5.3 Testtool Version 1.9.5

5.4 Handbuch Testtool Version 1.9.5

5.5 Tabellenanhang

0 Zusammenfassung

Die bodenlebenden wasserlebenden Wirbellosen, kurz Makrozoobenthos, sind eine Organismengruppe, die zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen im Zusammenhang mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie herangezogen wird. Dazu wurde ein Bewertungsverfahren entwickelt, das sich mit verbesserter Datenlage als optimierungsbedürftig erwiesen hat.

Gegenstand des vorliegenden Berichts ist ein entsprechend überarbeitetes Verfahren. Es wurde ausgehend von einer ersten Bearbeitung zur Bewertung der Seen der Alpen und des Alpenvorlands für den bundesweiten Einsatz von einer Arbeitsgruppe aus Makrozoobenthos-Fachexperten der Länder weiterentwickelt.

Das Verfahren dient der Bewertung der Lebensraumqualität des Eulitorals von Seen über die Qualitätskomponente Makrozoobenthos mit Fokus auf etwaigen hydromorphologischen Beeinträchtigungen.

Der grundsätzliche Bewertungsansatz basiert auf einer see- und ufertypbezogenen Bewertung anhand von zwei Kriterien zur Beschreibung der Zönosenstruktur.

- Ein wesentliches Moment der Bewertung ist die Inbezugnahme von Eulitoraltypen, die im Projektzusammenhang auch kurz als "Ufertypen" bezeichnet werden. Die Differenzierung erfolgt im Wesentlichen nach den vorherrschenden Siedlungssubstraten, die für die benthisch lebenden Wirbellosen bekanntermaßen von entscheidender Bedeutung sind, sowie nach der in der Literatur mehrfach dokumentierten und ökologisch höchst plausiblen Differenzierung in dynamische Brandungs- und stabile Verlandungsufer.

  Es werden in Abhängigkeit von den dominierenden Siedlungssubstraten drei Haupttypen des Eulitorals unterschieden: Grobmineralische Ufer [= Gm], Feinmineralische Ufer [= Fm] und Organische Ufer [= Org]. Aus den Haupttypen ausgegliedert werden jeweils noch Sub-oder Sondertypen. Insgesamt werden bundesweit neun MZB-relevante Ufertypen unterschieden.

  Die Bewertung erfolgt in Anlehnung an die Vegetationskunde mit Bezug auf sog. potenziell natürliche Ufertypen, soweit diese mit hinreichender Sicherheit ableitbar sind. Ist dies nicht der Fall, wird der aktuell vorliegende Ufertyp zu Grunde gelegt.

- Mit der Maßgabe einer weitestmöglichen Orientierung an den Vorgaben des bisherigen interkalibrierten Bewertungsverfahrens "Aeshna" wurden zwei metrics als vorrangig bewertungsrelevant herausgearbeitet: Der Faunaindex als Verhältniswert zwischen robusten und empfindlichen Arten und die ufertypspezifische Artenvielfalt. In diesem (Absolut-) Wert sind nur die Arten berücksichtigt, die für den betreffenden Ufertyp bezeichnend sind.

  Der Anteil von Neozoen an der Zönose wird insofern als Zusatzkriterium aufgenommen, als ab einer definierten Beteiligung von Neozoen der ökologische Zustand nicht mehr als sehr gut bewertet werden kann und entsprechend um eine Klasse abgestuft wird.

  Die Einstufungen der Arten in Hinblick auf die beiden Kriterien als empfindlich, indifferent, robust oder gar störzeigend beim Faunaindex sowie als spezifisch oder

zumindest typisch bei der Artenvielfalt erfolgen wesentlich auf Grundlage von Expertenwissen zu den ökologischen Ansprüchen der betreffenden Arten. Bei einem großen Teil der taxonomischen Gruppen des Makrozoobenthos sind Datenlage und Kenntnisstand mittlerweile gut genug, um die genannten Arteinstufungen regional zu differenzieren. Die Arteninventare und die Arteinstufungen wurden deshalb für die unterschiedenen Großnaturräume Alpen/Alpenvorland, Schichtstufenland und Mittelgebirge sowie Norddeutsches Tiefland getrennt bearbeitet. Eine diesbezügliche Ausnahme stellen die Zuckmücken (Chironomidae) dar, für die regionsunabhängig eine Liste aller Taxa mit den entsprechenden Arteinstufungen erstellt wurde, die in den im Projektzusammenhang bearbeiteten 86 Seen bisher nachgewiesen wurden.

- Die Probenahme erfolgt standardisiert nach einheitlichen Vorgaben, in Anlehnung an die erprobte Vorgehensweise bei der Bearbeitung von Fließgewässern: Insgesamt werden 20 Teilproben mit einer Fläche von jeweils 25 x 25 cm genommen. Dazu werden die Anteile der an der Probestelle vorkommenden Substrattypen in 5 %-Stufen abgeschätzt und auf dieser Grundlage die Zahl der Teilproben für die einzelnen Substrattypen bestimmt. Auf jeweils 5 % Deckungsgrad eines Substrattyps entfällt eine Teilprobe, daraus resultieren 20 Teilproben und eine Probenfläche von insgesamt 1,25 m². Habitate mit einem Deckungsgrad <5 % werden in einer sog. 21. Teilprobe erfasst und mit der Hauptprobe vereinigt. Die Probenahmevorschrift umfasst auch konkrete Vorgaben zur Beprobung der einzelnen Substrate. Zur weiteren Bearbeitung der Proben stehen zwei Methoden zur Auswahl, Lebendsortierung noch im Gelände oder Laborsortierung. Auch dazu sind Vorgaben beschrieben. Die zu erfassenden Taxa bzw. die Bestimmungstiefe für die einzelnen Taxa sind in einer operationellen Taxaliste definiert.

  Die Probenahmevorschrift enthält ferner ein Feldprotokoll, das eine einheitliche Mindestanforderung für die Erfassung der physiografischen Parameter der einzelnen Probestellen definiert. Länderspezifische Ergänzungen sind selbstverständlich möglich.

- Den Berechnungen der Indexwerte für die einzelnen Probenahmen liegen folgende Rechenvorschriften zugrunde:

$$\text{Faunaindex} = \frac{\sum_{i=1}^{n} sci \cdot ai \cdot g}{\sum_{i=1}^{n} ai \cdot g}$$

i = Nummer des Indikatortaxons

n = Gesamtzahl der Indikatortaxa

sci = Wert des i-ten Indikatortaxons

ai = wurzeltransformierte Individuenzahl des i-ten Indikatortaxons

g = Indikationsgewicht (siehe unten)

Die Werte (sc_i) liegen zwischen -2 (Störzeiger) und +2 (empfindliche Art), hochindikative Arten werden durch ein Indikationsgewicht besonders gewichtet. Die jeweils anzuwendenden Indikatorlisten werden in Abhängigkeit vom Ufertyp ausgewählt. Bei den Ufertypen wird in drei Haupttypen unterschieden: grobmineralisch (Gm), feinmineralisch (Fm) und organisch (Org). In der Gesamtzahl der Indikatortaxa werden nur die Arten mit Einstufungen +2, +1, -1 oder -2 berücksichtigt und

nicht die nicht indikativen Arten mit Einstufung 0. Neozoen gehen nicht in die Berechnung mit ein.

$$\text{Ufertypspezifische Artenvielfalt} = \sum \textit{Indexwerte typischer und spezifischer Taxa}$$

Die Indexwerte der einzelnen Taxa liegen bei +1 für typische und bei +2 für spezifische Taxa. Die jeweils anzuwendenden Indikatorlisten werden wiederum in Abhängigkeit vom Ufertyp ausgewählt.

$$\text{\% Neozoen} = \frac{\sum \text{wurzeltransformierte Individuenzahlen der Neozoentaxa}}{\sum \text{wurzeltransformierte Individuenzahlen aller Taxa}} \; 100$$

Bezug für die Berechnung des Neozoenanteils sind explizit alle Taxa einschließlich der Zuckmücken (Chironomidae), unabhängig davon, ob diese vertieft bearbeitet werden oder nur auf Familienniveau berücksichtigt sind.

- Die Rechenergebnisse zu Faunindex und Artenvielfalt werden gemäß der nachstehenden Formel anhand von Ankerpunkten zu sog. scores normiert. Die Ankerpunkte der beiden metrics wurden nach einer einheitlich abgestimmten Vorgehensweise für die unterschiedenen See- und Ufertypen ermittelt. Es wurden jeweils gesonderte Ankerpunkte für die Berechnung mit und ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken (Chironomidae) erarbeitet.

$$\text{score} = \frac{\text{metricergebnis} - \text{unterer Ankerpunkt (Belastungswert)}}{\text{oberer Ankerpunkt (Referenzwert)} - \text{unterer Ankerpunkt (Belastungswert)}}$$

Die Aggregation der normierten Werte von Faunaindex und typspezifischer Artenvielfalt zum multi bzw. im vorliegenden Fall bimetrischen Index MMI erfolgt durch Mittelung der scores beider metrics. Die resultierenden Indices MMI werden zur Gesamtbewertung des betreffenden Sees durch Abschneiden auf einen Wert von 0 bis 1 bereinigt. Die Seebewertung ergibt sich durch Mittelwertbildung aller bereinigten MMIs.

Die Zuordnung der Indexwerte der einzelnen Probestellen und des Gesamtsees zu den ökologischen Zustandsklassen folgt dem nachstehenden Schema:

Klasse	Bezeichnung	Wertespanne
I	sehr gut	≥ 0,80
II	gut	≥ 0,60 bis < 0,80
II	mäßig	≥ 0,40 bis < 0,60
IV	unbefriedigend	≥ 0,20 bis < 0,40
V	schlecht	< 0,20

1 Einleitung

Die bodenlebenden wasserlebenden Wirbellosen, kurz Makrozoobenthos, sind eine Organismengruppe, die zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen im Zusammenhang mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie herangezogen wird. Zu diesem Zweck wurde ein Bewertungsverfahren entwickelt, das sich mit der verbesserten Datenlage durch mehrjährige Bestandsaufnahmen und Auswertungen als optimierungsbedürftig erwiesen hat.

Nach Erarbeitung eines alternativen Verfahrens für die bayerischen Alpen- und Alpenvorland-Seen im Jahr 2017 (Hess & Heckes 2017) wurden in den Jahren 2019/ 2020 in weiteren Bundesländern erste Praxistests mit diesem Verfahren durchgeführt, die grundsätzlich zu plausiblen Ergebnissen führten. Auf dieser Grundlage haben sich die Mitglieder des LAWA-EK Seen unter Einbeziehung der Makrozoobenthos-Fachexperten der Länder für die Durchführung einer umfassenden Änderung des ursprünglichen Verfahrens ausgesprochen.

Ziel des beauftragten Vorhabens war es, aus den bisher und aktuell projektbegleitend durchgeführten naturraumspezifischen Überprüfungen, Auswertungen und ggf. Anpassungen des Verfahrens eine bundesweit einheitliche Verfahrensvorschrift zu erarbeiten. Diese Verfahrensvorschrift ist Gegenstand des vorliegenden Schlussberichts. Der Bericht dokumentiert darüber hinaus die zu Grunde liegenden Auswertungen der Länderexperten nach einer abgestimmten einheitlichen Vorgehensweise.

2 Grundlagen des Verfahrens und Verfahrensvorschriften

Der grundsätzliche Bewertungsansatz basiert auf einer see- und ufertypbezogenen Bewertung anhand von zwei Kriterien. Der Ansatz und seine Herleitung sind ausführlich in Hess & Heckes (2017) beschrieben. Das Verfahren wurde im Rahmen des vorliegenden Vorhabens weiterentwickelt und um naturraumspezifische Aspekte ergänzt.

2.1 Bezugsgrundlage der Bewertung: See- und Ufertypen

Ein wesentliches Moment der Wasserrahmenrichtlinien-konformen Bewertung ist der Bezug auf unterschiedliche Gewässertypen (typspezifische Bewertung). Dadurch soll den naturräumlichen, physiografischen und strukturellen Eigenheiten der Gewässer und den daraus resultierenden Grundvoraussetzungen des Lebensraumangebots und potenziellen Arteninventars in der Bewertung Rechnung getragen werden.

Bei den Seen > 50 ha, die unter den Schutz der WRRL fallen, werden in Deutschland derzeit 14 Haupttypen unterschieden, wobei für die einzelnen Qualitätskomponenten zum Teil noch eine weitere Untergliederung oder auch eine Zusammenfassung erfolgt (Riedmüller et al. 2013).

Die Forderung nach einer typspezifischen Bewertung führt bei dem gegebenen Fokus auf das (Eu-)Litoral notwendigerweise auch dazu, dass zunächst die teils ausgesprochen unterschiedlichen Uferausprägungen zu differenzieren sind, die ihrerseits Lebensraum deutlich unterschiedlicher Zönosen sind. Es ist offensichtlich, dass in einem Verlandungsufer im Übergang z.B. zu einem Moor ein völlig anderes Habitatangebot vorherrscht und entsprechend eine deutlich andere Lebensgemeinschaft zu erwarten ist als in einem windexponierten Brandungsufer mit Geröll und wenig bis fehlendem Pflanzenbewuchs. Dies gilt letztlich übergreifend und steht der Frage der Seetypen deshalb voran.

Es werden in Abhängigkeit von den dominierenden Siedlungssubstraten zunächst drei Haupttypen des Eulitorals unterschieden, die im Folgenden kurz als Ufertypen bezeichnet werden: Grobmineralische Ufer [= Gm], Feinmineralische Ufer [= Fm] und Organische Ufer [= Org]. Aus den Haupttypen ausgegliedert werden jeweils noch Sub-oder Sondertypen, für deren fachgerechte Bewertung eigene Vorgaben zu entwickeln waren. Insgesamt werden bundesweit neun Typen unterschieden, wobei die natürlicherweise ausgesprochen artenarmen reinen Seekreideufer gegebenenfalls noch als eigener Subtyp der Feinmineralufer zu fassen sind. Es versteht sich, dass die spezifischen Uferausprägungen der unterschiedenen Großnaturräume dabei unterschiedlich sein können und in der übergreifenden Beschreibung nicht immer in ihrer Gesamtheit abbildbar sind. Auf wesentliche Besonderheiten bzw. Abweichungen wird in der nachfolgenden Übersicht aber hingewiesen.

Für die Bewertung wird idealerweise in Anlehnung an die Vegetationskunde der potenziell natürliche Zustand bzw. Ufertyp [PNU, vgl. oben] herangezogen, soweit dieser mit hinreichender Sicherheit ableitbar ist. Ist dies nicht der Fall, wird der aktuell vorfindliche Ufertyp zu Grunde gelegt. So wird beispielsweise ein mit Wasserbausteinen/Blöcken zur Promenade aufgeschüttetes, natürlicherweise organisches Ufer

nicht als grobmineralisches, sondern als (deutlich verändertes) organisches Ufer eingestuft und auch nach den Vorgaben für organische Ufer bewertet.

Übersicht der unterschiedenen Ufertypen, mit Zuordnung zu den drei Grobtypen

Haupttyp/Sub- und Sondertypen	Beschreibung
Grobmineralische Ufer	Steine und/oder grobe Gerölle dominieren und prägen den Aspekt. Die betreffenden Ufer können auch mit Schilf bestanden sein. Begrenzte oder fehlende Dynamik[1].
Subtyp mit starker Brandung	Sehr deutlich durch Brandung geprägt bzw. deutlich windexponiert. Instabile Verhältnisse, Substratumlagerungen. Ausweisung unter Berücksichtigung der lokal vorherrschenden Hauptwindrichtung und grober Abschätzung der Windangriffslänge (Fetch) sowie vorherrschender Windstärken (Bewaldung, Tallage. Meeresnähe). Alternativ auch über die Zönosenzusammensetzung nach dem Verlandungsindex zu ermitteln (Hess & Heckes 2015).
Sondertyp Felsufer [nur Seetyp 3 und 4]	Felswände mit Block/Schutt/Geröll und oft auch Holz auf Unterwassersims; Sondertyp einzelner Seen der Alpen und des Alpenvorlands
Feinmineralische Ufer	Kiese und/oder Sande bzw. bindige oder schluffige mineralische Substrate dominieren; subsumiert sind auch Kalkmudden und Seekreide. Die betreffenden Ufer können auch mit Lockerschilf und/oder Cladium bestanden sein und sie können Characeen-Rasen aufweisen. Teils finden sich auch schlammige Bereiche (Psammopelal). Mitunter FPOM im Spülsaum. Wenig dynamisch. Substrate ohne erkennbare Umlagerungen.
Subtyp mit starker Brandung	wie oben bei den Grobmineralischen Ufern des Subtyps. Hinweise geben hier oft typische Sandrippelmuster.
ggf. noch Sondertyp Seekreide-Ufer	*ggf. noch zu ergänzen: Reine Seekreideufer (natürlicherweise artenarm)*
Organische Ufer	Röhricht, Ried, CPOM und/oder submerse Makrophyten dominieren; häufig ist ein Schwimmblattgürtel vorgelagert. Auch sandgeprägte Ufer mit großflächig abgestorbenen Rhizomen. Für die Typzuordnung wichtig ist, dass Pflanzen bzw. ihre Zersetzungsreste/Streu das Bodensubstrat prägen.
Subtyp Moor-/POM-Ufer	Organische Ufer ohne nennenswerte aquatische Vegetation, abgesehen von Schwimmblattvegetation. An der Wasserlinie mit Landröhricht/Wurzeln und/oder Bruchwald/Wurzeln. Partiell können organogene Schwingdecken vorhanden sein. Es dominieren Falllaub/CPOM, Torfmudde oder organisch dominierte Schlammgemische in der Sohle. Oft mit Teichrosen und/oder Totholz,

[1] In den Alpenseen vom Typ 4 sind die grobmineralischen Westufer fast immer brandungsgeprägt. Hier werden nur die entsprechenden Ufer des größten und am stärksten brandungsgeprägten Chiemsees dem gesonderten Subtyp Brandung zugerechnet.

Übersicht der unterschiedenen Ufertypen, mit Zuordnung zu den drei Grobtypen

Haupttyp/Sub- und Sondertypen	Beschreibung
	auch mit kleinen schwimmenden Bulten emerser Makrophyten (z. B. auch *Iris pseudacorus* und Farne). In Ausnahmefällen auch mit größeren schwimmenden Inseln aus Sumpf und/oder Bruchwaldvegetation (Schollener See). Häufig nicht oder nur sehr eingeschränkt bewatbar. Subsumiert sind auch Ufer mit mächtiger, siedlungsbestimmender Auflage von grobem organischen Material, häufig Laub, auf feinmineralischem Untergrund.
Subtyp Fortgeschrittene Verlandung in Buchtlagen größerer Seen [nur Seetyp 3 und 4]	Verlandungsufer mit starker Streuakkumulation in mehr oder weniger abgetrennten Buchten
Sondertyp Seggenufer	Verlandungsufer mit Seggen auf Torf, ggf. mit vorgelagertem Schwimmblattgürtel. Sondertyp kleiner Verlandungsseen mit angrenzendem Niedermoor (sehr artenreiche Ausprägung).

2.2 Kriterien der Bewertung

Das Verfahren wurde mit der Maßgabe einer weitestmöglichen Orientierung an den Vorgaben des bisherigen interkalibrierten Verfahrens "Aeshna" überarbeitet. Es wurden in den Vorstudien zwei metrics als vorrangig bewertungsrelevant herausgearbeitet (Hess & Heckes 2015 und 2017[2], vgl. auch Otto & Speth 2018),

- der Faunaindex als Verhältniswert zwischen robusten und empfindlichen Arten und
- die ufertypspezifische Artenvielfalt; es handelt sich dabei um einen Absolutwert, in dem ausschließlich die Arten berücksichtigt werden, die für den betreffenden Ufertyp bezeichnend sind.

Zur Glättung der Individuenzahlen werden in Anbetracht teils erheblicher Unterschiede in den natürlicherweise vorfindlichen Abundanzen einzelner Arten zur Berechnung des Faunaindex wurzeltransformierte Werte herangezogen.

$$\text{Faunaindex} = \frac{\sum_{i=1}^{n} sci \cdot ai \cdot g}{\sum_{i=1}^{n} ai \cdot g}$$

i = Nummer des Indikatortaxons

n = Gesamtzahl der Indikatortaxa

sci = Wert des i-ten Indikatortaxons

ai = wurzeltransformierte Individuenzahl des i-ten Indikatortaxons

g = Indikationsgewicht (siehe unten)

Ufertypspezifische Artenvielfalt = $\sum$ *Indexwerte typischer und spezifischer Taxa*

[2] zur Ableitung und zu den weiteren getesteten metrics vgl. dort.

Beide metrics nehmen Bezug auf die oben in Kap. 2.1 erläuterten Seetypen bzw. Großnaturräume und auf die dort unterschiedenen Ufertypen: Konkret sind die Taxa für den jeweiligen Ufertyp und ggf. auch regionsabhängig unterschiedlich ökologisch eingestuft. Darüber hinaus unterscheiden sich auch die Bewertungsmaßstäbe in Form der Referenz- und Belastungswerte in Abhängigkeit von Naturraum, Seetyp und Ufertyp.

Die Neozoen werden im Faunaindex nicht berücksichtigt und sind definitionsgemäß auch in der typspezifischen Artenvielfalt nicht enthalten. Sie werden aber insofern in der Bewertung berücksichtigt, als ab einer definierten mengenmäßigen Beteiligung von Neozoen an der Zönose der ökologische Zustand nicht mehr als sehr gut bewertet werden kann und entsprechend um eine Klasse abgestuft wird (vgl. auch Kap. 2.4)[3].

Auch bei der Bewertung der Beteiligung von Neozoen wird auf die wurzeltransformierten Individuenzahlen sowohl der Neozoen als auch der in Bezug genommenen Gesamtsiedlungsdichte der Zönose zurückgegriffen.

$$\%\ \text{Neozoen} = \frac{\sum \text{wurzeltransformierte Individuenzahlen der Neozoentaxa}}{\sum \text{wurzeltransformierte Individuenzahlen aller Taxa}}\ 100$$

2.3 Arteninventar und ökologische Einstufung der Arten

Arteninventar

Die Arteninventare der gegenständlichen See- und Ufertypen basieren auf gezielten Bestandsaufnahmen zu den deutschen Seen, die unter die WRRL-Richtlinie fallen und entsprechend überwacht werden. Die Aufnahmen stammen im Wesentlichen aus den Jahren 2010 bis 2022, in Einzelfällen wurden noch Daten aus 2007, 2009 und 2023 berücksichtigt. Berücksichtigt sind auch die entsprechenden Daten zu einige weiteren Seen, die nicht Teil des regulären Überwachungsprogramms sind, aber grundsätzlich den WRRL-Kriterien genügen und zusammen mit den Monitoringseen methodengleich untersucht wurden. Die Inventare umfassen zuletzt auch noch solche Arten, die ausschließlich in ausgewählten künstlichen Seen erfasst wurden, welche im Projektzusammenhang gesondert zu berücksichtigen waren (Baden-Württemberg, Berlin-Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt). Eine Übersicht der berücksichtigten Seen und Aufnahmen findet sich in Kap. 3.1. Die Listen der danach in den unterschiedenen Großnaturräumen erfassten Arten sind als Anlage in Kap. 5.1 hinterlegt. Konkrete Angaben zu ihren Inhalten und der Bearbeitung im Projektverlauf sind in Kap. 3.2 niedergelegt. Mit Fortschreiten des Monitorings sind diese Listen allfällig zu ergänzen.

[3] Eine diskutierte Sonderbewertung von *Potamopyrgus antipodarum* - weil nicht invasiv - bei der Neozoen-Bewertung wurde abschlägig beschieden: Hier soll eine Abwertung von sehr gut auf gut erforderlichenfalls fachgutachterlich ausgeschlossen werden.

Ökologische Einstufung der Arten

Die Einstufungen der erfassten Arten in Hinblick auf die beiden Bewertungskriterien als empfindlich, indifferent, robust oder gar störzeigend beim Faunaindex sowie als spezifisch oder zumindest typisch bei der Artenvielfalt erfolgen wesentlich auf Grundlage von Expertenwissen zu den ökologischen Ansprüchen der betreffenden Arten. Bei einem großen Teil der taxonomischen Gruppen des Makrozoobenthos sind Datenlage und Kenntnisstand mittlerweile gut genug, um die genannten Arteinstufungen regional zu differenzieren. Die Arteinstufungen wurden deshalb für die Großnaturräume Alpen/Alpenvorland, Schichtstufenland/Mittelgebirge sowie Norddeutsches Tiefland getrennt bearbeitet. Eine diesbezügliche Ausnahme stellen die Zuckmücken (Chironomidae) dar, für die die entsprechenden Einstufungen angesichts des ungünstigeren Kenntnisstands regionsunabhängig ermittelt wurden.

Einstufungen zum Faunaindex Mit Bezug auf die Anforderung der Indikation einer hydromorphologischen Belastung sind bei der Einstufung die oben zusammengestellten "natürlichen" Ufertypen als Lebensraum der Referenzzönosen einerseits sowie die gängigen Degradierungen andererseits zu berücksichtigen, die erfahrungsgemäß auch tatsächlich Wirkungen auf die ökologische Funktionsfähigkeit des in Frage stehenden Lebensraums entfalten.

Bei der Wertzuweisung wurde in weitgehender Analogie mit den Einstufungen beim Faunaindex der Fließgewässer folgende Differenzierung vorgenommen:

+2 typische charakteristische Seeart (= zumindest im Bezugsraum mit mindestens deutlichem Siedlungsschwerpunkt in Seen) und charakteristische und anspruchsvolle Art des betreffenden Ufertyps, mit Vorkommen i.d.R. nur in ausgesprochen naturnahen Abschnitten des Typs (z.B. *Pisidium lilljeborgi, Gammarus alpinus/lacustris, Ephemera glaucops, Choroterpes pictetii, Oulimnius troglodytes, Apatania auricula, Psychomyia fragilis*);

oder Art mit Schwerpunkt in anderen Gewässertypen, die in Seen nur in bestimmten Situationen vorkommt und auf besonders naturnahe Abschnitte beschränkt ist; die betreffenden Arten sind in diesen besonderen Situationen durchaus bezeichnend (z.B. *Ecdyonurus dispar* in speziellen Brandungsufern, *Normandia nitens* oder *Stenelmis canaliculata* in Seen mit Zu-/Abfluss);

oder weit verbreitete Art, die im Seenlitoral bzw. dem betreffenden Ufertyp bestimmte naturnahe Strukturen bzw. eine ausgesprochen naturnahe Ausprägung anzeigt, an erster Stelle Totholzbesiedler in Bereichen mit natürlicherweise hohem Aufkommen von Totholz (z.B. *Lype* sp. in Alpen/Alpenvorland), aber z.B. auch Arten der streu- und schlammreichen Uferzone in der Verlandung (z.B. verschiedene *Limnephilus*-Arten).

oder Art, die im Bezugsraum nur in einigen wenigen Seen vorkommt, grundsätzlich aber (auch) ein typisches Element der Seezönose ist, deshalb mutmaßlich ganz besondere (natürliche) Bedingungen des speziellen Sees bzw. des Habitattyps anzeigt und daher dort als sehr bezeichnend und zugleich empfindlich anzusehen ist (z.B. *Gyraulus acronicus, Bithynia leachii*);

oder typische Seeart, die relativ eng an einen bestimmten Ufertyp gebunden und dort gegenüber gängigen Degradierungsstadien sehr empfindlich ist (z.B.

einige *Gyrinus*-Arten gegenüber Störung bzw. Schädigung des Röhricht-Saums, ggf. noch mit bestimmten Präferenzen bzgl. der Dichte des Röhrichts).

+1 in Seen und im betreffenden Ufertyp typische oder auch ausgesprochen bezeichnende Art mit begrenzter Empfindlichkeit: gehört in jedem Fall zum Standard-Artenrepertoire, kann aber auch in anderen Gewässertypen vorkommen oder dort sogar ihren Verbreitungsschwerpunkt haben (häufige Disjunktionen sind z.B. Verlandungsarten mit Vorkommen in Altwassern oder Weihern, Brandungsarten mit Vorkommen in Fließgewässern); nicht euryök, sondern durchaus an definierte (und damit auch für die differenzierten Ufertypen bezeichnende Strukturen) gebunden, dann aber nur bedingt anspruchsvoll und i.d.R. auch weiter verbreitet. Dementsprechend sind die Arten gegenüber gängigen Degradierungen empfindlich, wenn diese den Ufertyp nachhaltig verändern (z.B. fehlende Umlagerung im Brandungsufer etwa durch Blocksteinverbau, Verschlammung feinkörniger mineralischer Ufer, Verbau mit Zerstörung der zum Ufer auslaufenden Flachwasserzone u.a.). Beispiele sind Arten wie *Acroloxus lacustris*, *Gyraulus crista*, *Caenis macrura*, *Micronecta griseola,* C*yrnus flavidus*, C. *trimaculatus* oder diverse Leptoceriden-Arten in der Brandung oder in den feinmineralischen Ufern;

oder Art, die ihren Schwerpunkt eher in anderen Lebensräumen (bzw. Gewässerzonen) hat, aber den natürlichen Konnex des Seenlitorals mit den unmittelbar angrenzenden Lebensräumen indiziert, z.B. Arten der (wasserseitigen) Verlandung mit Schwerpunkt im ufernähesten Flachwasser (insbesondere Schnecken und Wasserkäfer, wie z.B. *Stagnicola sp.*, *Noterus crassicornis*, *Liopterus (syn. Copelatus) haemorrhoidalis, Hydrochus crenatus,* in Alpen/Alpenvorland auch *Coelostoma orbiculare, Anacaena* sp.*, Laccobius minutus*)

Hier grundsätzlich zu subsumieren und auch hochindikativ wären Arten der äußeren, in der Regel nur temporär wasserführenden Verlandung, die aber mit der vorgegebenen Methodik nicht systematisch erfassbar sind und deshalb als "Influenten" aus der Bewertung ausgenommen werden (z.B. die Schnecken *Aplexa hypnorum* oder *Anisus leucostoma*).

Weitere "Konnexzeiger" aus ökologischen Gruppen, die von der Verlandung verschieden sind, wären vor allem Arten der Kleingewässer der Wasserwechselzone der Kies- und Sandufer (insbesondere bei Ufern mit brandungs- und wasserstandsabhängiger Korngrößensortierung, z.B. *Nebrioporus assimilis*, *Bidessus minutissimus, Laccobius alternus*) oder Quellarten in Seen/Seeufern mit Quellaufstößen und/oder Grundwasserdurchzug (z.B. *Riolus subviolaceus*, *Drusus trifidus*); die betreffenden Arten fallen jedoch in den Alpenvorland-/Alpenseen in den meisten Fällen in Kategorie +2.

0 Art nicht indikativ bzw. Indikation unklar (i.W. einzelne Strudelwürmer, Schnecken, Egel sowie Wasserwanzen und Wasserkäfer), vielfach nur mit untergeordneten Vorkommen in Seen:

Art, deren Habitatbindung bzw. Empfindlichkeit im Seenlitoral vor allem angesichts der spärlichen Vorkommen unklar/nicht zu beurteilen ist (z.B. *Physa fontinalis*),

oder allgemein ausgesprochen euryöke und robuste Art, die in den Alpen- und Alpenvorlandseen in bestimmten Ufertypen jedoch mehr oder weniger ausschließlich in natürlichen und naturnahen Transekten vorkommt; angesichts der insgesamt sehr breiten ökologischen Amplitude sind die betreffenden Arten hier dennoch nicht als empfindlich zu werten (z.B. *Dendrocoelum lacteum* part.*,*

Sigara falleni, S. striata, Notonecta glauca, Ilybius fuliginosus, Hydrobius fuscipes.

-1 in Seen und im betreffenden Ufertyp typische, im Extremfall sogar ausgesprochen bezeichnende Art, die aber robust ist: wie die typischen +1-Arten mit begrenzter Empfindlichkeit, die in jedem Fall zum Standard-Artenrepertoire gehören, jedoch weniger anspruchsvoll als diese und gegenüber den gängigen Degradierungen des/der besiedelten Ufertypen weitgehend unempfindlich. Beispiele sind Arten wie *Centroptilum luteolum, Caenis horaria* und *C. luctuosa* in Alpen/Alpenvorland oder *Cloeon dipterum* und *C. robusta* im Norddeutschen Tiefland sowie *Micronecta poweri, M. scholtzi, Haliplus obliquus, H. flavicollis, Hydroptila tineoides, Tinodes maculicornis, T. waeneri* oder *Athripsodes cinereus* in Alpen/Alpenvorland;

oder allgemein kommune Art mit breiter ökologischer Amplitude, gewöhnlich ohne besondere Bindung an einen bestimmten Ufertyp und dementsprechend auch ohne besondere Empfindlichkeit gegenüber dessen Veränderung (z.B. *Dugesia lugubris/polychroa*, *Dendrocoelum lacteum*, *Bithynia tentaculata, Radix balthica, Pisidium nitidum und P. subtruncatum, Erpobdella octoculata, Glossiphonia complanata*);

Hier anzuschließen sind die Schlammröhrenwürmer, die als eines von wenigen Taxa - wesentlich auch als Ergebnis der gezielten Untersuchung "schlechter Stellen" in den Seen des Alpenvorlands- als Familie eingestuft wurden: Nach Datenlage sind die Schlammröhrenwürmer als Sammeltaxon auch und tendenziell sogar in höherer Stetigkeit und Abundanz in den gestörten Abschnitten vertreten.

oder Art, deren (individuenreiches) Vorkommen im jeweiligen Ufertyp eine deutliche Veränderung/Belastung indiziert (z.B. umlagerungsempfindliche Art in der Brandung, Lithalbesiedler im Feinsediment oder in der Verlandung; z.B. Schwämme oder *Sphaerium corneum* in der Brandung).

-2 echte Störzeiger, d.h. ausgesprochen typfremde Art, insbesondere mit Indikation struktureller Defizite und/oder als eine von wenigen (verbliebenen) Arten.

Störzeiger im oben definierten Sinne wurden bislang nur aus der Familie der Zuckmücken festgestellt. Grundsätzlich wären invasive Neozoen hier einzuordnen, die aber nicht in die Berechnungen mit eingehen. Eine Erklärungsmöglichkeit für die geringe Zahl von -2-Arten besteht darin, dass die gegenständlichen Seen offensichtlich insgesamt noch so günstige Bedingungen bieten, dass auch die Zönosen der ungünstigen Stellen eher über den Ausfall von guten als über das Auftreten von ausgesprochen typfremden Arten gekennzeichnet sind.

Nicht eingestuft sind - mit wenigen begründeten Ausnahmen - a priori Gattungen oder höhere Taxa, die als solche nicht indikativ sind[4]. Insbesondere bei den Gattungen oder bei Artengruppen kann abweichend davon eine Wertzuweisung erfolgen, wenn die in Betracht kommenden Arten entweder völlig übereinstimmend zu bewer-

[4] Die wesentliche Ausnahme sind Schlammröhrenwürmer (Tubificidae). Sie indizieren nach Datenlage und ökologisch plausibel in größerer Dichte vor allem in den mineralischen Ufern, letztlich aber auch in den Verlandungsufern eine Störung. Als zweite Ausnahme sind Schwämme (Spongillidae) eingestuft, die in der geröllreichen Brandung und in den Feinmineralufern fast ausschließlich auf Fremdsubstraten vorkommen (ortsfester Verbau bzw. überhaupt stabile größere Hartsubstrate). Einzelne weitere eingestufte Familien repräsentieren i.W. eine oder wenige Arten mit ähnlicher Indikation und können - vereinfachend - entsprechend gewichtet werden (= Lumbriculidae, Gomphidae, Chrysomelidae).

ten sind oder insoweit einheitlich, dass für die Gattung "mindestens" z.B. eine positive oder negative Wertung möglich ist.

Nicht eingestuft sind ferner Arten, die nach Datenlage im Seenlitoral keine signifikanten Vorkommen haben und allenfalls ganz gelegentlich und in Einzelstücken beispielsweise aus Zuflüssen vordringen, ohne dass sie eine besondere Qualität des Uferlebensraums indizieren würden. Hier eingeschlossen sind auch Arten, die mit der vorgegebenen Methodik nicht systematisch erfassbar sind (z.B. die o.g. Arten der landseitigen Verlandung);

Analog dazu werden auch Arten für einen speziellen Ufertyp nicht eingestuft, die dort nach derzeitiger Datenlage allenfalls als Influenten auftreten. Hier besteht im Einzelfall noch Nachjustierungsbedarf, wenn manche dieser Arten nach weiteren Datenerhebungen in bestimmten Ufertypen doch stärker in Erscheinung treten (betrifft speziell auch Störzeiger, siehe Erläuterungen oben bei Kategorie -2).

Zur stärkeren Betonung hochindikativer Arten im Index bzw. insbesondere um den teils immensen natürlichen Dichteunterschieden[5] der einzelnen Arten zusätzlich Rechnung zu tragen, wird außerdem eine (kleine) Auswahl von Arten über einen Multiplikator im Index stärker gewichtet. Es wurde hier eine einfache Variante des aus vergleichbaren Rechenverfahren z.B. zum Saprobienindex bekannten Indikationsgewichts gewählt, indem die betreffenden Arten mit Gewichtung 2 oder 4 in die Berechnung eingehen (z. B. *Anisus vorticulus, Pseudanodonta complanata, Onychogomphus forcipatus, Gyrinus suffriani, Oulimnius troglodytes* oder *Pisidium pseudosphaerium* im Norddeutschen Tiefland, z.B. *Ephemera glaucops, Choroterpes pictetii, Gyraulus laevis*, diverse *Gyrinus*-Arten oder *Pisidium lilljeborgi* in Alpen/Alpenvorland)

Abweichend davon gehen die Zuckmücken ohne zusätzliche Gewichtung in die Berechnungen ein. Die Arten der Gruppe neigen mitunter zu kurz auftretenden Abundanzmaxima, die bei einer nochmaligen Betonung der Artwerte durch einen Multiplikator die Bewertung zu stark beeinflussen würden. Außerdem werden die Indikationsgewichte speziell für eine stärkere Wichtung besonders empfindlicher und indikativer Arten eingeführt, die natürlicherweise selten sind oder zumindest mit der vorgegebenen Methodik in der Regel nur in geringer Dichte erfasst werden. Dies ist bei den Zuckmücken in der Regel nicht der Fall.

Einstufungen zur Artenvielfalt Beim Kriterium Artenvielfalt werden die Arten unabhängig von ihrer Toleranz gegenüber hydromorphologischen Degradierungen nur danach bewertet, ob sie zum typischen Arteninventar eines gegebenen See- und Ufertyps zählen. Es werden typische und spezifische Arten über die Wertzuweisung +1 bzw. +2 unterschieden.

+1 Typische Arten sind solche, die im Seenlitoral und speziell im Eulitoral den betreffenden Ufertyp natürlicherweise in hoher Stetigkeit besiedeln, die aber durchaus auch in anderen Gewässertypen vorkommen können. Typische Bei-

[5] Bei einem wie hier flächenbezogenen Ansatz der Bestandserfassung ist offensichtlich, dass bezüglich der Siedlungsdichte z.B. so bezeichnende Arten wie die Flussmuschel *Unio crassus* nicht mit Kleimuscheln der Gattung *Pisidium* gleichgesetzt werden können.

spiele sind Fließgewässerarten des Rhithrals oder des Potamals in der Brandung oder Altwasserarten in der Verlandung. Grundsätzlich wären auch die Arten der temporär gefluteten Großseggenrieder bzw. der landseitigen Verlandung als typische Bestandteile der Zönosen organisch geprägter Eulitoralabschnitte einzustufen, doch werden diese mit der angewandten Erfassungsmethode nicht (hinreichend) erfasst.

+2 Bei den spezifischen Arten liegt ein eindeutiger Siedlungsschwerpunkt im Seenlitoral und dort vielfach auch nur in einem bzw. zwei verwandten Ufertypen. Beispiele sind etwa der Flohkrebs *Gammarus lacustris*, die Eintagsfliege *Ephemera glaucops*, die Köcherfliegen *Hydroptila tineoides*, *Tinodes maculicornis*. Es handelt sich dabei zwar in vielen Fällen, aber keinesfalls ausschließlich um seltene und empfindliche Arten.

Ebenfalls mit +2 bewertet werden einzelne Arten, die für das Seenlitoral bzw. den betreffenden Ufertyp nach der o.g. Definition "nur" als typisch anzusehen wären, deren Vorkommen dort aber an sehr spezielle Bedingungen gebunden sind (z.B. *Unio crassus, Ecdyonurus dispar, Ephemera lineata*, verschiedene Arten der Gattung *Pisidium*).

Die Arteinstufungen zu Faunaindex und Artenvielfalt werden mit Bezug auf die drei Haupt-Ufertypen gemäß Kap. 2.1 vergeben, d.h. für die grobmineralischen [= Gm], feinmineralischen [= Fm] und organischen Ufer [= Org]. Damit wird den gut differenzierbaren ökologischen Gruppen der Makrozoobenthos-Organismen Rechnung getragen bzw. der Unterteilungsgrad mit den Kenntnissen zu den Habitatansprüchen der Arten harmonisiert. Es wäre zudem aus praktischen Gründen nicht zielführend, für jeden Sub- oder Sondertyp eine gesonderte Einstufung zu vergeben.

Dies gilt umso mehr, als die als Reinform beschriebenen Ufertypen im See vielfach in Kombination vorkommen. So gibt es zwar beispielsweise bei einigen Uferformen, wie dem kontinuierlichen Steilufer, ein reines Brandungsufer, das praktisch nur Geröll und kaum organisches Getreibsel, Feinsediment oder Pflanzen aufweist. Bei den häufig sehr breiten Uferbänken kommt es aber auch bereits innerhalb des Eulitorals vielfach zu einer starken Materialsortierung, in deren Folge dem gerölldominierten Wellenschlagbereich ein kaum bis nicht umgelagerter Feinkies oder Sand-/Seekreidegürtel vorgelagert ist. Mit abnehmender Dynamik liegen die Substrate in vielen Ufersegmenten auch stärker durchmischt vor. Die Kies- und/oder Seekreide-/Sandufer etwa können abhängig von der Uferform des Epi- und Geolitorals und der Vegetation des landseitigen Ufers natürlicherweise mit unterschiedlich schütteren oder dichten Röhrichtsäumen versehen sein, die zum Teil bereits den Übergang zur dichten, organisch geprägten Verlandung bilden.

Der Durchmischung der "reinen" Ufertypen kann mit typabhängig differenzierten Indices erforderlichenfalls dadurch Rechnung getragen werden, dass Mischtypen gebildet werden, in denen die Indexwerte für zwei verschiedene Ufertypen Berücksichtigung finden.

2.4 Probenahme und Determination

Ausgehend von der Probenahmevorschrift, wie sie von Brauns et al. 2016 zu Beginn der Entwicklung des Aeshna-Verfahrens erarbeitet wurde, erfolgten im weiteren Projektverlauf Aktualisierungen und Anpassungen. In der nun vorliegenden Version ist sie auf das aktuelle Verfahren abgestimmt und regelt eine einheitliche Vorgehensweise bei der Probenahme und bei der Bestimmung der Taxa. Sie umfasst ferner eine abschließende Operationelle Taxaliste, die definiert, welche Taxa überhaupt zu berücksichtigen sind und in welcher Tiefe sie zu bestimmen sind. Darüber hinaus enthält sie ein einheitliches Feldprotokoll.

Die Probenahmevorschrift mit Feldprotokoll und Operationeller Taxaliste ist dem Bericht als pdf beigefügt (Anlage Kap. 5.2).

2.5 Rechnerische Auswertung der Bestandsaufnahmen

Die Rechnergebnisse zu Faunindex und Artenvielfalt nach Kap. 2.2 werden gemäß der nachstehenden Formel anhand von Ankerpunkten zu sog. scores normiert. Die Ankerpunkte der beiden metrics wurden nach einer einheitlich abgestimmten Vorgehensweise für die unterschiedenen See- und Ufertypen ermittelt (vgl. Kap. 3.5 unten). Es wurden jeweils gesonderte Ankerpunkte für die Berechnung mit und ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken (Chironomidae) erarbeitet.

$$\text{score} = \frac{\text{metricergebnis} - \text{unterer Ankerpunkt (Belastungswert)}}{\text{oberer Ankerpunkt (Referenzwert)} - \text{unterer Ankerpunkt (Belastungswert)}}$$

Die Aggregation der normierten Werte von Faunaindex und typspezifischer Artenvielfalt zum multi bzw. im vorliegenden Fall bimetrischen Index MMI erfolgt durch Mittelung der nicht (!) auf 0 bis 1 abgeschnittenen scores beider metrics (abweichend von der Vorgehensweise bei der Fließgewässerbewertung). Das Abschneiden auf Werte von 0 bis 1 findet erst bei der Gesamtbewertung der einzelnen Probestellen statt.

$$\text{MMI} = \frac{\text{Faunaindex} + \text{typspezifische Artenvielfalt}}{2}$$

Die Zuordnung des MMI einer Probestelle zu den ökologischen Zustandsklassen folgt dem nachstehenden Schema:

Klasse	Bezeichnung	Wertespanne
I	sehr gut	≥ 0,80
II	gut	≥ 0,60 bis < 0,80
II	mäßig	≥ 0,40 bis < 0,60
IV	unbefriedigend	≥ 0,20 bis < 0,40
V	schlecht	< 0,20

Die Gesamtbewertung des Sees erfolgt durch Mittelwertbildung der bereinigten (auf 0 bis 1 abgeschnittenen) MMIs aller Probestellen. Probestellen mit einem Neozoenanteil > 20 %, die nach den Berechnungen als sehr gut ausgewiesen werden, werden in der Bewertung auf die Klasse gut zurückgesetzt. Zur Ermittlung der Zustandsklasse des Sees gehen sie mit einem MMI von 0,70 entsprechend der Mitte der Zustandsklasse II, gut, ein.

Folgende Ankerpunkte wurden für die einzelnen Seetypen/Großnaturräume und Ufertypen ermittelt (die Ankerpunkte der geklammerten Typen wurden nicht nach der oben beschriebenen einheitlichen Methodik festgelegt und werden hier nur informell ohne weitere Prüfung übernommen und dargestellt); "Referenz" steht in den nachfolgenden Tabellen für den Referenzwert bzw. oberen Ankerpunkt und "Belast" für den Belastungswert bzw. unteren Ankerpunkt:

Seen der Alpen und des Alpenvorlands

[Seetyp 1 - alle Arten]

Seetyp/Ufertyp	Faunaindex		Artenvielfalt	
Organische Ufer	Referenz	Belast	Referenz	Belast
Organische Ufer Org	0,50	-1,00	39	7

[Seetyp 1 - ohne Chironomidae]

Seetyp/Ufertyp	Faunaindex		Artenvielfalt	
Organische Ufer	Referenz	Belast	Referenz	Belast
Organische Ufer Org	0,50	-1,00	32	6

Seetyp 2 bis 4[6] - alle Arten: Faunaindex

Seetyp/Ufertyp	Typ 2		Typ 3		Typ 4	
Grobmineralufer	Referenz	Belast	Referenz	Belast	Referenz	Belast
Fels	-	-	+0,25	-0,75	+0,25	-0,75
Grobmineral Gm	-	-	-	-	+0,15	-0,85
Gm starke Brandung	-	-	-	-	+0,05	-0,95
Feinmineralufer						
Feinmineral Fm	+0,55	-0,35	+0,35	-0,65	+0,35	-0,65
Fm starke Brandung	-	-	-	-	+0,25	-0,75
Organische Ufer						
Organische Ufer Org	+0,65	-0,25	+0,35	-0,65	+0,35	-0,65

[6] Bei der Bewertung von zwei Seen in Baden-Württemberg wurden abweichende Ankerpunkte verwendet: Mindelsee Typ 2 und Illmensee Typ 3. Die Ergebnisse zu diesen beiden Seen sind mit den übrigen Seen der betreffenden Typen nicht direkt vergleichbar.

Seetyp/Ufertyp	Typ 2		Typ 3		Typ 4	
	Referenz	Belast	Referenz	Belast	Referenz	Belast
Org fortgeschrittene Verlandung (Bucht)	-	-	+0,65	-0,35	+0,65	-0,35
Org POM-Ufer	+0,65	-0,25	-	-	-	-
Org Seggenufer	+0,45	-0,45	-	-	-	-

Seetyp 2 bis 4 - alle Arten: Artenvielfalt

Seetyp/Ufertyp	Typ 2		Typ 3		Typ 4	
Grobmineralufer	Referenz	Belast	Referenz	Belast	Referenz	Belast
Fels	-	-	24	8	24	8
Grobmineral Gm	-	-	-	-	37	12
Gm starke Brandung	-	-	-	-	24	8
Feinmineralufer						
Feinmineral Fm	33	11	37	12	42	14
Fm starke Brandung	-	-	-	-	33	11
Organische Ufer						
Organische Ufer Org	37	12	33	11	33	11
Org fortgeschrittene Verlandung (Bucht)	-	-	45	15	45	15
Org POM-Ufer	24	8	-	-	-	-
Org Seggenufer	45	15	-	-	-	-

Seetyp 2 bis 4 - ohne Chironomidae: Faunaindex

Seetyp/Ufertyp	Typ 2		Typ 3		Typ 4	
Grobmineralufer	Referenz	Belast	Referenz	Belast	Referenz	Belast
Fels	-	-	+0,15	-0,85	+0,15	-0,85
Grobmineral Gm	-	-	-	-	+0,15	-0,85
Gm starke Brandung	-	-	-	-	0,00	-1,00
Feinmineralufer						
Feinmineral Fm	+0,50	-0,55	+0,10	-0,95	+0,15	-0,85
Fm starke Brandung	-	-	-	-	0,00	-1,20
Organische Ufer						
Organische Ufer Org	+0,70	-0,25	+0,35	-0,70	+0,25	-0,75
Org fortgeschrittene Verlandung (Bucht)	-	-	+0,70	-0,35	+0,50	-0,50
Org POM-Ufer	+0,70	-0,25	-	-	-	-
Org Seggenufer	+0,55	-0,45	-	-	-	-

Seetyp 2 bis 4 - ohne Chironomidae: Artenvielfalt

Seetyp/Ufertyp	Typ 2		Typ 3		Typ 4	
Grobmineralufer	Referenz	Belast	Referenz	Belast	Referenz	Belast
Fels	-	-	21	7	21	7
Grobmineral Gm	-	-	-	-	30	10
Gm starke Brandung	-	-	-	-	21	7
Feinmineralufer						
Feinmineral Fm	24	8	28	9	34	11
Fm starke Brandung	-	-	-	-	25	8
Organische Ufer						
Organische Ufer Org	27	9	25	8	25	81
Org fortgeschrittene Verlandung (Bucht)	-	-	40	13	36	12
Org POM-Ufer	21	7	-	-	-	-
Org Seggenufer	35	12	-	-	-	-

[Seen der Mittelgebirge und des Stufenlands]

[Seetyp 5, 7 und 9 - alle Arten/ohne Chironomidae: Faunaindex, Typ 5 Kiesseen?]

Seetyp/Ufertyp	Typ 9		Typ 7		Typ 5	
Grobmineralufer	Referenz	Belast	Referenz	Belast	Referenz	Belast
Grobmineral Gm	+1,00	-1,00	0,00	-1,00	+1,00	-1,00
Feinmineralufer						
Feinmineral Fm	+1,00	-1,00	+1,00	-1,00	+1,00	-1,00
Organische Ufer						
Organische Ufer Org	-	-	+0,50	-1,00	+1,00	-1,00

[Seetyp 5, 7 und 9 - alle Arten: Artenvielfalt, Typ 5 Kiesseen?]

Seetyp/Ufertyp	Typ 9		Typ 7		Typ 5	
Grobmineralufer	Referenz	Belast	Referenz	Belast	Referenz	Belast
Grobmineral Gm	36	6	26	5	36	6
Feinmineralufer						
Feinmineral Fm	38	6	46	8	38	6
Organische Ufer						
Organische Ufer Org	-	-	43	8	26	5

[Seetyp 5, 7 und 9 - ohne Chironomidae: Artenvielfalt, Typ 5 Kiesseen?]

Seetyp/Ufertyp	Typ 9		Typ 7		Typ 5	
Grobmineralufer	Referenz	Belast	Referenz	Belast	Referenz	Belast
Grobmineral Gm	28	5	18	4	30	5
Feinmineralufer						
Feinmineral Fm	30	5	33	5	30	5
Organische Ufer						
Organische Ufer Org	-	-	30	5	18	4

Seen des Norddeutschen Tieflands

Seetyp 10 bis 14 - alle Arten

Seetyp/Ufertyp	Faunaindex		Artenvielfalt	
Grobmineralufer	Referenz	Belast	Referenz	Belast
Grobmineral Gm	1,20	0,20	25	8
Gm Brandung	1,30	0,00	28	9
Feinmineralufer				
Feinmineral Fm	1,30	0,20	40	13
Fm Brandung	1,15	0,00	28	9
Organische Ufer				
Organische Ufer Org	1,20	0,20	43	14
Org Sonderstandorte	0,90	0,00	35	12

Seetyp 10 bis 14 - ohne Chironomidae

Seetyp/Ufertyp	Faunaindex		Artenvielfalt	
Grobmineralufer	Referenz	Belast	Referenz	Belast
Grobmineral Gm	1,20	0,20	23	8
Gm Brandung	1,30	0,00	25	8
Feinmineralufer				
Feinmineral Fm	1,30	0,20	32	11
Fm Brandung	1,15	0,00	21	7
Organische Ufer				
Organische Ufer Org	1,20	0,20	36	12
Org Sonderstandorte	0,85	0,00	26	9

In der Regel sind die anzuwendenden Ufertypen eindeutig durch eine deutliche Dominanz der jeweiligen Substrate ausgewiesen (Anteil > 60 %). Bei starker Durchmischung ohne deutlich ausgeprägte Dominanz eines Typs kann eine Mischberechnung für zwei Ufertypen mit Anteilen 50/50 durchgeführt werden. Transekte mit Verbau oder aktuellem Schilfsterben werden nach fachgutachterlicher Einschätzung eingestuft.

Aus den Ergebnissen der bisherigen Untersuchungen bzw. den Erfahrungswerten der beteiligten Experten wird als Vorgabe für eine gesicherte Bewertung definiert ► Die Mindestanzahl eingestufter Taxa für den Faunaindex beträgt 10, wobei nur positiv oder auch negativ eingestufte Taxa gewertet werden, nicht aber nichtindikative Taxa, deren Indexwert 0 beträgt.

3 Verfahrensentwicklung und Verfahrensüberprüfung

Nachfolgend sind die Datengrundlage und die durchgeführten Arbeiten zur Entwicklung und Plausibilitätsüberprüfung des oben beschriebenen Verfahrens zusammengestellt.

3.1 Datengrundlagen

Im Projektzusammenhang waren Daten zu 85 natürlichen Seen bzw. Teilseen mit insgesamt 664 Transekten verfügbar: 19 Seen im Alpen/Alpenvorland (Typ 1 bis 4, insgesamt 189 Transekte), ein See in den südwestlichen Mittelgebirgen (Typ 9, 6 Transekte) sowie 65 Seen im Norddeutschen Tiefland (Typ 10 bis 14, insgesamt 469 Transekte). Großteils lagen dabei nur Daten aus einem Untersuchungsjahr vor (n=63), 22 Seen waren mit der vorgegebenen oder zumindest einer vergleichbaren Methodik mindestens zwei Mal, maximal sechs Mal bearbeitet worden[7]:

Übersicht natürlicher Seen, zu denen im Projektzusammenhang Daten vorliegen

Seetyp	Land	Name	Transekte	Jahre
Alpen/Alpenvorland				
1	BW	Federsee	7	2016, 2021
1	BW	Rohrsee	6	2014,2021
2	BW	Mindelsee	6	2017, 2021
2	BY	Abtsdorfer See	5	2011
2	BY	Großer Ostersee	8	[2009], 2017, 2023
2	BY	Hopfensee	8	2010
2	BY	Langbürgener See	8	[2009], 2018, 2021
2	BY	Waginger See	10 (+1)	[2009], 2018, (2015)
3	BW	Illmensee	6	2014, 2019, 2021
3 [2][8]	BY	Riegsee	7	2011, 2018
3	BY	Staffelsee	12 (+1)	2010 (2015)
3	BY	Wörthsee	8	[2009], 2010, 2017
4-A	BY	Königssee	8	[2009], 2016, 2021
4-(A) [3][1]	BY	Kochelsee	9 (+1)	2010, 2019, 2022, (2015)
4-(A)	BY	Tegernsee	10 (+3)	[2009], 2017, 2021, (2015)
4	BY	Ammersee	15 (+3)	[2009], 2016, 2019, 2022, (2015)
4	BY	Chiemsee	20 (+3)	2010, 2016, 2019, 2022, (2015)
4	BY	Starnberger See	15 (+3)	2010, 2021, 2023, (2015)
4k	BY	Barmsee	6	2019

[7] alle Angaben ohne Berücksichtigung des Laacher Sees, zu dem bislang keine Daten übermittelt wurden

[8] Nach der benthischen Besiedlung eher dem in Klammer angegebenen Typ zuzurechnen.

Seetyp	Land	Name	Transekte	Jahre
Südwestliche Mittelgebirge und Stufenland				
[7]	[RP]	[Laacher See][7]	[8]	[2013, 2019]
9	BW	Titisee	6	2014, 2018, 2021
Norddeutsches Tiefland				
10	BE/BB	Ruppiner See	10	2019
10	BE/BB	Tegeler See	5	2019
10	BE/BB	Unteruckersee	9	2020
10	MV	Bergsee	6	2014
10	MV	Binnenmüritz	4	2011
10	MV	Feisnecksee	7	2014
10	MV	Großer Kressiner See	6	2014
10	MV	Tiefwarensee	7	2014
10	MV	Tollensesee	9	2014
10	SH	Belauer See	6	2021
10	SH	Großer Ratzeburger See	8	2019
10	SH	Stolper See	7	2021
11	BE/BB	Großer Müggelsee	5	2017
11	BE/BB	Madlitzer See	6	2020
11	BE/BB	Petersdorfer See	6	2020
11	MV	Außenmüritz, Kleine Müritz	5	2011
11	MV	Außenmüritz, Röbeler Bucht	4	2011
11	MV	Borgwallsee	7	2011
11	MV	Bossower See	6	2014
11	MV	Kummerower See	10	2011
11	MV	Langsee	6	2014
11	MV	Malchower See	7	2014
11	MV	Plauer See	12	2011
11	MV	Rederangsee	6	2014
11	MV	Specker See	7	2014
11	SH	Bornhöveder See	6	2021
11	SH	Postsee	8	2021
11	SH	Schmalensee	7	2021
11	ST	Schollener See	8 (10*)	2007, 2010*, 2013, 2015, 2017, 2020
12	BE/BB	Bänke	3	2017
12	BE/BB	Breitlingsee	11	2020
12	BE/BB	Dämeritzsee	2	2017
12	BE/BB	Großer Wannsee	4	2019
12	BE/BB	Langer See	2	2017
12	BE/BB	Nieder Neuendorfer See	5	2019
12	BE/BB	Oberhavel	4	2022
12	BE/BB	Seddinsee	5	2017
12	BE/BB	Schwielochsee	10	2020
12	BE/BB	Unterhavel	12	2022
12	BE/BB	Zeuthener See	2	2017

Seetyp	Land	Name	Transekte	Jahre
12	MV	Bützower See	6	2011
12	MV	Canower See	6	2014
12	MV	Petersdorfer See	7	2014
12	MV	Schwarzer See	6	2014
12	MV	Ziernsee	7	2014
13	BE/BB	Großer Stechlinsee	10	2019
13	BE/BB	Parsteiner See	10	2019
13	BE/BB	Scharmützelsee	9	2020
13	BE/BB	Werbellinsee	9	2019
13	MV	Breiter Luzin	8	2011
13	MV	Schweriner See, Außensee	11	2011
13	MV	Schweriner See, Innensee	11	2011
13	SH	Behlendorfer See	7	2021
13	SH	Großer Plöner See	11	2019, 2022
13	SH	Großer Pönitzer See	6	2022
13	SH	Schaalsee	10	2019
13	SH	Schluensee	7	2012, 2022
13	SH	Schöhsee	6	2012
13	SH	Selenter See	9	2019
13	SH	Stocksee	8	2021
13	SH	Suhrer See	8	2019
13	SH	Wittensee	8	2019, 2022
13	ST	Arendsee	7 (8*)	2007*, 2011, 2013, 2015, 2017, 2020
14	MV	Außenmüritz	13	2011
14	SH	Großer Segeberger See	7	2022

3.2 Ufertypen

In den Vorgängerprojekten zu den Seen der Alpen und des Alpenvorlands wurde eine Ufertypologie entwickelt, die das Litoral nach limnologisch-gewässerbiologischen, ufermorphologischen, substrattypologischen und wellendynamischen Gesichtspunkten unterteilt (Hess & Heckes 2015, 2017; Bearbeitung A. Ringler). Die Differenzierung erfolgt im Wesentlichen nach landschaftsökologischen Kriterien. Ein besonderer Fokus lag aber von vorneherein auf den vorherrschenden Siedlungssubstraten, die für die benthisch lebenden Wirbellosen bekanntermaßen von entscheidender Bedeutung sind, sowie auf der in der Literatur mehrfach dokumentierten und ökologisch höchst plausiblen Differenzierung in dynamische Brandungs- und stabile Verlandungsufer.

Die resultierende Untergliederung potenziell natürlicher Ufertypen [= PNU] ist sehr fein und umfasst insgesamt über 20 unterschiedliche Typen. Sie wurde in den Vorgängerprojekten als Kartiergrundlage des Eulitorals der WRRL-Seen der Alpen und des Alpenvorlands herangezogen (Hess & Heckes 2017). Für die weiteren Auswertungen wurden die PNU dann zu sieben MZB-relevanten Ufertypen mit grundsätzlich

vergleichbarer Zönosenstruktur und vergleichbaren Erwartungswerten der Artenvielfalt aggregiert[9]. Die Untergliederung nimmt dabei bereits Bezug auf eine Grobtypisierung nach den vorrangig MZB-relevanten Substraten als Grundlage der ökologischen Klassifizierung und Bewertung der Artansprüche in grobmineralische [= Gm], feinmineralische [= Fm] und organische Ufer [= Org] (vgl. unten, Kap. 2.3). Fein- und Grobeinstufung der Ufertypen sind kompatibel und einander problemlos zuordenbar.

Im Rahmen des vorliegenden Projekts wurde die Feindifferenzierung der Ufertypen unter Berücksichtigung der Ausprägungen in den unterschiedenen Großnaturräumen überarbeitet und dabei konkretisiert, ergänzt und teilweise auch zusammengefasst. Es resultieren die in Kap. 2.2 zusammengestellten Ausprägungen der drei Haupt-Ufertypen.

3.3 Taxalisten

Im Rahmen des Projekts wurden die naturraumspezifischen Taxalisten mit den ufertypbezogenen Arteinstufungen zu Faunaindex und artspezifischer Artenvielfalt nach den einheitlichen Vorgaben der Operationellen Taxaliste überarbeitet und ergänzt. Sie umfassen jeweils alle aufzunehmenden und zu differenzierenden Arten bzw. Taxa, die bei den Seen-Untersuchungen in den betreffenden Naturräumen bisher nachgewiesen wurden[10]. Sie sind mit Fortschreibung der Seenuntersuchungen allfällig zu ergänzen. Soweit in den Datensätzen Synonyma enthalten waren, wurden diese in den Taxalisten ebenfalls aufgenommen, um sie ohne weitere Manipulation in das tool einlesen zu können. Eine automatische Umsetzung in die aktuelle Nomenklatur zur Ausgabe ist im jetzigen Stand des tools als Test-/Arbeitsversion nicht vorgesehen.

Nicht aufgenommen werden Arten/Taxa der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen, die nur imaginal nachgewiesen wurden (in AAV z.B. *Ecdyonurus macani, Rhithrogena germanica, Dictyogenus fontium, Rhyacophila dorsalis, Hydropsyche* sp.) sowie Taxa, bei denen die Determination fraglich ist und vor Aufnahme noch einmal überprüft werden sollte (in AAV z.B. *Valvata macrostoma* oder *Viviparus viviparus*).

Bei den Zuckmücken (Chironomidae) lässt der derzeitige Kenntnisstand eine regionalisiert differenzierte Einstufung der Taxa nicht zu. Hier wurde eine Gesamttaxaliste mit einheitlichen Einstufungen für alle Naturräume erstellt, in der die bisher nach-

[9] 1 Brandungsufer mit grobem Geröll, teilweise auch Geröll mit Schilf, einschließlich Felsufer [Gm]; hier anzuschließen sind Kiesufer mit ausgeprägter Dynamik [Fm]
2 Sand/Seekreide-Ufer [Fm]
3 wenig dynamische Kiesufer und Kies-/Kies-Sand-Gemische, teils mit Lockerschilf [Fm] sowie entsprechende grobmineralische Uferausprägungen vor allem in kleineren Seen ohne Brandung [Gm]
4 wie 3 aber zusätzlich noch mit vorgelagertem Sandgürtel (hohe Substratvielalt)
5 Übergang zum Verlandungsufer, als stärker feinmineralisch geprägte [Fm] und als bereits stärker organisch geprägte Variante [Org]
6 Verlandungsufer mit starker/substratbestimmender (!) Streuakkumulation [Org]
7 Seggen-/Torfufer [= Org]

[10] Bei der Liste für südwestdeutsche Mittelgebirge und Stufenland ist nicht klar, ob hier nicht auch Arten enthalten sind, die nur in Seen des Alpenvorlands nachgewiesen wurden.

gewiesenen Vorkommen der Taxa in den unterschiedenen Naturräumen gesondert verzeichnet ist. Die Überarbeitung und Ergänzung der Zuckmückenliste wurde dankenswerterweise von Dr. C. Orendt mit Unterstützung durch die Projektleitung übernommen[11].

Die Taxalisten der drei unterschiedenen Naturräume sowie die Gesamttaxaliste der Zuckmücken sind dem Bericht beigefügt (Anlage Kap. 5.1).

Eine Teilaufgabe des Projekts war die Abstimmung der Taxalisten mit der Bundestaxaliste. Es wurden in diesem Zusammenhang Neumeldungen bzw. Aktualisierungsbedarf, der sich aus dem Projekt ergibt, ermittelt und an die Betreuer der Bundestaxaliste weitergeleitet. In der nachfolgenden Übersicht sind Arten/Taxa aus den Bestandslisten der Seenuntersuchungen zusammengestellt, die in der Bundestaxaliste nicht erfasst sind und dementsprechend keine DV-Nummer haben. Zum Teil handelt es sich um Synonyme, wobei der aktuell gültige Name per DV in der Bundestaxaliste erfasst ist, die Synonyme sind aber in bisherigen/früheren Artenlisten enthalten und bräuchten zur automatischen Erkennung und Übersetzung in die aktuelle Nomenklatur eine DV-Nummer:

Übersicht der Arten/Taxa, die bisher nicht in der Bundestaxaliste erfasst sind

Art/Taxon ohne DV-Nummer [mit provisorischer DV im tool]	Bemerkung
Zuckmücken (Chironomidae)	
Chironomus acutiventris/obtusidens [DV prov. 50001]	Artenpaar in BTL nicht enthalten, nur die Arten unter DV 10776 bzw. 10390 erfasst
Chironomus nudiventris Ryser, Scholl & Wülker 1983 [DV prov. 50002]	in BTL nicht enthalten
Cladopelma goetghebueri-Gruppe [DV prov. 50003]	Artengruppe in BTL auch unter der synonymen Gattung Cryptocladopelma und unter dem synonymen Gruppennamen lateralis-Gruppe nicht enthalten; nur die Art Cryptocladopelma lateralis (synonym) / Cladopelma lateralis (aktiv) unter DV 20060 bzw. 30040 erfasst
Corynoneura coronata-Gruppe [DV prov. 50004]	Artengruppe in BTL nicht enthalten, nur die Art unter DV 10606 erfasst
Cricotopus cylindraceus/festivellus-Gruppe [DV prov. 50005]	Gruppe in BTL nicht enthalten, nur die beiden namensgebenden Arten mit DV 10620 und 10622 erfasst
Cryptochironomus obreptans/supplicans und Cryptochironomus obreptans-Gruppe [DV prov. 50007]	beide Taxa in BTL nicht enthalten; die Artengruppe ist synonym zu dem gültigen Taxon C. obreptans/supplicans, es sind aber beide Taxa in Bestandslisten vorhanden und bräuchten zur automatischen Erkennung eigene DV-Nummern
Endochironomus dispar-Gruppe [DV prov. 50008]	älteres Synonym von Synendotendipes dispar (Meigen, 1830), der in der BTL unter DV 30251 erfasst ist
Endochironomus lepidus (Meigen, 1830) [DV prov. 50009]	älteres Synonym von Synendotendipes lepidus (Meigen, 1830), der in der BTL unter DV 30253 erfasst ist
Glyptotendipes pallens-Gruppe [DV prov. 50010]	Synonym des Artenpaars Glyptotendipes pallens/glaucus, das in der BTL unter DV 20986 erfasst ist

[11] einschließlich der Klärung von Synonymiefragen zur Ermittlung fehlender DV-Nummern

Übersicht der Arten/Taxa, die bisher nicht in der Bundestaxaliste erfasst sind

Art/Taxon ohne DV-Nummer [mit provisorischer DV im tool]	Bemerkung
Glyptotendipes varipes-Gruppe [DV prov. 50011]	Synonym von Glyptotendipes signatus (aktiv), der in der BTL unter DV 10826 erfasst ist. Auch die Art Glyptotendipes varipes mit DV 10827 ist synonym zu G. signatus. Anm.: Die Synonymie der beiden DV-Nummern ist in der BTL korrekt angegeben, in der Spalte "gültiges Taxon" ist allerdings bei G. varipes ebenfalls G. varipes anstelle von G. signatus eingetragen.
Parachironomus gracilior-Gruppe [DV prov. 50012]	Synonym der Parachironomus arcuatus-Gruppe, die in der BTL unter DV 30283 erfasst ist
Sonstige Gruppen des MZB	
Limnephilus affinis/incisus [DV prov. 50013]	in BTL nicht enthalten, nur die Arten unter DV 820 bzw. 10122 erfasst
Obesogammarus crassus (G.O. Sars 1894) [DV prov. 50014]	in BTL nicht enthalten
Euglesa crassa (Stelfox 1918) [DV prov. 50015]	gültiger Name von Pisidium crassum Stelfox 1918, das in der BTL ebenfalls fehlt. Beide Artnamen können in Bestandslisten enthalten sein und bräuchten zur automatischen Erkennung eigene DV-Nummern. Die Zuordnung zur Gattung Euglesa betrifft im Übrigen das Gros der bisher zu Pisidium gestellten Arten, die aber im Unterschied zu P. crassum mit DV-Nummern erfasst sind. Vermutlich ist hier eine Erfassung der gültigen Namen mit DV-Nummer bereits vorgesehen.

3.4 Testtool

Im Rahmen der Arbeiten 2019/2020 wurde ein Testtool zur Berechnung der bewertungsrelevanten metrics entwickelt. Das Testtool wurde für eine effiziente Durchführung des Projekts um mehrere Anwendungen ergänzt. Konkret wurden:

- die Programmierung um eine Ausgabemöglichkeit der Rechenwerte in excel erweitert, sowohl für einzelne Aufnahmen (Probestelle und Aufnahmedatum) als auch automatisiert zusammengestellt mit allen Daten zu einem ausgewählten See (alle Probestellen und Aufnahmedaten),
- eine Ausgabemöglichkeit der aufnahmebezogenen Taxalisten mit Abundanzen und den hinterlegten Kennwerten programmiert,
- die Möglichkeit der Löschung einzelner Messstellen (mit anschließendem Reimport) vorgesehen,
- die Verschlüsselung der Taxa in den hinterlegten naturraumspezifischen Taxalisten allein auf die DV-Nummer umgestellt (nicht mehr doppelt über DV-Nummer und ID_Art) und die Programmierung auf den Import ergänzender Taxalisten über die DV-Nummer angepasst,

- die Programmierung um eine automatische Berücksichtigung und Nichtberücksichtigung der Zuckmücken (Chironomidae) bei der Berechnung der metric-Werte ergänzt,
- Ankerpunkte der beiden primär bewertungsrelevanten metrics so in das Testtool integriert, dass die Zuordnung der Wertstufe für eine gegebene Bestandsaufnahme mit Rückgriff auf die hinterlegte Zuordnung zum Naturraum/Seetyp und zum Ufertyp der betreffenden Probestelle automatisiert erfolgt; die Programmierung umfasst auch die Möglichkeit einer Anpassung der Ankerpunkte zu Testzwecken.

  Für die Fragestellung, ob für eine plausible Bewertung zumindest ausgewählter Naturräume und/oder Seetypen eine tiefergehende Bearbeitung der Zuckmücken (Chironomidae) erforderlich ist oder nicht, wurden in der Programmierung zwei verschiedene Ankerpunkt-Sets für eine Bewertung mit und ohne Berücksichtigung der Gruppe vorgesehen,
- die Programmierung um die Berechnung und Ausgabe zusätzlicher aggregierender Werte erweitert: Gesamttaxazahl und Gesamtabundanz (Ind/qm, √Ind/qm, HK); Anzahl eingestufter Taxa, jeweils differenziert nach Ufertyp mit Bezug auf die Artenvielfalt und den Faunaindex, jeweils mit und ohne Berücksichtigung der Chironomidae; Anteil typischer Arten (mit Berücksichtigung der Wertung) an der Gesamttaxazahl, jeweils mit und ohne Berücksichtigung der Chironomidae,
- die Gesamtbewertung über Mittelwertbildung der beiden scores Artenvielfalt und Faunaindex in zwei Varianten programmiert: Mittelwertbildung aus den beiden bereits bereinigten scores (Bereinigung = Abschneiden der Werte über 1 und unter 0) und Mittelwertbildung aus den beiden unbereinigten scores mit anschließender Bereinigung des Mittelwerts. Wertermittlung jeweils mit und ohne Berücksichtigung der Chironomidae.

Die entsprechenden Anweisungen wurden zunächst als Ergänzung zum Handbuch dokumentiert und abschließend in einem neuen Handbuch zusammengefasst. Die neuen Anwendungen im Testtool sowie für neu hinzugekommene Mitarbeiter auch das Testtool als solches wurden in einem online-coaching-Termin am 13.10.2022 durch den Programmierer vorgestellt. In einigen Fällen erfolgte darüber hinaus auch noch eine Einzelbetreuung.

Die neue Version des Testtools einschließlich aller zugehöriger Dateien (Version 1.9.5) und das aktualisierte Handbuch sind dem Bericht beigefügt (Anlagen Kap. 5.3 und 5.4).

3.5 Ermittlung der konkreten Bewertungsvorgaben

Vorgehensweise bei der Ermittlung der Ankerpunkte

Anhand der Auswertung der in Kap. 3.1 zusammengestellten Daten wurden für die verschiedenen Seetypen bzw. Großnaturräume und die Ufertypen gemäß Kap. 3.2 Ankerpunkte zu Referenz- und Belastungszuständen der beiden bewertungsrelevanten Kennwerte Faunaindex und typspezifische Artenvielfalt ermittelt. Die Ankerpunkte basieren auf den im Rahmen der o.g. Untersuchungen festgestellten Werten bzw.

Wertspannen, mit vorrangigem Bezug auf (neuere) Bestandsaufnahmen, die mit der aktuellen Probenahmemethodik erfasst wurden.

Bei der Ankerpunktfindung wurde wie folgt vorgegangen:

- Die Auswertungen zur Ermittlung der Ankerpunkte erfolgten getrennt für die einzelnen Seetypen bzw. Gruppen von Seetypen (NDTl) und Ufertypen.
- Die Referenzwerte (= obere Ankerpunkte) wurden durch Mittelwertbildung der Ergebnisse zu ausgewählten Referenzstellen ermittelt.

  Die Belastungswerte (= untere Ankerpunkte) wurden wie folgt bestimmt: Für die Artenvielfalt wurde der Belastungswert auf ein Drittel des Referenzwerts gesetzt: Nach testweiser fachgutachterlicher Festsetzung für einzelne Ufertypen bzw. Einzelfälle, bei denen Belastungswerte sinnvoll abzuleiten waren, lagen diese in der Regel im Bereich von etwa einem Drittel des Referenzwerts. Für den Faunaindex wurde der Belastungswert fachgutachterlich so festgelegt, dass sich eine sinnvolle Spreizung zum wie oben ermittelten Referenzwert ergab.

  Die beschriebene Vorgehensweise zur Festsetzung der Belastungswerte war insbesondere deshalb erforderlich, da vielfach nur wenige Daten zu ungünstigen Zuständen vorliegen.
- Es wurden zunächst die Ankerpunkte für die Aufnahmen mit Berücksichtigung der Chironomidae ermittelt. In der Folge wurden dann die Ankerpunkte für Aufnahmen ohne Berücksichtigung der Chironomidae möglichst so festgesetzt, dass die Ergebnisse im Wesentlichen den Ergebnissen ohne Berücksichtigung der Chironomidae entsprechen. Der Mehrwert der Berücksichtigung der Chironomidae besteht so vor allem darin, dass die Ergebnisse besser abgesichert sind. Umgekehrt soll es zumindest möglich sein, bei dem derzeitigen Mangel an Bearbeitern notfalls die Seen auch ohne Bestimmung der Chironomidae zu bewerten.

Im Beirat wurden ferner folgende bewertungsrelevante Maßgaben abgestimmt:

- Bei Transekten, die keinem der drei differenzierten Haupt-Ufertypen eindeutig zuzuordnen sind, können Mischtypen gebildet werden. Als Mischtypen werden Ufer definiert, an denen beide Typen substanzielle Anteile am Transekt haben. Die Bewertung erfolgt durch Mittelung der Ergebnisse zu jedem beteiligten Typ.
- In Kap. 2.1 sind außerdem Subtypen der drei Haupt-Ufertypen definiert. Für diese Subtypen werden die Arteinstufungen der Haupttypen herangezogen, jedoch abweichende Ankerpunkte festgesetzt (z.B. natürlicherweise artenärmere, stark brandungsgeprägte Grob- oder Feinmineralufer).

Mit diesen Maßgaben wurden für die verschiedenen See- und Ufertypen die oben in Kap. 2.4 zusammengestellten Ankerpunkte ermittelt.

3.6 Plausibilisierung der Bewertungsergebnisse

Die wesentlichen Rechenergebnisse zu den in Kap. 3.1 zusammengestellten Bestandsaufnahmen sind im Tabellenanhang in Kap. 5.5 dokumentiert. Die Auswertungen erfolgten sämtlich mit dem ebenfalls in Anlage beigefügten Testtool (Kap. 5.3).

3.6.1 Hemerobie-Einstufung der Transekte/Probestellen

Die Hemerobieeinstufung des Eulitorals ist ein wesentlicher Teil der Plausibilitätsprüfung.

Für die Seen der Alpen und des Alpenvorlands erfolgte an den Überwachungsseen nach WRRL und weiteren Seen, die im Rahmen der Vorgängerprojekte bearbeitet wurden, wie oben beschrieben eine Kartierung der potenziell natürlichen Ufertypen (Hess & Heckes 2017). Parallel dazu wurde für die unterschiedenen Ufersegmente bzw. ggf. auch differenziert innerhalb dieser Segmente eine Hemerobie-Einstufung des Eulitorals vorgenommen, d.h. eine Abschätzung der Abweichung vom Optimal-(Natur-)Zustand. Die Bewertungsskala umfasst vier Stufen:

Stufe	Definition
1	unbeeinträchtigt, natürlich
2	gering beeinträchtigt, naturnah; entweder überhaupt nur Beeinträchtigungen von untergeordneter Relevanz für die Lebensraumfunktion des Eulitorals oder entsprechende Beeinträchtigungen bezogen auf die Ausdehnung des Eulitorals nur sehr kleinflächig ausgeprägt. Die Uferzonation augenscheinlich noch funktionsfähig und die typspezifischen Teilhabitate zumindest ganz überwiegend vorhanden
3	verändert; Beeinträchtigungen mit nennenswerter Relevanz für die Lebensraumfunktion des Makrozoobenthos vorhanden und/oder deutliche Einschränkungen der Flächenausdehnung zumindest einzelner typspezifischer Teilhabitate, z. B. über Einbauten, Spundwände, Steinschüttungen und Anlagen im Eulitoral und/oder über begrenzten Substrataustausch innerhalb einzelner Teilhabitate; natürlicher Charakter kleinflächig noch gut erkennbar und natürliche Uferlinie noch durchscheinend, partiell noch Renaturierungspotenzial
4	stark verändert, naturfern; großflächig massiv ver- bzw. überbaut bzw. so stark verändert, dass die typischen Teilhabitate allenfalls noch sehr kleinflächig vorhanden sind, z. B. in Folge von Überbauung, Ausbaggerung oder großflächigem Substrataustausch; kein Renaturierungspotenzial mehr

Die rezente bzw. historische litorale und pelagiale Dynamik sowie allgemein nutzungsbedingte Veränderungen sind dabei im Wesentlichen durch Luftbildvergleich sowie Vergleich mit historischen topografischen Karten 1 : 25.000 bzw. Urpositionsblättern[12] und Flurkarten 1 : 5.000[13] ableitbar. Dort sind oft sogar massivere Verbauungen, Stege u.a. abgebildet bzw. umgekehrt können anhand des Vergleichs auch

[12] Die Urpositionsblätter liegen erst ab etwa 1880 in einem hinreichenden Maßstab und mit hinreichender Genauigkeit vor, davor sind insbesondere auch die Seeufer eher ungenau bzw. unzuverlässig kartiert. Ab etwa 1900/1910 sind sie gewöhnlich gut geeignet.

[13] im vorliegenden Fall aus den Jahren 1870 bis 1940

Abschnitte identifiziert werden, die wahrscheinlich gleich geblieben sind und am ehesten als Referenzstellen in Frage kommen. Zum Teil konnten für einige Uferabschnitte auch historische Farb- und S/W-Fotos aus den Jahren 1938 bis 1960 standpunktgleichen aktuellen Fotos gegenübergestellt werden. Außerdem sind die Erfahrungen und Erinnerungen vieler früherer Begehungen des kartierenden Landschaftsökologen an diesen und anderen Seen bei der Bearbeitung mit eingeflossen.

Für die übrigen Naturräume wurde die Typzuordnung und die Hemerobieabschätzung für die untersuchten Ufertransekte durch die Bearbeiter des MZB vorgenommen. Dabei betrifft die Einstufung ausschließlich den beprobten Flachwasser-Bereich. Es herrscht entsprechend a priori keine Deckungsgleichheit mit den Abschnitten der LAWA-Strukturkartierung. Schilfrückgang wurde nur dann als strukturelle Störung mit nennenswerter Relevanz (Stufe 3) gewertet, wenn er eindeutig auf mechanische Einwirkung zurückzuführen war (z. B. Mahd, Entfernung, Vertritt, Überbauung, sichtbare Fraßschäden). Der großflächige historische Schilfrückgang ist zwar an einigen Seen gut dokumentiert, die Ursachen sind aber nicht eindeutig zu beschreiben bzw. zu quantifizieren. Sie liegen vermutlich in einer Kombination mehrerer Faktoren (Holsten et al. 2006, Roesel & Zak 2023, Wielgoss 2009): Wasserstandsführung, Wellenschlag durch Klimawandel, Fadenalgenwachstum durch Eutrophierung, Schädigung durch Oomyceten, Fraßdruck durch Gänse. Unter anderem wird auch die Beschattung durch aufkommende Ufergehölze als ein Faktor aufgeführt (Universität Hamburg 2008). Dies ist jedoch aus ökologischer Sicht ein natürlicher Zustand. Im Gegenteil, die Entfernung alter und standorttypischer Ufergehölze stellt aus fachgutachterlicher Sicht einen deutlichen Eingriff in das natürliche Substratgefüge des Eulitorals da, da Totholz und Falllaub durchaus wichtige und natürliche Teillebensräume des MZB bilden. Es ist zudem unklar, ob der fortschreitende Schilfrückgang durch Maßnahmen wie Anpflanzungen großflächig reversibel und dauerhaft stabil renaturiert werden kann. Daher werden Ufer, an denen der Schilfrückgang historisch belegt, die Ursachen aber nicht eindeutig zu benennen sind, hinsichtlich der aktuell kartierten Substrate eingestuft. Es erfolgt hier keine Bewertung nach dem historisch bekannten Ufertyp, da unklar ist, ob es sich unter den aktuellen Umweltbedingungen (Windstärke, Klima, Beschattung, Fraßdruck) überhaupt noch um einen potenziellen Schilfstandort handelt. Allerdings wurde der historisch belegte Schilfrückgang bei der Voreinschätzung der Hemerobie als "ursächlich nicht quantifizierbare Vorbelastung" derart berücksichtigt, dass für diese Ufer bestenfalls die Stufe 2 ausgewiesen werden kann. Mit der Stufe 2 als Ausgangsbasis führen an diesen Ufern dann kleinere Teilschädigungen (leichter Verbau der Uferlinie, Gehölzentferung an der Wasserwechselzone, kleinere Badeschneisen) leichter zu einer Abwertung in die Stufe 3.

Es versteht sich, dass bei den künstlichen Seen die Hemerobie-Stufe 1 nicht vergeben wird. Hier ist der naturnahe Zustand die bestmögliche Bewertung.

3.6.2 Plausibilisierung

Es wurden Kriterien zur einheitlichen und nachvollziehbaren Plausibilisierung erstellt und abgestimmt. Die Plausibilisierung der rechnerisch ermittelten Bewertung erfolgt danach zunächst in Bezug auf die Hemerobie, d.h. die Naturnähe bzw. Naturferne, sowie möglichst auch in Bezug auf die Experteneinschätzung der vorgefundenen Artengemeinschaften.

Erläuterungen zu den Plausibilisierungstabellen

- Faunaindex FI, Artenvielfalt AV und Gesamtbewertung MMI alle Taxa/ohne Chi = Indexwerte und Mittelwert aus den scores von Faunaindex und typspezifischer Artenvielfalt mit und ohne vertiefte Berücksichtigung der Chironomidae
- Hemerobie des Eulitorals in 4 Stufen von 1 natürlich bis 4 naturfern/stark gestört. Die Verschneidung von Hemerobie und Zustandsklasse nach MMI zur Plausibilitätsprüfung folgt grob dem nachstehenden Schema

Hemerobie	plausibel bei Zustandsklasse
1 natürlich	1 bis 2
2 naturnah	1 bis 2/3
3 verändert	3 bis 4
4 stark verändert	4 bis 5

- relevante Störung Abschätzung der Beeinträchtigungen/Strukturdefizite, die an der gegebenen Stelle als relevant für das MZB erachtet werden (möglichst nach eigener Ortskenntnis; z.B. fehlender Röhrichtgürtel, anthropogene Substratveränderung)
- expert judge = expert judgement MZB Bewertung der Zusammensetzung der Artengemeinschaft nach Experteneinschätzung mit kurzer Erläuterung
- Bewertung vs. Hemerobie / vs. expert judgement / vs. Chi Angaben zur Übereinstimmung des berechneten scores (und ggf. der Einzelwerte) mit den Einschätzungen der Hemerobie und der fachgutachterlichen Bewertung Artengemeinschaft und Bewertung, ob und inwieweit die Bewertung mit zusätzlicher Berücksichtigung der Chironomidae plausibler ist bzw. besser oder überhaupt erst abgesichert ist.
- Bemerkungen Insbesondere mögliche Gründe für wenig plausible Ergebnisse (z.B. methodische Abweichungen, Trophieüberprägung, Wasserstands(schwankungen), besiedlungsfeindliches Substrat; auch z.B. deutliche Abweichungen in der Bewertung der beiden Parameter FI und AV und mögliche Gründe (z.B. artenarme Seekreideufer u.a.)
- ggf. Stabilität Bewertung Überprüfung der Stabilität der Bewertung bei Mehrfachbeprobungen, ggf. mit Angaben zum Einfluss der Berücksichtigung der Chironomidae und der Bereinigung der scores.

Die Ergebnisse der Plausibilitätsprüfung sind mit Bezug auf die einzelnen Seen und ggf. Seetypen wie folgt zusammenzufassen:

Alpen/Alpenvorland

Typ 1

Es liegen Daten zu zwei Seen vor, die dem Typ von den Gutachtern des Büros für Gewässerökologie in Karlsruhe zugeordnet wurden: Federsee und Rohrsee. Das Eulitoral beider Seen ist durchgängig organisch geprägt und wird von den Gutachtern durchgängig als natürlich bewertet (Hemerobie 1). Der Federsee liegt in einem ausgedehnten Moorgebiet.

Für den gegenständlichen Seetyp wurden die Ankerpunkte durch die bearbeitenden Gutachter definiert (vgl. Kap. 2.5). Unter dem Vorbehalt methodischer Abweichungen[14] und teils abweichender Arteinstufungen für den Naturraum Alpen/Alpenvorland ergeben sich nach den aktuellen Aufnahmen 2021 für beide Seen plausible Ergebnisse. Sowohl die überwiegende Mehrzahl der Einzeltransekte als auch die Seen als Ganzes werden als sehr gut bewertet. Die wenigen Bewertungen als gut treten im Wesentlichen beim Rohrsee auf und sind auf eine niedrigere Vielfalt der typischen Arten zurückzuführen (siehe aber oben, Herleitung Ankerpunkte). Der Faunaindex weist jedenfalls die Funktion aller Transekte für das MZB als sehr gut aus. Auch werden beide Seen insgesamt als sehr gut bewertet, der Federsee mit einem MMI von 0,92 und der Rohrsee mit Werten von 0,86 bzw. 0,85 (mit und ohne Berücksichtigung der Chironomidae).

An beiden Seen wurden frühere Erhebungen von anderen Bearbeitern durchgeführt. Die Ergebnisse sind in beiden Seen ungünstiger und damit weniger plausibel. Dies gilt insbesondere für den Rohrsee mit sehr deutlichen Abweichungen der Bewertungsergebnisse von den Erwartungswerten nach der Hemerobie-Einschätzung. Von den Gutachtern des Büros für Gewässerökologie werden methodische Defizite nicht ausgeschlossen. Nach genauerer Betrachtung der Daten zum Rohrsee sind diese für eine Beurteilung des Verfahrens nicht geeignet und werden hier nicht weiter berücksichtigt. Beim Federsee liegt die Gesamtbewertung auch nach den älteren Daten bei sehr gut, allerdings mit einem score von um 0,82 und damit um 0,1 niedriger als nach den aktuellen Erhebungen.

Typ 2

Aus Bayern sind Daten zu fünf Seen des Typs verfügbar: Waginger See und Abtsdorfer See, Langbürgener See und Großer Ostersee sowie Hopfensee. Nur der Waginger See ist als großer See des Typs einzustufen.

[14] Bei der Bewertung der baden-württembergischen und rheinland-pfälzischen Seen bestehen Abweichungen gegenüber der oben in Kap. 3.5 beschriebenen, von den Autoren abschließend abgestimmten Verfahrensvorgaben, da die betreffenden Bearbeiter durch die zeitliche Verzögerung des Projekts nicht bis zum Abschluss mitarbeiten konnten. Bei der Berechnung des Faunaindex gehen die Neozoen mit ein. Als Ankerpunkte wurden die zum Bearbeitungszeitpunkt vorhandenen Ankerpunkte aus Bayern verwendet und bei den weiteren Auswertungen so weit angepasst, dass die Bewertungsergebnisse plausibel erschienen. Daher liegen etwa die Belastungswerte der Artenvielfalt in der Regel niedriger als ein Drittel des Referenzwerts. Die berechneten scores der beiden metrics wurden vor der Aggregation zum MMI auf Werte zwischen 0 und 1 geglättet. Der Faunaindex wird stärker gewichtet, wenn der Mittelwert der beiden Einzelwerte keine ganze Zahl ergibt. Zur Hemerobieabschätzung wurde die Uferstrukturkartierung herangezogen.

Die beiden erstgenannten Seen zeichnen sich ganz überwiegend durch organische Ufer aus, wobei es sich beim Waginger See wesentlich um ausgedehnte Röhrichtufer handelt, beim Langbürgener See zu einem größeren Anteil um Ufer, die von grobpartikulärem organischen Material dominiert werden sowie um Cladium- und/oder Großseggenufer auf Niedermoor oder Seekreide. Am Großen Ostersee und am Abtsdorfer See sind sowohl organische Verlandungsufer als auch allenfalls spärlich bewachsene feinmineralische Ufer ausgebildet. Der Hopfensee schließlich ist natürlicherweise fast vollständig von einem Gürtel aus Seggenbulten umgeben, dem teilweise noch eine ausgedehnte Schwimmblattzone vorgelagert ist.

Der Waginger See liegt im östlichen Landkreis Traunstein und ist zusammen mit dem Abtsdorfer See Teil eines ehemals ausgedehnten Seengebiets. Beide Seen zählen mit Wassertemperaturen von bis zu 27 bzw. 26 °C im Sommer zu den wärmsten Seen Oberbayerns. Die Ufer sind ganz überwiegend organisch geprägt, mit mehr oder weniger ausgedehnten Röhrichtbeständen. In geringerem Umfang kommen noch Feinmineralufer vor. Die beprobten Transekte sind großteils als natürlich und zu einem kleineren Teil als naturnah bewertet; nur ein Feinmineralufer am Strandbad fällt in die Hemerobieklasse 3.Im Zuge einer speziellen Beprobungskampagne im Jahr 2015 zur Erfassung ausgewählt ungünstiger Stellen wurde ein weiteres Transekt mit Hemerobie 3 bearbeitet.

- Die rechnerisch ermittelte Bewertung der Transekte korrespondiert in hohem Maß mit der Hemerobie-Einstufung: Sie werden ganz überwiegend als sehr gut bewertet, wobei eines aufgrund der hohen Neozoenanteile auf die Klasse gut zurückzusetzen war. Umgekehrt ergibt sich für die beiden feinmineralischen Transekte, die als mehr oder weniger deutlich verändert einzustufen waren, eine Bewertung als mäßig bzw. unbefriedigend. Sowohl Faunaindex als auch typspezifische Artenvielfalt liegen hier niedriger als bei der Mehrzahl der natürlichen oder naturnahen Transekte.
- Auffällig ist, dass der Faunaindex zudem sehr gut mit der eher feinen Differenzierung natürlicher und der naturnaher Transekte korrespondiert (Unterscheidung Hemerobie 1 vs. 2). Demgegenüber liegt die typspezifische Artenvielfalt in den natürlichen wie auch in den naturnahen Transekten mit einer Ausnahme sehr hoch (Klasse sehr gut). Dabei ist zu beachten, dass die Beprobungen am Waginger See zwar ähnlich, aber nicht vollständig nach der hier vorgelegten Probenahmevorschrift durchgeführt wurden. Die Auswertung der Daten seit 2010 hat gezeigt, dass die Bewertungen nach der früheren Methodik in der Größenordnung um etwa 15 % besser liegen. Die Eichung der Ankerpunkte erfolgte aber sinnvollerweise im Wesentlichen nach den Daten, die mit der jetzt gültigen Methodik erhoben wurden.
- Wie angestrebt ergibt die Bewertung ohne vertiefte Berücksichtigung der Chironomidae keine nennenswert abweichenden Ergebnisse. Allerdings werden die deutlich veränderten Uferabschnitte wesentlich schlechter bewertet.
- In der Summe wird der Waginger See als sehr gut bewertet, mit einem score von 0,88 mit und einem score von 0,84 ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken. Nach Korrektur um den empirisch ermittelten Faktor von (bis zu) 15 % aufgrund methodischer Abweichungen bei der Erfassung ergeben sich Werte von

(minimal) 0,71 bzw. 0,75 entsprechend Zustandsklasse "gut". Der Mittelwert der Hemerobie der untersuchten Transekte liegt bei 1,5, natürlich bis naturnah.

Der Abtsdorfer See ist an seinem Nord- und Südende durch mehr oder weniger ausgedehnte organische Verlandungsufer gekennzeichnet, im Westen und Osten dominieren mineralische Ufer mit mehr oder weniger mächtigen Ablagerungen von grobem organischen Material. Zwei der fünf untersuchten Transekte liegen in den Verlandungszonen, drei in den mineralischen Ufern. Die organischen Ufer sind natürlich, die mineralischen natürlich oder naturnah sowie in einem Fall auch stärker beeinträchtigt.

- Die rechnerisch ermittelte Bewertung der Transekte korrespondiert relativ gut mit der Hemerobie-Einstufung. Bei Detailbetrachtung der Einzelmetrics zeigt sich aber, dass der Faunaindex insgesamt, auch bei den natürlichen Stellen, ungewöhnlich niedrig liegt. Dies gilt insbesondere für die Feinmineralufer. An den geringfügig bis moderat beeinträchtigen Stellen liegt er nochmals niedriger. Demgegenüber wurde an allen Transekten eine sehr hohe typspezifische Artenvielfalt ermittelt, so dass sich nach Aggregation der Einzelscores sehr gute Bewertungen für die beiden Verlandungstansekte und gute Bewertungen für die Feinmineralufer ergeben, unabhängig von der Hemerobie-Einstufung als 1, 2 oder 2,5.
- Die Aufnahmen stammen aus 2010, als noch habitatspezifische Beprobungen durchgeführt wurden, die höhere Artenzahlen erbrachten. Nach Korrektur der Werte um den empirisch ermittelten Faktor 15 % ergibt sich eine Bewertung des Gesamtsees als gut, mit einem Index von 0,65. Die Gesamtbewertung und auch die aggregierten Bewertungen sind aus fachgutachterlicher Sicht akzeptabel, die übergreifend niedrigen Faunaindex-Werte und die undifferenzierte Bewertung der Feinmineralufer als gut sind jedoch nicht ganz zufriedenstellend.
- Auffällig ist eine sehr deutliche Abweichung der Bewertungsergebnisse ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken, wie sie so an keinem anderen See festzustellen war: Es zeigt sich, dass die o.g. niedrigen Faunaindex-Werte ganz wesentlich auf die Zuckmücken zurückgehen und dass sie ohne weitere Berücksichtigung der Gruppe durchweg besser liegen. Die Werte der Artenvielfalt stimmen weitgehend mit den oben für "alle Arten" beschriebenen überein. In der Summe führt dies zu einer einheitlichen Bewertung aller Transekte und des Gesamtsees als sehr gut (Mittelwert 0,89), nach Korrektur um Faktor 15 % liegt der Mittelwert für den Gesamtsee bei 0,76, gut.

Der Langbürgener See ist Teil einer ausgedehnten Seenlandschaft nordwestlich des Chiemsees, der sog. Eggstätt-Hemhofer Seenplatte im Landkreis Rosenheim. Er ist der größte von insgesamt 18 Seen in diesem Gebiet. Der See ist referenzfähig, der Natürlichkeitsgrad des Eulitorals wird ganz überwiegend sehr hoch eingeschätzt, nur in einer kleinen, gering bis moderat beeinträchtigen Uferbucht im Osten ergaben sich Hemerobie-Einstufungen als gering bis deutlich beeinträchtigt. Ein wesentlicher Unterschied zu den beiden o.g. warmen Typ 2-Seen Waginger und Abtsdorfer See ist ein deutlicher Grundwassereinfluss/-zustrom, der sich auch im Artenspektrum zeigt.

Die Ufer sind überwiegend organisch geprägt. Die untersuchten Transekte sind dabei zu gut einem Drittel Ufer mit Auflagen aus grobem organischen Material, die üb-

rigen organischen Ufer werden bestimmt von Großseggen- oder Cladium-Röhrichten auf Niedermoor und/oder Seekreide. Die Röhrichtufer sind aufgrund geringer Deckungsgrade teilweise als Mischtyp zum Feinmineralufer einzustufen. In Übereinstimmung mit der insgesamt geringen Repräsentanz klar feinmineralisch geprägter Ufer entfällt nur ein Transekt auf diesen Ufertyp.

Nach den aktuellen Aufnahmen 2021 stellt sich das Ergebnis wie folgt dar:

- Nach dem Faunaindex werden alle Transekte als sehr gut bewertet. Mit Ausnahme der etwas stärker beeinträchtigen Uferbucht T4 entspricht die Bewertung damit in allen Fällen der Hemerobie. Davon abweichend sind aber nur die rein organischen Ufer auch durch eine hohe typspezifische Artenvielfalt geprägt. Feinmineralbesiedler sind im Langbürgener See offensichtlich natürlicherweise unterrepräsentiert. Dies fällt besonders bei dem einzigen beprobten Feinmineralufer auf, das trotz natürlicher Ausprägung nur als mäßig bewertet wird. Die Vielfalt typischer Arten organischer Ufer liegt hier – wenngleich ebenfalls niedrig – deutlich höher als die der Feinmineralarten. Dies gilt im Übrigen auch für die Mischtypen mit höheren organischen Habitatanteilen.
- In der Summe werden über den MMI sowohl die Einzeltransekte ganz überwiegend als auch der Gesamtsee plausibel als sehr gut bewertet (score Gesamtsee 0,81). Auch die Bewertung des einzigen stärker beeinträchtigten Transekt als mäßig im Übergang zu gut stimmt gut mit der Hemerobieeinschätzung überein.
- Was das oben beschriebene Feinmineralufer betrifft: Möglicherweise beschränkt im Langbürgener See die übergreifend organische Prägung des Eulitorals in Kombination mit der naturräumlichen Einbindung das Potenzial für Feinmineralarten so stark, dass selbst Uferabschnitte mit geringen organischen Habitatanteilen nach den Vorgaben für organische Ufer besser bewertet werden und ggf. auch so behandelt werden sollten. In der Summe ergibt sich bei Bewertung des betreffenden Transekts (wie auch der Mischtypen) als organisches Ufer eine sehr gute Bewertung.
- Die Ergebnisse der Bewertung ohne vertiefte Berücksichtigung der Chironomidae stimmen in Bezug sowohl auf die Einzeltransekte als auch auf den Gesamtsee in hohem Maß überein.

Die Aufnahmen aus dem Jahr 2018 ergeben grundsätzlich ein ähnliches Bild der Bewertung, bei teils abweichenden Einzelscores[15]: Auch nach den Daten 2018 werden die etwas stärker beeinträchtigte organische Bucht und das natürliche Feinmineralufer als mäßig bewertet und die übrigen Transekten ganz überwiegend als sehr gut. Die insgesamt etwas ungünstigere Bewertung von 0,76 vs. 0,81 ergibt sich im Wesentlichen aus abweichenden Ergebnissen an einem Transekt mit hohen Feinmineralanteilen. An einem Transekt ergeben sich außerdem deutlichere Abweichungen, wenn die Chironomidae nicht vertieft berücksichtigt werden.

Die Ergebnisse in beiden Jahren decken sich im Übrigen auch weitgehend mit der fachgutachterlichen Einschätzung.

[15] und teils auch deutlicheren Abweichungen in den Arten- und Dominanzspektren

Der Große Ostersee ist – ähnlich wie der Langbürgener See - Teil einer großen Seenplatte mit moorigen und nährstoffarmen Seen, die von Nieder-, Übergangs- und Hochmooren umgeben sind. Er liegt südlich des Starnberger Sees im Landkreis Weilheim-Schongau. Wie der Langbürgener See speist sich der Große Ostersee wesentlich durch Grundwasser.

Der See ist referenzfähig, der Natürlichkeitsgrad des Eulitorals wird praktisch durchgängig sehr hoch eingeschätzt. Die Ufer sind zu etwa gleichen Teilen organisch und feinmineralisch geprägt. Nach den aktuellen Daten 2023 sind die Bewertungsergebnisse wie folgt zusammenzufassen:

- Nach dem Faunaindex werden die Transekte in Übereinstimmung mit der Hemerobie überwiegend als sehr gut bzw. im oberen Bereich von gut bewertet. Abweichend davon fällt der Index für zwei natürliche feinmineralische Transekte in die Klasse unbefriedigend, aufgrund der hohen Artenvielfalt werden beide Transekte als mäßig, im Übergangsbereich zu gut bewertet.
- Die typspezifische Artenvielfalt liegt mit einer Ausnahme sehr hoch oder zumindest hoch. Das einzige (organische) Transekt mit einer nur mäßigen Artenvielfalt wird durch den guten Faunaindex dennoch noch als gut bewertet.
- Aufgrund der weitgehend plausiblen Bewertung der Einzeltransekte stimmt auch die sehr gute Bewertung des Gesamtsees mit der Hemerobieeinschätzung überein. Der Index von 0,83 ergibt sich dabei sowohl mit als auch ohne vertiefte Berücksichtigung der Chironomidae, mit weitereichender Übereinstimmung der zugrunde liegenden Transektbewertungen.

Zum Großen Ostersee liegen außerdem noch Aufnahmen aus dem Jahr 2017 vor, die noch mit einer begrenzt abweichenden Methodik erhoben wurden. Die Artenvielfalt ist danach fast durchgehend geringer und auch der Faunaindex liegt zum Teil ungünstiger. In der Aggregation beider metrics ergibt sich aber für die meisten Einzeltransekte auch nach diesen Aufnahmen eine plausible Bewertung als sehr gut. Allerdings fallen zwei Transekte in die Klasse mäßig und werden damit im Vergleich zur Hemerobie zu ungünstig bewertet. Es handelt sich dabei um zwei der drei Transekte, die auch in 2023 tendenziell schlechter bewertet wurden. Der Grad der Abweichung führt aber nach den Daten 2017 zu einer Bewertung des Gesamtsees als gut (anstelle von sehr gut). Im Unterschied zu den aktuellen Ergebnissen fällt die Bewertung 2017 ohne vertiefte Berücksichtigung der Chironomidae schlechter und damit weniger plausibel aus. Der See wird zwar noch als gut bewertet, der See-Index liegt aber mit 0,64 sowohl nominell als auch numerisch letztlich um eine Klasse niedriger als nach den aktuellen Daten.

Der Hopfensee befindet sich in der Füssener Alpenrandbucht im Landkreis Ostallgäu auf einer Höhe von gut 780 m ü. NN. Es handelt sich um einen kleinen, flachen ungeschichteten See; die Seefläche beläuft sich auf knapp 2 km^2, die maximale Tiefe liegt bei gut 10 m. Weite Teile der (landseitigen) Uferzone werden von Schilfröhricht eingenommen, wasserseitig bestehen die Röhrichte im Wesentlichen aus Seggen(bulten), teilweise mit einem ausgedehnten Schwimmblattgürtel aus gelber Teichrose. Das Südufer des Sees geht in kalkreiche Niedermoorstandorte über.

- Nach den vorliegenden Bestandsdaten werden die untersuchten Seggenufer, die durchweg als natürlich einzustufen sind, sämtlich als sehr gut bewertet. Auch die Einzelscores fallen mit einer einzigen Ausnahme in die Klasse sehr gut.
- Neben den natürlichen Seggenufern wurden auch noch ein Strandbad mit Hemerobie 3 und das Eulitoral vor der aufgeschütteten Uferpromenade beprobt. Der Faunaindex trennt diese stark belasteten Transekte plausibel mit Werten von 0,22, unbefriedigend von den natürlichen Ufern ab. Die typspezifische Artenvielfalt ist aber auch in den beeinträchtigten Transekten sehr hoch, so dass die Gesamtbewertung mit mäßig bzw. gut etwas zu günstig ausfällt. Dies gilt in der Folge tendenziell auch für die Gesamtbewertung des Sees als sehr gut, mit einem score von 0,90 mit Berücksichtigung aller Arten.
- Die Ergebnisse ohne vertiefte Berücksichtigung der Chironomidae fallen ähnlich, fast durchgehend aber etwas ungünstiger aus. Danach ergibt sich für den See ebenfalls noch eine sehr gute Bewertung, der score liegt mit 0,83 aber näher an der Grenze zu gut.
- Mit Berücksichtigung der Tatsache, dass die Daten 2010 noch nach einer etwas abweichenden Methodik erhoben wurden, die im Vergleich zu aktuellen Aufnahmen erfahrungsgemäß im Mittel bis zu 15 % bessere Bewertungen liefert, ergibt sich nach Korrektur um diesen Faktor eine plausible Bewertung des Sees als gut, mit scores von 0,77 mit und von 0,71 ohne vertiefte Berücksichtigung der Chironomidae.

Aus Baden-Württemberg sind noch Daten zum Mindelsee verfügbar. Er liegt auf dem Bodanrück zwischen Überlinger See und Bodensee-Untersee. Die untersuchten Transekte sind überwiegend organisch geprägt, nur eines ist dem grobmineralischen Ufertyp zugeordnet. Nach der Uferstrukturkartierung werden sie überwiegend in Klasse 1 eingestuft, der ungünstigste Wert liegt bei 1,6. Es liegen Daten aus zwei Erhebungsphasen vor (2017 und 2021). Unter dem Vorbehalt der oben bei Typ 1 erläuterten allgemeinen methodischen Abweichungen und der Tatsache, dass von den Gutachtern des Büros für Gewässerökologie Karlsruhe unabhängig von den übrigen Seen des Alpenvorlands eigene Ankerpunkte festgelegt wurden, ergeben sich in beiden Erhebungsphasen durchweg plausible Ergebnisse, sowohl für die Einzeltransekte als auch für den Gesamtsee. Nach dem Faunaindex werden sämtliche Transekte in beiden Erhebungsphasen mit und ohne Berücksichtigung der Zuckmücken als sehr gut bewertet, die Artenvielfalt wird überwiegend als gut bis sehr gut eingestuft, nur in wenigen Fällen auch als mäßig. Die Ergebnisse sind mit wenigen, moderaten Abweichungen auch auf dem Niveau der Einzeltransekte stabil. Ebenso die Bewertung des Gesamtsees mit 0,88 in 2017 ohne Berücksichtigung der Zuckmücken und 0,87 bzw. 0,84 in 2021 ohne bzw. mit Berücksichtigung der Zuckmücken.

Typ 3

Aus Bayern sind Daten zu vier Seen des Typs verfügbar: Kochelsee und Staffelsee sowie die beiden kleinen Seen Riegsee und Wörthsee. Das Eulitoral aller dieser Seen ist über weite Strecken feinmineralisch geprägt. Organische Ufer sind insbesondere in Buchtlagen bzw. bei den beiden größeren Seen Kochelsee und Staffelsee im Über-

gang zu ausgedehnten Moorgebieten ausgeprägt. Die drei erstgenannten Seen liegen weit im Süden des Jungmoränenlands, der Wörthsee an dessen Nordgrenze.

Der Kochelsee ist ein Alpenrandsee. Er war ursprünglich dem LAWA-Typ 4 subsumiert, nach den Analysen der Vorgänger-Projekte ist er zönotisch aber eher dem Typ 3 zuzurechnen. Es handelt sich dabei um den Rest eines ehemals großen Sees, der nach Norden bis Penzberg reichte. Mit Verlandung der nördlichen Seeteile bildeten sich dort die Loisach-Kochelsee-Moore. Entsprechend sind hier auch organische Verlandungsufer ausgebildet, die sämtlich als natürlich eingestuft werden. Ansonsten dominieren feinmineralische Ufer, die überwiegend ebenfalls natürlich bis naturnah sind. Im Osten und Südosten finden sich auch stärker beeinträchtigte Abschnitte mit Bade- und Bootsbetrieb sowie Campingplätzen. Auch diese Abschnitte sind aber immer wieder von natürlichen Feinmineralufern durchsetzt.

Natürlicher Zufluss des Sees ist die Loisach, die im Nordwesten bei Schlehdorf mündet und im Nordosten bei Kochel den See wieder verlässt. Zusätzlich fließt dem Kochelsee über das Wasserkraftwerk Walchensee Wasser aus der Isar zu. Um die Schwankungen des Wasserspiegels gering zu halten, wird der Abfluss reguliert.

Zum Kochelsee liegen drei Aufnahmen vor, davon zwei 2019 und 2022, die nach der aktuellen Methodik erhoben wurden und die hier deshalb im Fokus stehen.

- Nach den beiden aktuellen Aufnahmen ergibt sich eine gute Übereinstimmung mit der Hemerobie, sowohl bezüglich der Einzeltransekte als auch in Hinblick auf die Gesamtsee-Bewertung (score Gesamtsee u, 0,7). Es fällt auf, dass die Feinmineralufer nach dem Faunaindex relativ ungünstig bewertet werden. Hier differenziert im Wesentlichen die Artenvielfalt; sie tut dies in Übereinstimmung mit der Hemerobie. Die weitgehend natürlichen organischen Ufer werden nach beiden Einzelscores und in der Summe sehr gut oder gut bewertet. Ebenso das einzige Felsufer im Südwesten.
- Die Bewertung mit und ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken unterscheidet sich nach den Aufnahmen 2019 nur wenig, beide Varianten liefern weitestgehend plausible Einzel- und Gesamtergebnisse. In der Erhebungsphase 2022 fällt die Bewertung ohne Berücksichtigung der Zuckmücken besser bzw. mit Bezug auf die Hemerobie tendenziell zu gut aus. Über die beiden Phasen hinweg liefert die Bewertung mit vertiefter Berücksichtigung der Zuckmücken stabilere Ergebnisse.
- Nach den Daten 2010 wird die Mehrzahl der Stellen besser bewertet, aufgrund höherer Werte bei der Artenvielfalt. Die hohen Artenzahlen sind dabei wohl im Wesentlichen auf die abweichende Methodik zurückzuführen. Umgekehrt werden die beeinträchtigten Stellen, aber auch ein ausgesprochen natürliches Schilfufer schlecht bewertet. In beiden Fällen erscheinen die Werte gegenüber der Hemerobie und auch der fachgutachterlichen Einschätzung zu niedrig. Zumindest der ungünstige Wert für das Verlandungsufer dürfte dabei auch auf methodische Abweichungen bei der Erfassung der Fauna der Schilfzone zurückzuführen sein.

Der Staffelsee westlich Murnau im Landkreis Garmisch-Partenkirchen gliedert sich in einen organisch geprägten Westteil im Übergang zu den angrenzenden Staffelseemooren und in einen überwiegend mineralisch geprägten Ostteil mit nur kleinflächig eingestreuten Verlandungsufern. Im Süden grenzt ein Molasseriegel an. Hier ist das

Eulitoral nur sehr schmal und mineralisch. Mit Ausnahme eines Transekts im Strandbad am Ostufer des Sees werden alle untersuchten Uferabschnitte als natürlich bis naturnah bewertet. Herausragend sind dabei die Verlandungsufer in Buchtalge im Westen.

Zum Staffelsee sind bisher nur Daten aus dem Jahr 2010 verfügbar, die noch nach einer etwas abweichenden Methodik erhoben wurden. Erfahrungsgemäß ergibt sich danach eine um bis zu 15 % günstigere Bewertung, was wesentlich auf die höhere Zahl der erfassten Arten zurückzuführen ist. Es liegt ferner noch eine gesonderte Aufnahme einer deutlich beeinträchtigten Stelle am Südwestufer aus einer Beprobungskampagne im Jahr 2015 vor. Auch damals wurde noch nach der flächengreifenderen Methodik mit entsprechend höherem Erfassungsgrad untersucht. Die Ergebnisse sind wie folgt zusammenzufassen:

- Sowohl nach dem Faunaindex als auch nach der Artenvielfalt werden die untersuchten Transekte überwiegend als sehr gut bewertet, mit ganz wenigen Ausnahmen, bei denen sich eine Bewertung als gut ergibt. In der Folge gilt dies auch für die aggregierte Bewertung der Einzeltransekte und des Gesamtsees.
- Eine sehr gute Bewertung ergibt sich auch für das Feinmineralufer am Strandbad; der Badebetrieb scheint hier die Lebensraumfunktion des Ufers nicht in dem durch die Belastungseinschätzung erwarteten Maß einzuschränken. Möglicherweise wird aber auch die Belastung des speziellen Uferabschnitts durch die übergreifend naturnahe Ausprägung des Eulitorals im Staffelsee überprägt, indem es in "Erholungsphasen" immer wieder zu Zuwanderungen aus angrenzenden Abschnitten kommt.

  Ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken fällt die Bewertung hier im Übrigen schlechter aus, insbesondere der Faunaindex weist den Zustand des Transekts als mäßig aus (siehe auch unten). Offensichtlich umfassen insbesondere die Zuckmücken in diesem Bereich empfindliche Arten. Dies gilt im Übrigen für den Großteil des Transekte des Staffelsees.
- Die strukturell deutlich beeinträchtigte Stelle am Südostufer wird nach dem Faunaindex plausibel als unbefriedigend bewertet. Aufgrund der sicherlich methodisch mitbedingten sehr hohen Artenvielfalt wird das Transekt insgesamt als mäßig bewertet. Auch wenn die Stelle strukturell deutlich beeinträchtigt ist, erscheint die Bewertung als mäßig nach fachgutachterlicher Überprüfung der Arten- und Dominanzspektren plausibel. Möglicherweise kommt auch hier die übergreifend naturnahe Eulitoralausprägung des Sees zum Tragen.
- Auffällig ist schließlich der vergleichsweise ungünstige Wert der Artenvielfalt an dem natürlichen Transekt 11 auf der Südseite der Insel. Es handelt sich um die einzige Stelle mit fast nur mäßiger Artenvielfalt, ohne Berücksichtigung der Zuckmücken stellt sich die Situation dort noch ungünstiger dar. Das Phänomen artenärmerer Eulitoralzönosen an den Inseltransekten findet sich an mehreren Seen.
- In der Summe wird der Staffelsee nach den verfügbaren Daten plausibel als sehr gut bewertet, auch wenn die scores mit 0,98 bzw. 0,90 sehr hoch liegen. Die methodisch veranlasste Korrektur um Faktor 15 % ergibt mit Werten von 0,83 bzw. 0,77 eine Einstufung im Übergangsbereich zu gut.

Der Riegsee liegt unweit östlich des Staffelsees, nordöstlich von Murnau. Es handelt sich um den größten oberbayerischen See ohne oberirdischen Zu- und Abfluss. Er wird vermutlich von Grundwasser gespeist und entwässert. Das Eulitoral ist ganz überwiegend feinmineralisch geprägt, nur im Süden und vor allem im Norden finden sich ausgedehnte Verlandungszonen.

Es liegen Daten aus den Jahren 2011 und 2018 vor. Beide Aufnahmen erfolgten noch nach einer (begrenzt) abweichenden Methodik, die aufgrund größerer Beprobungsflächen in der Regel einen höheren Erfassungsgrad und damit höhere Artenzahlen impliziert. Die Feinmineralufer des Sees sind überwiegend als naturnah einzustufen, die Verlandungsufer im Südosten und im Norden als natürlich.

- Die beiden organischen Ufer werden nach den neueren Daten plausibel sehr gut bewertet. Insbesondere die nördliche Bucht, die nur im Jahr 2018 bearbeitet wurde, zeichnet sich durch einen extrem hohen Absolutwert typischer und spezifischer Arten aus. Die ungünstigere Bewertung der südlichen Verlandungszone nach den 2011er Daten als gut ist vermutlich auf methodische Abweichungen bei der Erfassung der Verlandungsufer zurückzuführen.
- Die Feinmineralufer auf der Ostseite des Sees werden in Übereinstimmung mit der Hemerobie gut bewertet, die Westufer als sehr gut. Der Uferabschnitt am Südostende des Sees fällt aufgrund der (sehr) niedrigen Vielfalt typischer Arten in die Klasse mäßig.

  Mit einer Ausnahme stimmen die Bewertungen in beiden Erhebungsphasen überein. Nur an einem Transekt im Osten wurde nach den Daten aus 2011 eine deutlich abweichende Besiedlung festgestellt, die in dem naturnahen Transekt zu einer Zustandsbewertung als mäßig bis unbefriedigend führt und zwar aufgrund ungünstiger Werte beider Einzelmetrics. Die Bewertung ist fachgutachterlich zu bestätigen. Die sehr deutlichen Unterschiede in den Arten- und Dominanzspektren nach den beiden Aufnahmen lassen sich allerdings nicht klären.
- Die vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken führt beim Riegsee nach den neueren Erhebungen überhaupt nur an zwei Transekten zu leicht unterschiedlichen Bewertungen, die im Rahmen der Plausibilität bleiben und sich auch in der Gesamtbewertung des Sees nicht niederschlagen. Der See wird nach beiden Auswertungsvarianten als sehr gut, nach Korrektur methodisch bedingter "Übererfassung" plausibel mit Werten von 0,76 bzw. 0,73 als gut bewertet.

  Insbesondere aufgrund der deutlich ungünstigeren, wenig plausiblen Bewertung des o.g. Transekts im Osten fällt die Gesamtbewertung nach den früheren Aufnahmen 2011 im score um 0,1 ab, bleibt jedoch vor und nach Korrektur in der Klasse gut (korrigierter Wert 0,67). Über die Gesamtheit der Transekte hinweg kann die Bewertung damit trotz eines "Ausreißers" als stabil bewertet werden. Stabilität der Ergebnisse und Plausibilität der Bewertung sind aber im Fall der früheren Erhebung entscheidend von der vertieften Berücksichtigung der Zuckmücken abhängig. Ohne eine differenzierte Betrachtung der Gruppe ergeben sich deutlich schlechtere Bewertungen aller Einzeltransekte und des Gesamtsees.

Der Wörthsee liegt im nördlichen Landkreis Starnberg, auf Höhe des Nordteils des Ammersees. Er wird überwiegend von Grundwasser gespeist. Zum Wörthsee sind Daten aus den Jahren 2010 und 2017 verfügbar. Danach wird der Zustand des Euli-

torals des Sees in Übereinstimmung mit der mittleren Hemerobie als mäßig bewertet, sowohl vor als auch nach Korrektur der Daten aufgrund von Abweichungen in der Erfassungsmethodik. Nach den Daten 2010 fällt die Bewertung insgesamt etwas schlechter aus.

- Die Bewertungen der einzelnen Transekte sind zwar fachgutachterlich nachvollziehbar, Unterschiede in der Hemerobie werden dadurch aber nicht bzw. allenfalls bedingt abgebildet. Ein Grund dafür könnte sein, dass die natürlichen und naturnahen Transekte des Nordwestufers von Seekreide dominiert sind. Es handelt sich dabei um ein Substrat, das von den Makrozoobenthos-Organismen allgemein nur sehr schwach besiedelt wird. Die artenarmen Zönosen werden entsprechend ungünstig bewertet, ähnlich ungünstig oder sogar ungünstiger als die beeinträchtigten kiesigen Ufer im Süden und Osten. Das Gros der Transektbewertungen fällt so in die Klasse mäßig. Bei den Kiesufern deckt sich dies überwiegend auch mit der Hemerobie-Einschätzung.

  Nach den Daten 2010 fallen zwei der seekreidedominierten natürlichen bzw. naturnahen Transekte sogar in die Zustandsklassen unbefriedigend bzw. schlecht.

- Ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken ergibt sich in beiden Erhebungsphasen gleichermaßen eine etwas ungünstigere Bewertung, indem einige bzw. mehr Transekte als unbefriedigend oder auch als schlecht bewertet werden. Nach den Daten 2017 handelt es sich dabei um stärker belastete Uferabschnitte, nach den Daten 2010 aber auch um naturnahe Bereiche. Insgesamt erscheint die Bewertung mit vertiefter Berücksichtigung der Zuckmücken etwas stabiler und unter den oben beschriebenen Vorbehalten auch plausibler.

Aus Baden-Württemberg liegen noch Daten zum Ilmensee aus Oberschwaben vor. Er liegt in einem großen Moorgebiet, das als FFH-Gebiet ausgewiesen ist. Er ist ein natürlicher See mit Verlandungsmoor. Die untersuchten Transekte sind überwiegend organisch geprägt, zwei sind dem feinmineralischen Ufertyp zugeordnet. Die feinmineralischen Ufer wurden nach dem aktuellen Zustand eingestuft. Bei Transekt 1 handelt es sich um einen geschütteten Badeplatz. Nach der Uferstrukturkartierung werden die beiden Feinmineralufer der Klasse 3 zugeordnet, die organischen Ufer sind als naturnah eingestuft. Es liegen Daten aus zwei Erhebungsphasen vor (2014 und 2021). Unter dem Vorbehalt der oben bei Typ 1 erläuterten allgemeinen methodischen Abweichungen ergeben sich in beiden Erhebungsphasen für die organischen Ufer plausible Ergebnisse, sowohl in Hinblick auf die Hemerobie-Einstufung als auch auf die gutachterliche Einschätzung der Zönosenzusammensetzung. Die beiden Feinmineralufer mit ungünstiger Strukturgüte-Einstufung werden nach den Erhebungen 2021 mit gut bis sehr gut bewertet, nach den Daten aus 2017 fällt eines der Transekte in die Klasse mäßig. Möglicherweise handelt es sich tatsächlich um (beeinträchtige) organische Ufer, die nach den strengeren Vorgaben für diesen Ufertyp weniger gut bewertet würden, oder aber es wirken sich die Beeinträchtigungen für das MZB nicht relevant aus. Die gute Bewertung der beiden Transekte 2021 stimmt mit der gutachterlichen Einschätzung überein; zumindest zeigen die Zönosen der beiden Stellen keine auffälligen Defizite. Gleiches gilt im Übrigen für die ungünstigere Einstufung des Feinmineralufers 2017. Letztlich kommen die Gutachter des Büros für Gewässerökologie zu dem Schluss, dass der ökologische Zustand des Sees gut abgebildet wird, im Fall der Feinmineralufer aber nicht die Strukturgüte.

Typ 4

Der Seetyp ist nur in Bayern und in Baden-Württemberg (Bodensee) ausgebildet. Es liegen Daten zu fünf großen bayerischen Seen des Typs vor, mit jeweils mindestens zwei Erhebungsphasen, wobei zumindest eine Beprobung nach der hier festgeschriebenen Methodik erfolgte: Ammersee, Chiemsee, Starnberger See, Tegernsee und Königssee.

Der Ammersee ist der am weitesten nach Norden vorgeschobene See des Typs im Alpenvorland. Hauptzufluss ist die aus den Kalkalpen kommende Ammer im Süden, der Abfluss erfolgt über die Amper im Nordosten.

Das Eulitoral ist wesentlich von fein- und grobmineralischen Ufern geprägt, echte Verlandungsufer sind kaum vorhanden[16]. Nur in zwei Untersuchungstransekten sind die Wasserschilfbestände so gut ausgebildet, dass als PNU ein Mischtyp anzusetzen ist. Eine Besonderheit des Sees ist die über weite Strecken großflächige Ausdehnung des Eulitorals, was unter anderem dazu führt, dass selbst den groben Mineralufern vielfach ein Feinsedimentgürtel vorgelagert ist. Insgesamt ist die Habitatvielfalt in der Regel sehr hoch, mit entsprechenden Rückwirkungen auf die Artenvielfalt. Eine weitere Besonderheit ist die Ausprägung echter Auwälder an einigen Abschnitten im Westen und im Osten. Bei dem gegebenen Ansatz der Eulitoralbeprobung kommt dies aber allenfalls sehr bedingt zum Tragen.

Die wasserseitigen Ufer werden ganz überwiegend als natürlich bis naturnah bewertet. Nur zwei der 15 beprobten Uferabschnitte sind (etwas) stärker beeinträchtigt: Ein Abschnitt auf der Ostseite in der Herrschinger Bucht und bedingt noch ein weiterer Abschnitt auf der Westseite bei Riederau.

Es liegen Aufnahmen aus vier Erhebungsphasen vor, wobei die erste Aufnahme 2009 noch in die Testphase der Beprobung fällt und methodisch nicht vergleichbar ist; sie wird hier nicht weiter betrachtet. 2016 wurde noch mit dem flächengreifenderen Ansatz beprobt, der in der Regel einen höheren Erfassungsgrad und damit höhere Artenzahlen impliziert. Grundsätzlich sind die Daten aber verwendbar, ggf. mit einer gewissen Korrektur der Bewertungen nach unten. Zwei Aufnahmen 2019 und 2022 wurden bereits mit der jetzt festgesetzten Methodik bearbeitet. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Nach den beiden vorrangig relevanten aktuellen Aufnahmen 2019 und 2022 wird der Zustand des Ammersee-Eulitorals durchaus plausibel als gut bis sehr gut bewertet, mit einer ganz überwiegend sehr guten und guten Bewertung der Einzeltransekte (score See 0,84 bzw. 0,76 mit und 0,91 bzw. 0,75 ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken). Nur der deutlich belastete Uferabschnitt in der Herrschinger Bucht wird in beiden Jahren korrekt als unbefriedigend bis mäßig bewertet.
- Auch wenn die Unterschiede nicht gravierend sind, so entspricht die rechnerisch ermittelte Bewertung mit vertiefter Berücksichtigung der Zuckmücken tendenziell eher der fachgutachterlichen und auch nach der Hemerobie anzusetzenden Be-

[16] Das Südende des Sees mit ausgedehnteren Schilfröhrichten ist, vermutlich aus Gründen des Vogelschutzes, aus der MZB-Beprobung ausgenommen.

wertung (2022) bzw. liefert offensichtlich die stabileren Ergebnisse (2019 vs. 2022).

- Wesentlicher Unterscheid zwischen den beiden Erhebungsphasen ist die Bewertung aller vier Transekte im Norden (nahe Amperausrinn) bzw. Nordwesten des Sees (Breitbrunn bis Buch), die 2019 sämtlich ungünstiger bewertet werden. Möglicherweise sind hier Unterschiede im Wasserstand ursächlich. Gleiches gilt für das Mischufer beim Seeholz auch der Westseite, bei dem die feinmineralische Komponente weitgehend gleich bewertet wird wie 2022, die organische aber ungünstiger (Flutungszustand der organischen Habitate?).
- Die methodisch nicht umstandslos vergleichbare Aufnahme aus 2016 liefert sehr ähnliche Ergebnisse wie die aus 2022. Die ungünstige Struktur des Uferabschnitts in der Herrschinger Bucht bildet sich hier trotz der übergreifend hohen Artenvielfaltswerte noch stärker ab, in einer Bewertung im Übergang von schlecht zu unbefriedigend.
- Auch bei den 2015 in einer gesonderten Kampagne beprobten strukturell "schlechten" Stellen wird die Herrschinger Bucht als schlecht bewertet, während die Lebensraumfunktion der beiden anderen strukturell belasteten Abschnitte angesichts der dort vorherrschenden hohen Habitatvielfalt ökologisch plausibel als sehr gut zu bewerten ist (Bootsanlegestelle bei Dießen, Ufer bei Schondorf mit Verbau jenseits der Wasserlinie sowie Stegen und Bootshäuschen). Das Rechenergebnis deckt sich mit der fachgutachterlichen Bewertung der Zönose und der Funktionalität der Habitate.
- Die Stabilität der Bewertungsergebnisse ist als hoch zu bewerten.

Der Chiemsee ist der größte See Bayerns. Der Hauptzufluss ist die Tiroler Achen, die im Südosten in einem großen Delta in den See mündet. Den einzigen Abfluss bildet die Alz im Nordosten.

Das Eulitoral des Sees ist wesentlich von fein- und grobmineralischen Bewegtwasserufern geprägt. Von den insgesamt 20 Untersuchungstransekten entfallen vier auf organische Verlandungsufer, wovon zwei in einer abgetrennten Bucht im Nordwesten liegen. Der Uferabschnitt östlich des Alzausrinns ist als grobmineralisch-organisches Mischufer eingestuft.

Auch für den Chiemsee sind Daten aus insgesamt vier Erhebungsphasen verfügbar, die grundsätzlich verwendbar sind, ggf. unter Vorbehalt bzw. mit Korrektur bei den Daten aus 2010 und 2016 (begrenzte methodische Abweichungen bei der Erfassungsmethodik).

- Nach den aktuellen Daten 2022 ergibt sich für etwa zwei Drittel der untersuchten Transekte mit Bezug auf die Hemerobie eine plausible Bewertung. Insgesamt fünf Transekte fallen in der zönotischen Bewertung gegenüber der weitestgehend natürlichen Ausprägung deutlich ab. Es handelt sich dabei um die Transekte im bzw. im Nahbereich des Achendeltas bzw. in dessen Abstrom am Ostufer des Sees Richtung Alzausrinn. Analoges gilt für den Uferabschnitt der Herreninsel; das Phänomen tendenziell ungünstiger Bewertungen an Inseltransekten ist auch an anderen Seen festzustellen (z.B. Staffelsee, Starnberger See).

Umgekehrt wird eines von zwei stärker beeinträchtigten Transekten nach den Aufnahmen 2022 sehr gut bewertet, wobei die günstige Bewertung insbesondere auf eine offensichtlich empfindliche Zuckmücken-Zönose zurückgeht; ohne vertiefte Berücksichtigung der Gruppe wird der Abschnitt als gut bis mäßig bewertet.

Ganz allgemein erscheint die Differenzierung der Bewertung mit Bezug auf die Hemerobie an einzelnen Transekten ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken etwas plausibler, das Gesamtbild der relevant abweichenden Bewertung der Südost-/Ostufer von der Hemerobie bestätigt sich aber bei beiden Varianten.

Die Gesamtbewertung des Sees als gut ist plausibel; die scores liegen bei 0,69 bzw. 0,66.

- Nach den aktuellen Daten 2019 stellt sich die Situation insgesamt günstiger dar. Der See wird als gut bis sehr gut bewertet (scores 0,78 bzw. 0,82). Wesentlicher Unterschied ist eine deutlich günstigere Bewertung der Uferabschnitte im Nahbereich bzw. im Abstrom der Tiroler Achen. Außerdem werden die Verlandungsufer in der Schafwaschener Bucht plausibel deutlich besser bewertet.
- Ein ähnliches Bild "schwankender" Bewertungen zeichnete sich bereits bei den frühen Untersuchungen 2010 und 2016 ab. Nach mittlerweile vier Erhebungsphasen zeigt sich, dass über die Untersuchungsjahre abweichende Bewertungen vor allem die o.g. Ost- und Südostufer im Nahbereich des Achendeltas bzw. im Abstrom der Achen betreffen.

  2016 werden die betreffenden Transekte wie 2022 deutlich ungünstiger bewertet, als es die strukturelle Ausprägung der Ufer erwarten ließe. Die übrigen naturnahen und natürlichen Transekte werden plausibel als gut bis sehr gut bewertet. Die stärkere Beeinträchtigung der zwei Uferabschnitten mit Hemerobie 3 bildet sich in der Transektbewertung nicht ab, insbesondere aufgrund des guten Faunaindex. Wiederum sind für die günstige Bewertung in erster Linie die Zuckmücken ausschlaggebend. Die Gesamtbewertung liegt mit 0,79 bzw. 0,73 im Bereich von gut bis sehr gut; sie ist aufgrund der abweichenden Erfassungsmethodik ggf. nach unten zu korrigieren und dürfte danach wie 2022 im mittleren guten Bereich liegen.

  Nach den Daten 2010 ergibt sich wieder eine deutlich bessere Bewertung, auch der o.g. Ost/Südost-Transekte. Die absolute Höhe der Bewertung als sehr gut ist im Wesentlichen auf bessere Werte bei der Artenvielfalt zurückzuführen. Angesichts des damals flächengreifenderen Untersuchungsansatzes ist eine Korrektur nach unten erforderlich. Mit Abwertung um den Erfahrungswert bis 15 % ergibt sich in besserer Übereinstimmung mit den übrigen Ergebnissen eine Bewertung des Gesamtsees als gut bis sehr gut (0,78 bzw. 0,76).
- Zusammenfassend lassen sich die am Chiemsee festgestellten Schwankungen in der Bewertung insbesondere auf Abweichungen an einer Gruppe von Transekten zurückführen, die mutmaßlich von der Tiroler Achen beeinflusst werden. In erster Linie ist hier an Sedimentablagerungen zu denken, die sich in einem der "ungünstigeren" Untersuchungsjahre im Luftbild genau in diesen Bereichen deutlich abzeichneten. Möglicherweise kommen an den genannten Ufern auch Wasserstandsschwankungen stärker als andernorts im See zum Tragen. Die Bewertung dieser Transekte ist im weiteren Monitoring jedenfalls zusätzlich fachgutachterlich zu überprüfen.

Im Unterschied zum Ammersee und zum Chiemsee hat der Starnberger See keinen Zufluss aus den Alpen. Er speist sich im Wesentlichen aus mehreren kleinen Fließgewässer und wenigen unterirdischen Quellen. Der größte Zufluss ist die Ostersee-Ach im Süden. Der (ebenfalls geringe) Abfluss erfolgt über die Würm im Norden. Entsprechend geringer als an den beiden vorgenannten Seen fallen auch die Wasserstandsschwankungen aus.

Das Eulitoral wird zu etwa gleichen Teilen von grobmineralischen und feinmineralischen Ausprägungen bestimmt, nur im Südosten und in der Zeismeringer Bucht im Westen sind ausgedehntere Verlandungsbereiche vorhanden. Einer dieser Bereiche wird auch im Monitoring erfasst. Die wasserseitigen Ufer des Sees sind über weite Strecken mindestens naturnah ausgebildet; etwaige Verbauungen sind meist erst so deutlich hinter der Wasserlinie vorhanden, dass sie den eulitoralen Lebensraum weder direkt noch indirekt beeinträchtigen. Eine diesbezügliche Ausnahme stellt insbesondere die Seepromenade mit Schiffsanlegestelle im Norden dar.

Zum Starnberger See sind mittlerweile Aufnahmen aus drei Untersuchungsphasen verfügbar, davon zwei 2021 und 2023, die nach der aktuellen Methodik durchgeführt wurden:

- Der See wird danach stabil als gut bewertet (um 0,70 bzw. 0,71), nach den frühen Aufnahmen auch mit Korrektur etwas günstiger mit 0,77. Auch die Bewertung der Einzeltransekte stimmt im Wesentlichen mit der Hemerobie überein, wie beim Chiemsee erscheint die Bewertung ohne Chironomidae noch ein wenig besser zu differenzieren.
- Die strukturelle Belastung bildet sich in den Zönosen nicht immer in vollem Umfang ab, wobei die tendenziell günstige Bewertung in der Regel auf die relativ hohe Artenvielfalt zurückgeht. Möglicherweise spielt es hier eine Rolle, dass die Habitate sich trotz Belastung grundsätzlich nicht so wesentlich von den naturnahen Habitaten unterscheiden (Phänomen der Stein- und Kiesufer). Aus Einbindung Insgesamt fällt aber der engere Siedlungsbereich von Starnberg mit der Seepromenade jedenfalls ungünstiger aus als das Gros der übrigen Transekte.
- Die im Jahr 2015 gezielt untersuchten deutlich belasteten Stellen werden selbst nach der damaligen flächengreifenderen Erfassungsmethodik plausibel als schlecht bzw. der mäßig beeinträchtigte Abschnitt am Südende des Sees als mäßig bewertet.
- Auffällig ist wiederum eine verglichen mit der Hemerobie ungünstige Bewertung der Roseninsel, wie dies bereits oben bei Chiemsee und Staffelsee festgehalten wurde.

Der Tegernsee liegt näher am Alpenrand als die vorgenannten Seen. Es fließen ihm von Süden, Westen und Osten zahlreichen Bäche zu, die Hauptzuflüsse sind die aus den Alpen entwässernden Flüsse Weißach und Rottach im Süden. Einziger Abfluss ist die Mangfall im Nordosten.

Das Eulitoral ist wie bei den anderen Seen des Typs auch ganz überwiegend fein- und grobmineralisch geprägt. Auch in den Buchtlagen im Süden sind allenfalls kleinflächig dichtere Verlandungszonen ausgeprägt. Das Nordostufer zum Ausrinn der Mangfall hin weist zwar dichtere Röhrichtbestände auf, der Bodengrund ist aber auch dort deutlich mineralisch und nicht organisch geprägt.

In den Ortslagen Tegernsee, Bad Wiessee und Rottach-Egern am Südende sind die Ufer teilweise deutlich beeinträchtigt, vielfach resultiert diese Beeinträchtigung aber darin, dass überhaupt kein Eulitoral mehr ausgebildet ist (Ufermauern bis in das Sublitoral). In allen drei Bereichen umfasst das Monitoringprogramm Transekte mit begrenzten Beeinträchtigungen. Die verbleibenden Ufer sind in der Regel naturnah bis ausgesprochen natürlich ausgeprägt.

- Nach den aktuellen Daten 2021 wird der See als gut bewertet (score 0,69 bzw. 0,65). Die wie oben beschrieben begrenzt beeinträchtigten Transekte fallen in die Klasse mäßig, das Gros der natürlichen und naturnahen Abschnitte wird gut bis sehr gut bewertet. Den beiden Transekten im Nordosten zum Mangfallausrinn hin kommt insbesondere aufgrund der geringen Artenvielfalt trotz (sehr) günstiger Hemerobie nur eine mäßige Bedeutung zu. Der Befund steht weitgehend in Einklang mit der fachgutachterlichen Einschätzung, ist aber insbesondere auch im Vergleich zu den 2017 festgestellten Zönosen, die beide Transekte als sehr gut ausweisen, nicht erklärlich. Die gilt auch unter Berücksichtigung der damals noch abweichenden Erfassungsmethodik, d.h. nach Korrektur um den Faktor 15 %.
- Nach den Aufnahmen 2017 fällt der Tegernsee, nach methodisch bedingter Korrektur um 15 % in den Übergangsbereich von gut zu sehr gut (0,94 bzw. 0,90 nach Korrektur 0,80 bzw. 0,77 mit bzw. ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken). Wesentliche strukturelle Beeinträchtigungen bilden sich dabei über den Faunaindex überwiegend gut ab, die Artenvielfalt ist aber aufgrund der damaligen Methodik übergreifend sehr hoch. Dies gilt im Übrigen auch für die 2015 gezielt untersuchten belasteten Abschnitte.
- Tatsächlich dürfte die aktuelle Bewertung den Zustand des Eulitorals mit gut korrekt wiedergeben. Es ist aber festzuhalten, dass die Monitoringstellen die tatsächlich gravierend beeinträchtigten Uferabschnitte nicht erfassen (können; fehlendes Eulitoral siehe oben). Insofern fällt die Bewertung anhand der tatsächlich beprobten Stellen insbesondere aufgrund der Nordosttransekte zu ungünstig aus. Eine plausible höhere Bewertung wäre dann aber angesichts der Eulitoralüberbauungen für den Gesamtsee vermutlich nach unten zu korrigieren.

Der Königssee liegt in den Berchtesgadener Alpen. Er erhält Wasser aus mehreren Zuflussgebieten aus den Alpen. Einziger Abfluss ist die Königsseer Ache im Norden.

Das Eulitoral ist, soweit nennenswert ausgeprägt, mit Ausnahme der Bootsanlagestellen im Malerwinkel im Norden und einem kleinen Abschnitt bei St. Bartholomä im Westen mehr oder weniger durchgängig natürlich und in kleineren Abschnitten naturnah. Die Ufer sind überwiegend felsig, teils sehr steil, teils mit Totholzablagerungen auf kleineren Simsen.

- Die Bewertungen sowohl nach den Aufnahmen 2016 als auch 2021 sind in der Summe wie auch mit Bezug auf die Einzeltransekte plausibel. Teils ungünstigere Werte der Artenvielfalt in den Steilufern, die zu einer Bewertung als gut führen, sind sicher methodisch bedingt; die Steilwände sind nur sehr schwer zu beproben. In beiden Erhebungsphasen ergibt sich sowohl mit als auch ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken eine sehr gute Bewertung für den See und für das Gros der Transekte.

Mittelgebirge und Stufenland

Typ 7

Laacher See; hauptsächlich von Grundwasser gespeister See in der östlichen Vulkaneifel. Im Abschlussbericht des Büros für Gewässerökologie Karlsruhe für Baden-Württemberg (BfGÖ 2024) wurden für den Typ mit Bezugnahme auf den See Ankerpunkte ermittelt. Auswertungen zum Laacher See können auf dieser Grundlage durchgeführt werden.

Typ 9

Es gibt nur wenige natürliche Seen dieses Typs. Einziger im Rahmen des Projekts untersuchter See ist der Titisee im südlichen Schwarzwald. Es handelt sich um einen natürlichen huminstoffreichen Referenzsee des Typs. Das Eulitoral ist ganz überwiegend feinmineralisch geprägt; organische Habitate kommen nur in kleinen Bereichen des Zuflusses vor und wurden daher nicht beprobt.

Die Gutachter stellen vorab fest, dass die Bewertung des Titisees schwierig ist. Die Uferstruktur wird als mäßig bewertet. Im Flachwasser wechseln sehr kleinräumig günstige und belastete Flachwasserzonen einander ab bzw. greifen auch ineinander über. So liegt beispielsweise das sehr gut bewertete Transekt 2 als kleiner Abschnitt zwischen zwei größeren als mäßig und unbefriedigend bewerteten Abschnitten.

Es sind Daten aus Erhebungen der Jahre 2014, 2018 und 2021 verfügbar. Die Bewertung durch das Büro für Gewässerökologie Karlsruhe erfolgte mangels weiterer Daten und Referenzen anhand der Ankerpunkte, die von den Gutachtern für die Baggerseen des Typs 5 bis 7 festgelegt wurden. Die bei Typ 1 genannten methodisch bedingten Abweichungen bestehen auch für den Titisee. Nach den Erhebungen 2014 und 2021 wird der Titisee insgesamt als gut bewertet, 2014 im Übergang zu mäßig und 2021 im Übergang zu sehr gut. Die Daten aus 2018 weichen im Artenspektrum stark ab (anderes Büro) und können daher werden aus den oben beim Rohrsee genannten Gründen nicht weiter berücksichtigt werden. 2021 werden insbesondere die Transekte mit ungünstiger Strukturgüte nach dem MZB besser bewertet, was von den Gutachtern wesentlich auf den Einfluss unmittelbar angrenzender günstiger Lebensräume zurückgeführt wird[17]. Eine solche Überprägung der Zönosen bei enger Verzahnung von Habitaten unterschiedlicher Güte ist aus Sicht der Autoren des Gesamtberichts durchaus gängig und ökologisch plausibel. Sie zeigt einmal mehr, dass die Funktionsfähigkeit des Lebensraums nicht vollumfänglich durch die Struktur abgebildet werden kann.

[17] Während die gute Einstufung der Zönose bei Transekt 1 auch nach eigener Sichtung des Arten- und Dominanzspektrums durchaus plausibel ist, ist die entsprechende Bewertung bei Transekt 4 weniger nachvollziehbar (z.B. abweichend vom Gros der anderen Transekte keine Kleinmuscheln und nur ein sehr eingeschränktes Köcherfliegenspektrum). Die gute Bewertung wird, bei unbefriedigender Artenvielfalt, durch einen sehr guten Faunaindex bestimmt. Hier wären gegebenenfalls auch noch einmal die (provisorischen) Ankerpunkte zu hinterfragen.

Norddeutsches Tiefland

Typ 10

Es sind insgesamt Daten zu zwölf Seen des Typs verfügbar, davon drei in Berlin-Brandenburg, drei in Schleswig-Holstein und sechs in Mecklenburg-Vorpommern gelegen. Die Daten aus den beiden erstgenannten Bundeländern sind aktuell (2019 bis 2022) und weitestgehend nach der hier festgesetzten Methodik erhoben. Die Aufnahmen in Mecklenburg-Vorpommern stammen aus den Jahren 2011 und 2014; damals wurden die Beprobungen noch nach (begrenzt) abweichenden Standards durchgeführt.

Aus Berlin-Brandenburg liegen Daten zum Ruppiner See, Tegeler See und Unterucker See vor:

- Im Eulitoral des Tegeler Sees herrschen organische und feinmineralische Ausprägungen sowie Mischtypen von beiden vor. Zu einem größeren Teil sind die Ufer naturnah ausgeprägt. daneben finden sich aber auch stärker beeinträchtigte Uferpartien, insbesondere ein technisch ausgebauter Schiffsanleger mit Hemerobie 3 bis 4. Der Mittelwert der Hemerobie liegt mit 2,5 relativ hoch.

  Die drei naturnahen Transekte werden in Übereinstimmung mit der Hemerobie gut (bis mäßig) bewertet, die beiden stärker beeinträchtigten Abschnitte in Abhängigkeit von der vertieften Berücksichtigung der Zuckmücken ebenfalls plausibel als unbefriedigend bis mäßig. Während die Bewertung ohne Zuckmücken die Hemerobie gut abbildet, insgesamt aber etwas zu ungünstig erscheint, differenziert die Bewertung mit vertiefter Berücksichtigung der Gruppe innerhalb der Beeinträchtigungszustände nicht mehr und fällt speziell bei dem Schiffsanleger etwas zu günstig aus. Letztlich führen aber beide Varianten zu grundsätzlich plausiblen Bewertungen und einer Gesamtbewertung des Sees von mäßig bis gut (score 0,50 bis 0,61).

- Im Eulitoral des Ruppiner Sees sind zu etwa gleichen Teilen organischen und feinmineralische Ufer sowie Mischtypen aus beiden ausgebildet. Die Ufer sind überwiegend naturnah bzw. allenfalls begrenzt beeinträchtigt; nur zwei der zehn Transekte sind stärker belastet. Der Mittelwert der Hemerobie beläuft sich danach auf 2,3.

  Sowohl die Einzeltransekte als auch der Gesamtsee werden nach den Vorgaben plausibel bewertet, die Einzeltransekte in der Regel als gut, vereinzelt auch günstiger als nach der Hemerobie zu erwarten mit sehr gut oder umgekehrt ungünstiger als mäßig. Die beiden stärker beeinträchtigten Ufer fallen plausibel in die Klasse mäßig. Insgesamt wird der Ruppiner See mit scores von 0,66 bzw. 0,60 (noch) als gut bewertet.

  Die vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken führt im Detail und in der Summe zu etwas günstigeren Werten, letztlich sind die Unterscheide aber eher gering und bilden die Hemerobie grundsätzlich ähnlich gut ab.

- Das Eulitoral des Unterucker Sees ist überwiegend feinmineralisch geprägt oder es liegen Mischtypen von feinmineralischen und organischen Ufern vor. Nur ein Transekt ist als echtes organisches Verlandungsufer anzusprechen. Die (wassersei-

tigen) Ufer sind ganz überwiegend naturnah ausgebildet, an zwei von neun Stellen ist eine begrenzte Beeinträchtigung festzustellen (Hemerobie 2 bis 3). Neozoen stellen in den Zönosen überwiegend hohe Anteile. An einzelnen Transekten war deshalb die Bewertung zu korrigieren.

Sowohl die überwiegend gute Bewertung der Einzeltransekte als auch die Bewertung des Gesamtsees sind danach durchweg plausibel. Nennenswerte Unterschiede durch eine vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken ergeben sich nicht. Die Gesamtbewertung liegt mit einem score von 0,66 bzw. 0,68 im mittleren Bereich der Stufe gut, der Mittelwert der Hemerobie liegt bei 2,1.

Aus Schleswig-Holstein beziehen sich die verfügbaren Daten auf den Belauer See, den Großen Ratzeburger See und den Stolper See. Das Eulitoral der drei Seen ist überwiegend organisch geprägt, daneben kommen untergeordnet auch Feinmineralufer oder organisch-feinmineralische Mischufer vor.

- Am Belauer See werden die rechnerisch ermittelten Bewertungen sämtlich als plausibel bewertet, sowohl in Bezug auf die Hemerobie als auch nach der fachgutachterlichen Überprüfung der Zönosen. Die beiden natürlichen feinmineralischen Ufer werden nach den MZB-Zönosen als gut bzw. mäßig bis gut bewertet, das einzige natürliche organische Ufer als sehr gut. Die beiden Mischufer mit geringen bis mäßigen Beeinträchtigungen fallen in die Klasse mäßig und die organische Badestelle mit Schädigung des Schilfs wird als unbefriedigend bewertet.

  Es ergibt sich mit einem score von 0,58 eine Gesamtbewertung von mäßig bis gut, bei einer mittleren Hemerobie von 1,8.

- Der Große Ratzeburger See ist ganz überwiegend durch natürliche oder naturnahe organische Ufer geprägt, nur bereichsweise kommen Feinmineralufer vor. Die organischen Ufer werden als gut bis mäßig bewertet. Nach dem Faunaindex fallen sie in die Klasse gut bis sehr gut, die Abwertung erfolgt hier über die übergreifend relativ geringe Artenvielfalt. Die Bewertungen stimmen mit der fachgutachterlichen Einschätzung der Zönosen überein. Die überwiegend gute Hemerobie bildet sich teilweise nicht ab.

  Von den beiden Feinmineralufern ist eines durch Verbau und Substrataustausch deutlich beeinträchtigt. Es wird plausibel als unbefriedigend bewertet. Das natürliche Feinmineralufer fällt in die Klasse mäßig bis gut, ebenfalls in Übereinstimmung mit der fachgutachterlichen Einschätzung.

  Insgesamt wird der Große Ratzeburger See mit einem score von 0,55 mit und von 0,58 ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken plausibel als mäßig bewertet; der Mittelwert der Hemerobie beläuft sich auf 1,9.

- Die wasserseitigen Ufer des Stolper Sees sind überwiegend organisch und über weite Strecken als natürlich und ansonsten als naturnah zu bewerten. Untergeordnet kommen auch weitestgehend natürliche Feinmineralufer vor. Während die organischen Ufer in Übereinstimmung mit der Hemerobie und der fachgutachterlichen Einschätzung ganz überwiegend in die Klasse gut fallen, werden die Feinmineralufer ohne erkennbare relevante Beeinträchtigungen nur als mäßig bzw. sogar als unbefriedigend bewertet. Ausschlaggebend ist der ungünstige Faunaindex.

Für die wenig plausible unbefriedigende Bewertung erfolgt fachgutachterlich eine Aufwertung zu mäßig.

In der Summe ergibt sich für den Stolper See eine gute Bewertung, nach den Rechenwerten im Übergangsbereich zur nächstungünstigeren Stufe mäßig (0,62 bzw. 0,59 ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken). Mit Aufwertung der Bewertung des o.g. Feinmineralufers liegt der score für den Gesamtsee bei 0,64.

Aus Mecklenburg-Vorpommern sind Daten zu sechs Seen des Typs verfügbar: Bergsee, Binnenmüritz, Feisnecksee, Großer Kressiner See, Tiefwarensee und Tollensesee. Die Aufnahmen zu diesen Seen stammen sämtlich aus 2014 bzw. 2011. Methodische Gründe für die übergreifend niedrige Artenvielfalt sind nicht auszuschließen. Es wird deshalb eine zumindest exemplarische Überprüfung einzelner Seen und/oder Transekte nach der oben dokumentierten Erfassungsmethode des Verfahrens empfohlen.

- Im Eulitoral des Bergsees sind die Ufer vorrangig organisch ausgeprägt, jedoch sind auch Mischtypen aus organischen und feinmineralischen Substraten ausgebildet. Die Ufer sind überwiegend naturnah ausgebildet. Die Bewertung erscheint auf Grund einer auffällig geringen Artendiversität nicht gänzlich plausibel, hier wäre eine aktuelle Überprüfung sinnvoll. Die überwiegend gute Hemerobie bildet sich nicht ab.
- In der Binnenmüritz, dem Tiefwarensee sowie dem Tollensesee herrschen im Eulitoral überwiegend feinmineralisch geprägte Ufer vor oder es gibt Mischtypen von feinmineralischen und organischen Ufern. Sowohl die Einzeltransekte als auch der Gesamtsee werden nach den Vorgaben nicht gänzlich plausibel bewertet.
- Der Feinecksee liegt in Ortsrandlage von Waren, der bereits komplett zum Müritz-Nationalpark gehört. Sowohl die Einzeltransekte als auch der Gesamtsee werden nach den Vorgaben des Fauna Index größtenteils plausibel bewertet, die Artenvielfalt ist aber gering.
- Das Eulitoral des Großen Kressiner Sees ist überwiegend organisch geprägt. Die (wasserseitigen) Ufer sind ganz überwiegend naturnah ausgebildet, an einem von sechs Transekten ist eine begrenzte Beeinträchtigung festzustellen. Neozoen stellen in den Zönosen überwiegend deutliche Anteile, die Artenvielfalt ist gering.

Typ 11

Es liegen insgesamt Daten zu 17 Seen des Typs vor, davon drei in Berlin-Brandenburg, drei in Schleswig-Holstein, einer in Sachsen-Anhalt und zehn in Mecklenburg-Vorpommern gelegen. Die Daten aus den drei erstgenannten Bundeländern sind (relativ) aktuell (2017 bis 2021) und weitestgehend nach der hier festgesetzten Methodik erhoben. Die Aufnahmen in Mecklenburg-Vorpommern stammen aus den Jahren 2011 und 2014; damals wurden die Beprobungen noch nach (begrenzt) abweichenden Standards durchgeführt.

Aus Berlin-Brandenburg sind Daten zum Großen Müggelsee, Madlitzer See und Petersdorfer See verfügbar:

- Vom Großen Müggelsee liegen Aufnahmen aus zwei Erhebungsphasen 2017 und 2022 vor, wobei in den beiden Jahren großteils unterschiedliche Transekte bearbeitet wurden. Bei der Auswahl 2017 waren in etwas größerem Umfang beeinträchtigte Stellen berücksichtigt als 2022; die mittlere Hemerobie der Untersuchungstransekte lag in 2017 bei 2,5 und in 2022 bei 2,4.

  Im Eulitoral sind in etwa gleichem Maß feinmineralische und organische Ufer sowie Mischtypen der beiden ausgebildet.

  Der See wird in beiden Jahren anhand der unterschiedlichen Transekte mit mäßig bewertet, nach den Daten 2022 tendiert die Bewertung stärker zu gut (score 0,58 vs. 0,46 2017); bilanziert man aufgrund der Bearbeitung unterschiedlicher Transekte über beide Jahre ergibt sich ein mittlerer Wert von 0,51.

  Die Zönosen des Müggelsees sind überwiegend deutlich von Neozoen überprägt. Die Anteile erreichen im Extremfall Werte von über 65 %.

  Ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken fällt die Bewertung in beiden Jahren ungünstiger aus. Die Bewertung mit Berücksichtigung der Gruppe erscheint vor allem im Detail plausibler.

- Der Madlitzer See zeichnet sich mehr oder weniger durchgängig durch organische Ufer aus. Der größere Teil der ausgewählten Transekte kann als naturnah eingestuft werden, zwei der insgesamt sechs Untersuchungsabschnitte sind aber strukturell stärker beeinträchtigt. Die mittlere Hemerobie liegt bei 2,3.

  Die Bewertung der Einzeltransekte stimmt bei vertiefter Berücksichtigung der Zuckmücken relativ gut mit der Hemerobie überein, ohne besondere Berücksichtigung er Gruppe fällt die Bewertung ungünstiger aus. Nur ein natürlicherweise stark beschatteter Uferabschnitt ohne Röhricht wird nach beiden Varianten als unbefriedigend bewertet. Der See insgesamt wird ohne besondere Berücksichtigung der Zuckmücken als unbefriedigend bis mäßig bewertet, bei vertiefter Bearbeitung der Gruppe fällt er plausibel in die Klasse mäßig (score 0,56).

- Der Petersdorfer See ist ein eutropher Flachsee im Scharmützelseegebiet. Seine ganz überwiegend naturnahen und teils auch natürlichen Ufer sind zumeist organisch. Nur eines der untersuchten Transekte ist als strukturreiches Feinmineralufer zu charakterisieren. Dieses Transekt und ein organischer Uferabschnitt mit Schwingrasen werden im Vergleich zur Hemerobie mit unbefriedigend bzw. mäßig (deutlich) zu ungünstig bewertet. Zumindest bei den Schwingrasen ist eine niedrige Artenvielfalt des Makrozoobenthos, die hier möglicherweise das Ergebnis bestimmt, häufig zu beobachten. Grundsätzlich kommt auch die hohe Trophie als überprägender Faktor in Betracht, sollte sich dann aber auch an anderen Abschnitten in den Bewertungen abbilden. Das ist nicht der Fall.

  Ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken fällt die Bewertung noch einmal ungünstiger aus. Die Bearbeitung der Gruppe scheint an dieser Stelle wichtig zu sein.

  Unabhängig von den beiden "unplausiblen" Bewertungen auch unter Einschluss der Zuckmücken wird der See mit der Zustandsklasse gut in Übereinstimmung mit der mittleren Hemerobie von 1,8 und der fachgutachterlichen Einschätzung der Zönosen bewertet.

In Schleswig-Holstein wurden im Jahr 2021 Bornhöveder See, Postsee und Schmalensee bearbeitet:

- Im Eulitoral des Bornhöveder Sees sind zu etwa gleichen Anteilen organische und mineralische Ufer ausgebildet. Sie sind überwiegend als naturnah, stellenweise sogar als natürlich einzustufen.

  Die rechnerische Bewertung der Transekte und des Gesamtsees deckt sich im Wesentlichen gut mit der fachgutachterlichen Expertise. Sie indiziert dabei tendenziell einen etwas ungünstigeren Zustand als die Hemerobie. An einem Transekt wird der Faunaindex durch ein dominantes Auftreten euryöker Zuckmücken bestimmt und liegt entsprechend ungünstig niedrig. Nachdem der Uferabschnitt ansonsten standorttypisch und artenreich besiedelt ist, wird vom Gutachter eine Aufwertung um eine Stufe vorgenommen. Ansonsten sind die Unterschiede zwischen der Bewertung mit und ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken eher gering.

  Insgesamt wird der See nach den aktuellen MZB-Aufnahmen 2022 als mäßig bis gut bewertet (score 0,57 bzw. nach fachgutachterlicher Korrektur der Bewertung des einzelnen o.g. Transekts 0,59; score ohne Zuckmücken 0,56, Korrektur hier nicht erforderlich, da das betreffende Transekt ohne die euryöken Zuckmücken bereits als mäßig bewertet wird).

- Auch am Postsee sind zu gleichen Teilen organische und mineralische Ufer ausgebildet; die mineralischen Ufer sind überwiegend von Brandung beeinflusst. Die weitgehend natürlichen organischen Ufer sind teilweise ausgesprochen referenzfähig besiedelt, mindestens aber werden sie als gut bewertet.

  Demgegenüber werden die Zönosen der Feinmineralufer, die mit einer Ausnahme ebenfalls als naturnah einzustufen sind, in Übereinstimmung mit der fachgutachterlichen Einschätzung deutlich ungünstiger bewertet als nach der Hemerobie zu erwarten. In einem Fall mit einer schlechten Bewertung würde sich mit Bezug auf den organischen Ufertyp eine deutlich, um zwei Klassen günstigere Bewertung ergeben. Dort ist Schilf im Wesentlichen als Landschilf ausgebildet, offensichtlich sind die Zönosen aber doch organisch geprägt.

  Insgesamt wird der ökologische Zustand des Postsees nach den Eulitoralzönosen als mäßig bewertet, bei Abwandlung des Ufertyps in dem sehr ungünstig bewerteten Transekt ergibt sich eine Bewertung als mäßig bis gut (score 0,60). Die vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken bringt hier plausiblere Ergebnisse.

- Beim Schmalensee stellt sich die Situation ähnlich dar wie beim Postsee. Die teils organischen, teils feinmineralischen Ufer sind überwiegend natürlich bis naturnah, die festgestellten Zönosen indizieren demgegenüber nur eine mäßige Lebensraumfunktion für das MZB. Die rechnerisch ermittelte Bewertung steht dabei durchweg in Einklang mit der fachgutachterlichen Einschätzung. Die Gründe sind unklar, der Gutachter hält eine trophische Überprägung zumindest partiell für denkbar.

Aus Sachsen-Anhalt liegt eine lange Datenreihe für den Schollener See vor, die von 2007 bis 2020 reicht. Der See zeichnet sich zwar durch eine anthropogen beschleunigte Verlandungstendenz durch Eutrophierung aus, strukturell ist er jedoch unbelastet. Aus entomologischer Sicht handelt es sich um ein bedeutsames Gewässer; es

sind dort wichtige Indikatorgruppen des MZB (Libellen, Käfer, Köcherfliegen) mit typspezifischen Indikatoren nachgewiesen. An den strukturell unbeeinflussten Ufern des Sees war danach eine natürliche bis naturnahe Besiedlung zu erwarten, wobei das Eulitoral des Sees dem Sondertyp organischer Moorufer zuzurechnen ist. Die rechnerische Bewertung nach der MZB-Besiedlung wird 2020 in Übereinstimmung mit der Hemerobie (natürlich) und auch der LAWA-Strukturkartierung durchgängig über alle Transekte mit sehr gut bewertet. Auch in den vorangegangenen methodisch vergleichbaren Erhebungsphasen ergibt sich eine Bewertung des Sees als gut bis sehr gut, die sich ganz überwiegend auch auf dem Niveau der Einzeltransekte so abbildet. Die Bewertung ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken fällt dabei in der Regel ungünstiger und weniger plausibel aus.

In Mecklenburg-Vorpommern wurden in den Jahren 2011 bzw. 2014 die Außenmüritz (Kleine Müritz und Röbeler Bucht), Borgwallsee, Bossower See, Kummerower See, Langsee, Malchower See, Rederangsee und Specker See untersucht.

- Der Rederangsee kann als Referenzgewässer bewertet werden. Er ist ein See auf dem Gebiet der Stadt Waren (Müritz) im Landkreis Mecklenburgische Seenplatte in Mecklenburg-Vorpommern. Das Gewässer liegt innerhalb der Schutzzone I (Kernzone) des Müritz-Nationalparks. Seine ganz überwiegend naturnahen und teils auch natürlichen Ufer sind überwiegend organisch. Alle Transekte werden im Vergleich zur Hemerobie plausibel bewertet.
- Der Langsee befindet sich südwestlich von Krakow am See im Nordteil des Naturparkes Nossentiner/Schwinzer Heide. Das Seeufer ist fast vollständig bewaldet und im nördlichen Teil sumpfig. Alle untersuchten Transekte sind als strukturreiche feinmineralische bis organische Ufer zu charakterisieren. Sie werden in Übereinstimmung zur Hemerobie als sehr gut bis gut bewertet. Auffällig ist, dass im Vergleich zu den übrigen Seen die Artenvielfalt deutlich höher ist. Auch der Langsee ist als Referenz geeignet.
- Bei den übrigen Seen ist die Bewertung meist nicht plausibel nachzuvollziehen, insbesondere ist die Artenvielfalt in den meisten Fällen niedrig. Wie bereits oben bei Typ 10 beschrieben werden auch hier exemplarische Aufnahmen nach der aktuellen Erfassungsmethodik zur Überprüfung der Ergebnisse empfohlen.

Typ 12

Zu diesem Typ sind ausschließlich Daten aus Berlin-Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern verfügbar. Die Aufnahmen aus Berlin-Brandenburg datieren aus den Jahren 2017 bis 2020, diejenigen aus Mecklenburg-Vorpommern wiederum aus einer frühen Phase der MZB-Untersuchungen in Seen.

Folgende neun Seen wurden in Berlin-Brandenburg bearbeitet: Bänke, Breitlingsee, Dämeritzsee, Großer Wannsee, Langer See, Nieder Neuendorfer See, Seddinsee Schwielochsee und Zeuthener See.

- Das Eulitoral von Bänke, Dämeritzsee und Zeuthener See ist überwiegend organisch geprägt, zum Teil sind Mischtypen mit Feinmineralufern ausgebildet. Für alle drei Seen ergeben sich sowohl auf dem Niveau der Einzeltransekte als auch bezüglich der Seebewertung mit Bezug auf die Hemerobie plausible Ergebnisse. Die

Unterschiede in der strukturellen Güte der wasserseitigen Ufer bilden sich in den Indexwerten der Einzeltransekte in der Regel gut ab. Dabei fallen die Ergebnisse mit vertiefter Berücksichtigung der Zuckmücken wenn abweichend günstiger aus. In manchen Fällen ist die Bewertung unter Einschluss der Gruppe danach noch näher an der Hemerobieeinschätzung, in anderen Fällen erscheint die Bewertung ohne die tatsächliche Situation noch besser abzubilden. Letztlich sind die Unterschiede aber nicht so gravierend, dass nicht beide Auswertungsvarianten sinnvoll herangezogen werden könnten.

- Am Nieder Neuendorfer See, Seddinsee und Schwielochsee finden sich sowohl organische als auch feinmineralisch Ufer und Mischtypen aus beiden Uferausprägungen.

  Die beiden erstgenannten Seen werden insgesamt als gut bewertet. Die Zönosen der natürlichen bis naturnahen organischen Ufer indizieren dort überwiegend einen sehr guten Zustand, die stärkere Beeinträchtigung der Feinmineralufer bildet sich in den Zönosen gut ab (Bewertung mäßig, teilweise im Übergang zu unbefriedigend). Beim Nieder Neuendorfer See liegen für drei der insgesamt fünf Transekte von 2019 weitere Daten aus 2022 vor. Die Bewertungen aus den beiden Erhebungsphasen stimmen gut überein.

  Am Schwielochsee wurden zehn Transekte untersucht. Organische Uferausprägungen bzw. Mischtypen mit Feinmineralufern überwiegend dort, es sind aber auch reine Feinmineralufer ausgebildet (3 von 10 untersuchten Abschnitten). Nur zwei der zehn Transekte werden als naturnah eingestuft, alle anderen sind mehr oder weniger deutlich beeinträchtigt. In der Bewertung fallen plausibel nur die beiden naturnahen Uferabschnitte in die Klasse gut (bis sehr gut), die beeinträchtigten Uferabschnitte werden überwiegend als mäßig, vereinzelt auch als unbefriedigend bewertet. Eine Feinabstufung der Belastung in den Indexwerten ist nicht zu erkennen. Ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken fallen mehr Transekte in die Klasse unbefriedigend. Der See wird nach dem MZB des Eulitorals in Übereinstimmung mit der Naturnähe der Uferausprägungen insgesamt als mäßig bewertet (score 0,50 mit und 0,47 ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken).

- Breitlingsee, Großer Wannsee und Langer See zeichnen sich überwiegend durch Feinmineralufer aus, allenfalls sind noch Mischtypen mit organischen Ufern ausgebildet.

  Am Breitlingssee sind wesentliche Teile der wasserseitigen Ufer durch Schifffahrt und Wellenschlag belastet. Knapp die Hälfte der Transekte wird als naturnah, die übrigen als beeinträchtigt eingestuft. Die naturnahen Transekte zeichnen sich durch gut ausgebildete Röhrichtgürtel aus. Zwei dieser Transekte werden abweichend von der Hemerobie als unbefriedigend bewertet. Ein Grund dafür ist nicht erkennbar. Die übrigen Transektbewertungen sind plausibel mit der Hemerobie. Auch die Gesamtbewertung des Sees als mäßig bildet die Belastungssituation gut ab.

  Am Großen Wannsee spiegelt sich die deutliche Beeinträchtigung (mittlere Hemerobie 3,2) gut in der rechnerisch ermittelten Zustandsbewertung nach den Eulitoralzönosen wider. Die belasteten Feinmineralufer mit Hemerobie 3 werden nach den aktuellen Aufnahmen 2019 plausibel als mäßig bis unbefriedigend bewertet,

das von Blockwurf dominierte naturferne Transekt, das an und für sich dem organisch-feinmineralischen Mischtyp zuzurechnen ist, wird entsprechend schlecht bewertet. Es ergibt sich auch für den Gesamtsee eine unbefriedigende Bewertung (0,30 mit bzw. 0,24 ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken).

Die beiden untersuchten Transekte des Langer Sees sind hydromorphologisch deutlich beeinträchtigt, unter anderem durch Schiffswellenschlag. Sowohl die Einzeltransekte als auch der See werden nach den aktuellen Aufnahmen von 2017 als mäßig bis unbefriedigend bewertet. Ohne besondere Berücksichtigung der Zuckmücken fällt die Bewertung mit unbefriedigend ungünstiger aus. Im Fall des Langer Sees erscheint die Bewertung unter Einschluss der Zuckmücken plausibler.

In Mecklenburg-Vorpommern wurden in den Jahren 2011 bzw. 2014 der Bützower See, der Canower See, der Petersdorfer See, der Schwarze See und der Ziernsee bearbeitet. Der Petersdorfer See ist ein langgestreckter See innerhalb der Mecklenburgischen Seenplatte und ist Bestandteil der Müritz-Elde-Bundeswasserstrasse. Die vorliegenden Beeinträchtigungen durch Stauregulierungen, Wellenschlag und Schiffsverkehr spiegeln sich deutlich in der Zustandsbewertung der einzelnen Transekte wieder. Bei den übrigen Seen ist die Bewertung meist nicht plausibel nachzuvollziehen, insbesondere ist - wie bei den vorangehenden Typen auch - die Artenvielfalt in den meisten Fällen niedrig.

Typ 13

Aus Berlin Brandenburg sind Daten aus vier Seen verfügbar: Großer Stechlinsee, Parsteiner See, Scharmützelsee und Werbellinsee.

- Großer Stechlinsee und Parsteiner See sind Referenzgewässer, die sich auf mehr oder weniger ganzer Uferlänge durch ein natürliches Eulitoral auszeichnen. Während das Eulitoral des Stechlinsees dabei ganz überwiegend feinmineralisch geprägt ist, sind im Parsteiner See praktisch durchweg Mischufer vom feinmineralisch-organischen Typ ausgebildet. Beide Seen wurden mit der aktuellen Erfassungsmethodik bearbeitet. Danach werden fast alle Transekte auch zönotisch als sehr gut bewertet, nur jeweils ein Transekt fällt in die Klasse gut. Am Stechlinsee waren nach den Verfahrensvorgaben außerdem zwei Transekte wegen hoher Neozoenanteile von sehr gut auf gut zurückzustufen. Insgesamt ergibt sich für beide Seen hochplausibel die Zustandsklasse 1, sehr gut, durchweg mit einem score größer 0,9.
- Demgegenüber unterliegen Scharmützelsee und Werbellinsee einer starken Freizeitnutzung und weisen neben natürlichen/naturnahen auch bzw. in höherer Zahl mehr oder weniger stark belastete Uferabschnitte auf. An beiden Seen sind zu etwa gleichen Teilen sowohl feinmineralische und organische Ufer als auch Mischtypen beider Ausprägungen vorhanden.

  Der Zustand des Eulitorals beider Seen wird nach dem MZB grundsätzlich plausibel als gut bis mäßig bewertet. Ganz überwiegend bildet sich die Hemerobie auch in der Bewertung der Einzeltransekte gut ab. Das Gros der natürlichen (Werbellinsee) bzw. naturnahen (Scharmützelsee) Transekte wird anhand des MZB als gut

bzw. sehr gut bewertet, die begrenzt belasteten Abschnitte überwiegend als gut oder mäßig und die stärker belasteten Abschnitte als unbefriedigend.

Am Werbellinsee, dessen wasserseitige Ufer auf weiten Strecken trotz der starken Nutzung durch die Freizeitschifffahrt noch als natürlich einzustufen sind, begründet sich die im Vergleich zur Hemerobie (im Mittel 1,6) insgesamt etwas zu ungünstige Bewertung wesentlich durch eine offensichtliche Belastung zweier natürlicher Uferabschnitte. Die Zönosen indizieren hier nur einen unbefriedigenden Zustand. Auffällig ist der sehr hohe Neozoenanteil von über 50 % an diesen beiden Stellen; höhere Werte mit über 65 % werden nur an den beiden strukturell belasteten Abschnitten mit einem geschädigten Verlandungsgürtel bzw. einem durch Blockwurf überschütteten Eulitoral erreicht. Unter dem Aspekt der hohen Neozoeanteile in Kombination mit dem Nutzungsdruck, wobei beide möglicherweise auch zusammenhängen, erscheint die Bewertung des Sees über das MZB durchaus angemessen.

Aus Schleswig-Holstein liegen Daten für folgende See vor: Großer Plöner See, Großer Pönitzer See, Schluensee und Wittensee, unter anderem mit aktuellen Aufnahmen aus 2022, sowie Behlendorfer See, Schaalsee, Schöhsee, Selenter See, Stocksee und Suhrer See mit Aufnahmen aus 2017 bis 2021. Allein der Schöhsee wurde bereits 2012 bearbeitet.

- Der ökologische Zustand des Eulitorals ist nach den aktuellen MZB-Aufnahmen für den Schluensee als sehr gut, für den Großen Pönitzer See und den Wittensee als gut und für den Großen Plöner See als unbefriedigend zu bewerten. Die ungünstige Bewertung des Großen Plöner Sees basiert auf einer übereinstimmenden Klassifizierung nach zwei Beprobungskampagnen (2019 und 2022).

  Bei den drei erstgenannten Seen deckt sich die rechnerisch ermittelte Zustandsbewertung mit der Hemerobiebewertung. Der Wittensee wurde in der vorangegangenen Beprobungskampagne noch als mäßig bewertet.

  Beim Großen Plöner See lassen sowohl die Hemerobie des Eulitorals als auch die Bewertung nach der LAWA-Strukturkartierung einen günstigeren Zustand erwarten. Ursächlich für die ungünstige Bewertung der MZB-Besiedlung ist eine Überprägung der strukturellen Rahmenbedingungen durch die Dominanz von Neozoen. Es konnten ferner die Auswirkungen des historischen Schilfrückgangs offensichtlich noch nicht durch Zuwanderung oder Abundanz-Verschiebungen des MZB kompensiert werden. Hier wirkt sich die Wechselwirkung des Schilfrückgangs mit zunehmend hohen Anteilen invasiver Neozoa besonders negativ aus.

- Das Eulitoral des Behlendorfer See ist überwiegend natürlich ausgeprägt. Nach fachgutachterlicher Einschätzung indizieren die MZB-Zönosen durchweg einen guten Zustand. Die rechnerische Bewertung nach den im Verfahren gefassten Vorgaben deckt sich weitestgehend mit der fachgutachterlichen Expertise und bildet auch plausibel die günstige hydromorphologische Situation ab. Es ergibt sich für den See entsprechend eine Zustandsbewertung des Eulitorals als gut, bei überwiegend guter bis sehr guter Bewertung der Einzeltransekte.

- Auch der Schaalsee zeichnet sich über weite Strecken durch natürlich bis allenfalls naturnahe organische Ufer aus. Meist ist ein gut entwickelter Schilfgürtel vorhanden und auch das nähere Umfeld ist mit naturnahen Waldstandorten bestanden,

teils grenzt unmittelbar Bruchwald an. Nach den MZB-Zönosen werden die Transekte überwiegend als gut, teilweise aber auch nur als mäßig bewertet, sowohl nach den rechnerischen Vorgaben als auch nach der fachgutachterlichen Bewertung.

Die nähere Betrachtung der Einzeltransekte zeigt, dass an den im Vergleich zur Hemerobie ungünstig bewerteten Stellen die Neozoen deutliche Anteile an den Zönosen haben (vor allem *Dreissena bugensis*). Hohe Neozoenanteile sind zwar auch in einigen gut bewerteten Stellen zu verzeichnen, dort sind dann aber vor allem in dem gut entwickelten Schilfgürtel bezeichnende und anspruchsvolle Arten organischer Ufer teils artenreich vertreten und die Transekte werden entsprechend besser bewertet.

Der Eulitoral-Zustand des Schaalsees wird nach dem MZB plausibel als gut bewertet, mit einem score von 0,63 mit und einem von 0,69 ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken. Gegenüber der reinen Hemerobieeinschätzung fällt die Bewertung in begrenztem Maß ab[18].

- Der Schöhsee ist im Eulitoral von weitestgehend natürlichen mineralischen Ufern geprägt. In Übereinstimmung mit der Hemerobie und der fachgutachterlichen Einschätzung werden die untersuchten Transekte nach dem rechnerischen Verfahren fast durchweg als sehr gut bewertet, sowohl mit als auch ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken. Nur ein Transekt ist vergleichsweise artenarm besiedelt und wird entsprechend nur als mäßig bewertet, ohne dass dafür eine Erklärung erkennbar wird. Unabhängig davon wird der ökologische Zustand des Eulitorals insgesamt korrekt als sehr gut bewertet (score 0,87 bzw. 0,86).
- Am Selenter See sind überwiegend organische Ufer ausgebildet, untergeordnet kommen außerdem brandungsbeeinflusste mineralische Ufer vor. Die Ufer sind natürlich bis naturnah, es sind keine stärkeren Beeinträchtigungen erkennbar. Möglicherweise finden sich unter den als mineralisch eingestuften Ufern auch einzelne ehemalige Schilfstandorte.

  Unabhängig von der Frage eines möglichen Schilfrückgangs werden die Einzeltransekte des Sees größtenteils in Übereinstimmung mit der Hemerobie als gut bis sehr gut bewertet. Abweichend davon fallen ein bzw. zwei (ohne Zuckmücken) der insgesamt neun Transekte nach dem MZB in die Klasse mäßig; die Bewertung entspricht dabei der fachgutachterlichen Expertise.

  Insgesamt wird der See bzw. das Eulitoral mit und ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken plausibel als gut bewertet (score 0,69 bzw. 0,71).
- Am Stocksee dominieren klar mineralische Ufer, nur stellenweise mit so deutlicher Beimischung organischer Anteile, dass ein mineralisch-organischer Mischtyp anzusetzen ist. Bezüglich der Hemerobie überwiegend klar natürliche Uferausprägungen, daneben waren an einzelnen Transekten eher geringe Beeinträchtigungen festzustellen, im Wesentlichen Badebetrieb: Für das Makrozoobenthos stellen sie in diesem Fall (der überwiegend mineralischen Ufer) offensichtlich keine relevante

[18] Dies ändert sich in der aktuellen Untersuchungskampagne 2023. Hier ergibt sich, trotz unveränderter Belastung durch Neozoa, rein rechnerisch ein "sehr guter" Zustand. Der hohe Neozoa-Anteil bedingt allerdings eine Abwertung von drei "sehr guten" Transekten, so dass sich letztendlich eine gute bis sehr ÖZK ergibt (MMI 0,79 bzw. 0,78 ohne Chironomidae).

Störung dar. Das Eulitoral des Stocksees wird praktisch durchgängig von artenreichen Zönosen mit einer Vielzahl bezeichnender und anspruchsvoller Arten besiedelt, die den Zustand als sehr gut ausweisen. Die scores für den Gesamtsee liegen entsprechend mit Werten von 0,95 bzw. 0,97 sehr hoch.

Abweichend von der allgemeinen Vorgehensweise, wonach Uferabschnitte mit hohen Neozoenanteilen ≥ 20 %, die rechnerische in die Klasse sehr gut fallen, auf gut abgestuft werden, empfiehlt der Gutachter im Fall des Stocksees den Verzicht auf die Abstufung. Bei dem hier maßgeblichen Neozoen handelt es sich um die Schnecke *Potamopyrgus antipodarum*. Die Art ist sowohl nach der allgemeinen Einschätzung als auch im vorliegenden Fall nach den aktuellen Daten nicht invasiv bzw. behindert hier nicht die Ausbildung artenreicher und anspruchsvoller Zönosen aus heimischen Arten.

- Die überwiegend natürlichen und naturnahen Ufer des Suhrer Sees sind überwiegend mineralisch, teilweise auch mit typbestimmender Beimischung organischer Anteile (Mischtyp). Am Suhrer See gibt es an mehreren Stellen Hinweise auf einen Schilfrückgang. Die Gründe dafür sind aber unklar, weshalb wie im Verfahren vorgesehen die betreffenden Ufer dem mineralischen bzw. allenfalls dem mineralisch-organischen Mischtyp zugerechnet werden.

  Entsprechend der naturnahen Ausprägung der Ufer werden diese in Übereinstimmung auch mit der fachgutachterlichen Einschätzung sämtlich als sehr gut bewertet. Dies führt auch in der Summe zu einer Bewertung des Eulitorals des Sees als sehr gut.

  Die starken Beeinträchtigungen des Westufers bei Stadtheide, das durch ein Transekt repräsentiert ist, werden durch das MZB nicht abgebildet. Es ist komplett mit Steinwurf verbaut. Es dürfte sich ursprünglich um ein grobmineralisches Ufer gehandelt haben, dem der Steinwurf von allen Typen noch am ehesten vergleichbar ist. Es grenzen an diesen Uferabschnitt auch naturnahe Grobmineralufer mit einem entsprechenden Artenpotenzial an. Allerdings ergab sich bei der Beprobung 2024 ein deutlich schlechteres Bild als es die Auswertung 2019 zeigt. Die weitere Entwicklung bleibt hier abzuwarten.

In Sachsen-Anhalt wurde von diesem Seetyp aktuell der Arendsee beprobt. Hier werden die Lebensbedingungen im Eulitoral offenbar stark durch hohe Trophie und die stark schwankenden und seit 2007 kontinuierlich sinkende Pegelstände bestimmt. Die Entwicklung scheint fortzuschreiten: In den Jahren 2015 und 2017 ergab sich noch eine Gesamtbewertung von unbefriedigend im Übergang zu mäßig (0,37 bzw. 0,38), nach den Daten 2020 und 2023 ergibt sich eine Bewertung als schlecht. Die Bewertungen, auch die der einzelnen Transekte, stimmen überwiegend mit der fachgutachterlichen Einschätzung der Zönosen überein.

Aus Mecklenburg-Vorpommern liegen aus dem Jahr 2011 Daten für den Breiten Luzin und den Schweriner See (Innen- und Außensee) vor.

- Der Breite Luzin, der sich auf mehr oder weniger ganzer Uferlänge durch ein natürliches Eulitoral auszeichnet, ist über weite Strecken referenzfähig. Die Ufer sind feinmineralisch oder grobmineralisch, teilweise liegen auch Mischformen beider Typen vor. Zönotisch werden fast alle Transekte als sehr gut bis gut bewertet, nur

jeweils ein Transekt fällt in die Klasse mäßig. Die Neozoenanteile sind größtenteils moderat.

- Demgegenüber sind die Schweriner Seen (Innen- und Außensee) durch die Stadtlage urbanen Einflüssen und auch einer hohen Freizeitnutzung ausgesetzt. Beide Seen weisen neben natürlichen/naturnahen Uferabschnitten auch bzw. in höherer Zahl in ihrem westlichen Teil mehr oder weniger stark belastete Uferabschnitte auf. Die Ufer sind vor allem feinmineralisch, in geringerem Maß kommen auch grobmineralische Ufer und Mischtypen beider Ausprägungen vor. Die Neozoenanteile sind mit Werten von bis zu 64 % sehr hoch; die reguläre Artenvielfalt fällt demgegenüber deutlich ab.

Typ 14

Zu diesem Seetyp sind aktuelle Aufnahmen 2022 aus dem Großen Segeberger See in Schleswig-Holstein verfügbar, außerdem noch älterer Aufnahmen von 2011 aus der Außenmüritz in Mecklenburg Vorpommern.

Der ökologische Zustand des Eulitorals des Großen Segeberger Sees ist nach den MZB-Aufnahmen als mäßig zu bewerten und damit ungünstiger als Hemerobie des Eulitorals und LAWA-Strukturkartierung erwarten lassen. Ursächlich ist eine Überprägung der strukturellen Rahmenbedingungen durch die Dominanz von Neozoen.

Auch die Außenmüritz ist nach den MZB-Zönosen insgesamt als mäßig zu bewerten. Wie beim Großen Segeberger See hätten die Hemerobie des Eulitorals wie auch die LAWA-Strukturkartierung bessere Resultate erwarten lassen. Insbesondere das schon seit vielen Jahren besonders streng geschützte Ostufer war mit der geringen Artenvielfalt und den hohen Neozoenanteilen auffällig.

Die Seen des Alpen und des Alpenvorlands (Typen 1 bis 4) werden nach den Vorgaben des Verfahrens sowohl als Ganzes als auch auf dem Niveau der Einzeltransekte ganz überwiegend plausibel bewertet. In der Regel bilden die Ergebnisse die Hemerobie gut ab, in Einzelfällen mit Abweichungen stehen diese meist in Übereinstimmung mit der fachgutachterlichen Einschätzung. Abweichungen werden vor allem mit natürlicherweise abweichenden Artenvielfaltswerten spezieller Uferausprägungen in Verbindung gebracht.

In der Regel sind die Bewertungen über die Erhebungsphasen stabil, zu einem großen Teil auch auf dem Niveau der Einzeltransekte. Eine diesbezügliche Ausnahme stellt der Chiemsee dar, bei dem sich die Besiedlung und entsprechend auch die Bewertungsergebnisse einer definierten Gruppe von Einzeltransekten in den Erhebungsphasen wiederkehrend deutlicher unterscheiden. Die betreffenden Transekte liegen im weiteren Einflussbereich des Hauptzuflusses mit hoher Sedimentfracht. Ein Zusammenhang mit jahres- und abflussabhängig wechselnden Einträgen in die Transekte im Abstrom wird vermutet. Es wird empfohlen, die Problematik beim Monitoring jeweils durch fachgutachterliche Überprüfung zu berücksichtigen.

Für die Mittelgebirge liegen nur zum Titisee (Typ 9) Daten vor. Unter dem Vorbehalt provisorischer Ankerpunkte für diesen Seetyp sind die Bewertungsergebnisse plausibel.

Bei den Seen des Norddeutschen Tieflands (Typen 10 bis 14), die mit der verfahrensgemäß vorgegebenen Erfassungsmethodik beprobt wurden, ergeben sich nach den entwickelten Bewertungsvorgaben sowohl für die untersuchten Seen als Ganzes als auch auf dem Niveau der Einzeltransekte überwiegend plausible Bewertungen, die die Hemerobie des Eulitorals gut abbilden. Speziell beim Seetyp 11 erwies sich die vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken für die Bewertung als bedeutsam.

Abweichungen der Bewertung von Einzeltransekten von der Hemerobie stehen in der Regel in Übereinstimmung mit der fachgutachterlichen Einschätzung der Zönosen. Solche Abweichungen waren insbesondere bei einigen Feinmineralufern festzustellen, bei denen es sich möglicherweise um ehemals schilfbestandene organische Ufer handelt. In einem Fall erfolgte auf Basis der fachgutachterlichen Einschätzung eine Aufwertung eines Einzeltransekts (Stolper See).

Deutlichere Abweichungen der MZB-basierten Bewertung des gesamten Sees im Vergleich zur Hemerobie ergeben sich für den Arendsee und den Großen Plöner See. Die schlechte Bewertung des Arendsees wird auf die seit 2007 stark schwankenden Wasserstände und die hohe Trophie zurückgeführt und steht in Übereinstimmung mit der fachgutachterlichen Bewertung. Am Großen Plöner See wird eine Überprägung der Zönosen mit Neozoen in Kombination mit dem (historischen) Schilfrückgang als ursächlich angenommen. Hohe Neozoenanteile werden auch mit den begrenzten Abweichungen der Bewertung einzelner weiterer Seen von den Erwartungswerten nach der Hemerobie in Verbindung gebracht.

Die Seen in Mecklenburg-Vorpommern sind derzeit aus der bilanzierenden Plausibilisierung ausgenommen. Die in weiten Teilen wenig plausiblen Bewertungsergebnisse werden im Wesentlichen auf niedrige Artenvielfaltswerte zurückgeführt. Hier wäre zunächst anhand exemplarischer Beprobungen nach den aktuellen Vorgaben zu klären, ob diese niedrigen Werte nicht auf Unterschiede in der Erfassungsmethodik zurückzuführen sind; die Untersuchungen zu den Seen datieren sämtlich aus einer Zeit, zu der die Methodik noch nicht wie heute festgeschrieben war.

3.7 Interkalibrierungs-Vorprüfung

Im Rahmen des vorliegenden Vorhabens sollte eine Grundlage für weitere Auswertungen zu der Frage geschaffen werden, ob das aktuelle Verfahren zur Gänze oder in Teilen neu interkalibriert werden muss. Dazu wurden die Bewertungsergebnisse ausgewählter Seen nach dem Aeshna-Verfahren mit Stand 2011, die in Miler et al. 2013 dokumentiert sind und die zur Interkalibrierung herangezogen wurden, den entsprechenden Ergebnissen nach dem aktuellen Verfahren gegenübergestellt. Danach werden etwaige Unterschiede in der Bewertung nach den beiden Verfahren mit Bezug auf den Gesamtsee, aber auch auf dem Niveau der Einzeltransekte ermittelt. Bei abweichenden Bewertungen wird ferner überprüft, mit welchem Verfahren eine höhere Plausibilität erzielt wird. Die Plausibilisierung erfolgt im Wesentlichen mit Bezug auf die Hemerobie; zu etwaigen Abweichungen der fachgutachterlichen Wertung wird auf die ausführlichen Auswertungen oben verwiesen.

Zur Beschreibung/Bewertung der Zustände nach dem aktuellen Verfahren wurden möglichst neuere Daten ausgewertet, die nach der aktuellen Probenahmevorschrift erhoben wurden[19].

Die Ergebnisse der oben beschriebenen Auswertungen zu ausgewählten Seen bzw. Erhebungsphasen sind in den Tabellen A2 im Tabellenanhang, Kap. 5.5 dokumentiert. Sie sind nachfolgend textlich zusammengefasst.

Typen 2 bis 4 (Auswahl 12 Seen, vgl. Tab. A2.a)

Auswahl 12 Seen, vgl. Tab. A2a im Tabellenanhang, Kap. 5.5

Bei den Seen der Alpen und des Alpenvorlands ist ein direkter Vergleich der Indexwerte nicht zielführend, da die Klassengrenzen bei Aeshna anders gefasst wurden als bei dem aktuellen Verfahren. Deshalb muss der Vergleich im Wesentlichen nach den ökologischen Zustandsklassen [= ÖZK] erfolgen, wobei anhand des Abgleichs der ÖZK der Einzeltransekte feinere Unterschiede auch für den Gesamtscore herausgearbeitet werden können (siehe Tab. A2.a, Spalte MMI vs. Aeshna ÖZK[20]).

Zu einigen wenigen Seen sind zur Bewertung nach dem aktuellen Verfahren nur Daten aus frühen Erhebungsphasen verfügbar, bei denen der Erfassungsgrad methodisch bedingt höher lag als nach der später angepassten und mittlerweile festgelegten Aufnahmemethodik. In diesen Fällen wird der Gesamtscore um einen empirisch ermittelten Faktor nach unten korrigiert, weil die Ankerpunkte anhand der aktuellen Daten abgeleitet wurden.

Schließlich lagen den Aeshna-Berechnungen 2011 bei einigen Seen Daten aus Aufnahmen 2009 zugrunde, die nach einer noch deutlich stärker abweichenden Methodik erhoben wurden (Taucher- und Sauger-Einsatz).

[19] Die Seen in Mecklenburg-Vorpommern wurden bei der Vorprüfung zur Interkalibrierung ausgenommen. Zu diesen Gewässern sind keine Aufnahmen nach der aktuellen Methodik verfügbar. Es besteht bei mehreren Seen der Verdacht, dass methodisch bedingte Erfassungsdefizite für die festgestellte niedrige Artenvielfalt verantwortlich sind. Hier wäre zunächst eine Abklärung sinnvoll.

[20] Unterschiede in den ÖZK der Einzeltransekte ermittelt und im Anschluss Mittelung der Summe der Abweichungen der ÖZKs über die Anzahl der Transekte

Bilanz Von den 12 überprüften Seen werden neun Seen mit beiden Verfahren (annähernd) gleich bzw. zumindest nach einzelnen Datenreihen gleich bewertet. Die verbleibenden vier Seen werden nach dem aktuellen Verfahren günstiger bewertet als nach der interkalibrierten Version von Aeshna. Die (günstigere) Bewertung bildet dabei die durchschnittliche Hemerobie der betreffenden Seen besser ab als die Bewertung nach Aeshna (Stand 2011). Es handelt sich bei den abweichend bewerteten Seen um diejenigen, deren Bewertung nach Vorliegen der Bewertungen von Miler at al. 2011 bzw. 2013 vom Bayerische Landesamt für Umwelt als unplausibel beurteilt wurden: Chiemsee und Königsee sowie möglicherweise auch Tegernsee; hinzu kommt noch der Ammersee (alle Typ 4). In allen vier Fällen stimmen die Bewertungsergebnisse nach dem aktuellen Verfahren mit den Erwartungswerten nach der Hemerobie besser überein als die Ergebnisse der interkalibrierten Version des Aeshna-Verfahrens.

- Ammersee Erwartungswert Hemerobie ÖZK 1-2, nach Aeshna ÖZK 2 (Datenbasis 2009, siehe oben), nach dem aktuellen Verfahren ÖZK 1 bis 2 (0,76 und 0,84; Mittelwert der Einzeltransektbewertung um eine halbe bis ganze ÖZK besser als nach Aeshna).
- Chiemsee Erwartungswert Hemerobie ÖZK 2, nach Aeshna ÖZK 3, nach dem aktuellen Verfahren ÖZK 2.
- Königsee Erwartungswert Hemerobie ÖZK 1, nach Aeshna trotz der angepassten Ankerpunkte nur ÖZK 2, nach dem aktuellen Verfahren ÖZK 1 (Einzeltransekte im Mittel etwa eine halbe Klasse besser als nach Aeshna).
- Tegernsee Erwartungswert Hemerobie ÖZK 2, nach Aeshna ÖZK 3, nach dem aktuellen Verfahren ÖZK 2.

Nach beiden Verfahren annähernd gleich bewertet werden der Große Ostersee, der Langbürgener See, der Waginger See, der Wörthsee und der Hopfensee (alle Typ 2), der Kochelsee und der Staffelsee (Typ 3) sowie der Starnberger See (Typ 4). Hier anzufügen sind noch der Abtsdorfer See und der Riegsee, die nur überschlägig analysiert wurden und in Tab A2.a im Tabellenanhang, Kap. 5.5 nicht enthalten sind.

Typ 10 bis 13

Auswahl 24 Seen, vgl. Tab. A2.b im Tabellenanhang, Kap. 5.5

Bilanz Von den 24 überprüften Seen wird die Hälfte mit beiden Verfahren (annähernd) gleich bzw. zumindest nach einzelnen Datenreihen gleich bewertet. Bei zwei Seen ist ein Vergleich nur unter Vorbehalt möglich: Tegeler See und [21].Von den ver-

[21] Die Bewertung des Tegeler Sees beruht in den beiden Verfahren auf einer unterschiedlichen Zahl von Transektbewertungen, eine Zuordnung der Transekte war aufgrund abweichender Benennung nicht möglich. Unter diesem Vorbehalt wird der Tegeler See nach dem aktuellen Verfahren im Vergleich zur Hemerobie etwas zu günstig bewertet, nach Aeshna aber deutlich zu ungünstig.

Beim Werbellinsee entspricht die aktuelle Bewertung dem Erwartungswert nach der Hemerobie besser, sie ist aber nicht gesichert. Die Unterschiede in der Bewertung nach den beiden Verfahren sind eher gering.

bleibenden Seen werden acht nach dem aktuellen Verfahren besser und zwei schlechter bewertet als nach der interkalibrierten Version von Aeshna (Arendsee und Nieder Neuenburger See). Mit Ausnahme des Suhrer Sees bildet die (günstigere) Bewertung der acht Seen die durchschnittliche Hemerobie besser ab als die Bewertung nach Aeshna (Stand 2011):

- Breitlingsee Erwartungswert nach Hemerobie ÖZK 3, tatsächlich nach Aeshna 2011 ÖZK 4, nach aktuellen Daten und Verfahren ÖZK 3.
- Großer Stechlinsee Erwartungswert nach Hemerobie ÖZK 1, tatsächlich nach Aeshna 2011 ÖZK 2, nach aktuellen Daten und Verfahren ÖZK 1.
- Großer Wannsee Erwartungswert nach Hemerobie ÖZK 4, tatsächlich nach Aeshna 2011 ÖZK 5, nach aktuellen Daten und Verfahren ÖZK 4 (nahe Klassengrenze zu 3; auch die Bewertung der Einzeltransekte entspricht nach dem aktuellen Verfahren besser den Erwartungswerten nach der Hemerobie).
- Ratzeburger See Erwartungswert nach Hemerobie ÖZK 2, tatsächlich nach beiden Verfahren ÖZK 3, jedoch nach Aeshna 2011 nahe der unteren Klassengrenze und nach dem aktuellen Verfahren nahe der oberen Klassengrenze.
- Schwielochsee Erwartungswert nach Hemerobie ÖZK 3, nach Aeshna ÖZK 4, mit vielen unplausibel unbefriedigenden Bewertungen der Einzeltransekte; nach dem aktuellen Verfahren in Übereinstimmung mit der Hemerobie auch auf dem Niveau der Einzeltransekte ÖZK 3.
- Stocksee Erwartungswert nach Hemerobie ÖZK 1, nach Aeshna ÖZK 3 nahe Klassengrenze zu 2 (0,58), nach dem aktuellen Verfahren ÖZK 1 mit einem sehr hohen Gesamtscore von 0,95.
- Stolper See Erwartungswert nach Hemerobie ÖZK 1, nach Aeshna ÖZK 3, nach dem aktuellen Verfahren ÖZK 2 nahe der Klassengrenze zu 3 (0,62).
- Suhrer See Erwartungswert nach Hemerobie ÖZK 2, nach Aeshna ÖZK (1-)2 (MMI 0,80), nach dem aktuellen Verfahren ÖZK 1 mit MMI 0,94. Die Abweichung von der Hemerobie nach dem aktuellen Verfahren liegt wesentlichen an der sehr guten Bewertung eines naturfernen Transekts (bei Aeshna zumindest nur als gut bewertet). Nach den Daten aus 2008 mit Aeshna wenig plausibel mit ÖZK 3 bewertet, fast alle Einzelbewertungen liegen dabei um zwei Klassen niedriger als nach den Daten 2011.

Überprüfung der Bewertungen nach der fortgeschriebenen Aeshna-Version

Auswahl 23 Seen des Tieflands, vgl. Tab. A2.c im Tabellenanhang, Kap. 5.5

Abschließend erfolgte noch eine Überprüfung der Bewertungen ausgewählter Seen nach dem aktuellen Verfahren im Vergleich zu der Aeshna Version 2011 zur Interkalibrierung und zur der danach fortgeschriebenen (aktuellen) Aeshna Version mit den Daten aus den aktuellen Erhebungen. Die Bewertungsergebnisse nach der fortgeschriebenen Aeshna-Version unterscheiden sich teilweise sehr deutlich von den Ergebnissen in Miler et al. 2023.

Von den 23 überprüften See des Norddeutschen Tieflands wird der überwiegende Teil nach der fortgeschriebenen, aktuell eingesetzten Aeshna-Version deutlich oder geringfügig besser bewertet als nach dem aktuellen Verfahren (n=13), ein weiterer nennenswerter Teil der Seen wird mit beiden Verfahren in der derzeitigen Version (annähernd) gleich bewertet (n=7).

Nur der Suhrer See wird auch mit der derzeitigen Aeshna-Version schlechter bewertet als nach dem aktuellen Verfahren, bei Schluensee und Schöhsee fällt die Bewertung nach der derzeitigen Aeshna geringfügig schlechter aus.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass eine ganze Reihe der überprüften Seen nach dem aktuellen Verfahren in eine günstigere Zustandsklasse fällt als nach den Berechnungen mit Aeshna zur Interkalibrierung (Stand 2011). Bei fast allen Seen stimmt aber die günstigere Bewertung besser mit der Hemerobie überein.

Es ist ferner festzuhalten, dass die Bewertungsergebnisse anhand der fortgeschriebenen aktuellen Aeshna-Version teilweise deutlich von den Bewertungen nach der ursprünglichen Aeshna-Version abweichen und danach vielfach günstigere Zustände indiziert werden als nach dem aktuellen Verfahren.

3.8 Sonderfall Künstliche Seen

Vorauswahl der künstlichen Gewässer zur Bewertung

Im Rahmen des aktuellen Projekts sollte geprüft werden, ob und ggf. unter welchen Voraussetzungen der gewählte Bewertungsansatz bei Anwendung auf künstliche Gewässer plausible Ergebnisse erbringt.

Zunächst wurden im LAWA-Expertenkreis Seen und im Fachbeirat die nachfolgenden Kriterien festgelegt, wonach die künstlichen Seen ausgewählt werden sollen, die für eine Bewertung nach WRRL mit der Qualitätskomponente Makrozoobenthos in Frage kommen:

Physiographische/chemische Parameter	**Praktische/rechtliche Kriterien**
• pH-Wert > 6 • Leitfähigkeit < 1.500 µS/cm • Wasserstand relativ konstant	• Zugänglichkeit, stabile Ufer • aus dem Bergrecht entlassen

Bergbaufolgeseen Klasse I (UBA 2016)	Talsperren ohne/mit geringen Wasserstandsschwankungen	Baggerseen mit Anbindung an Oberflächengewässer	Baggerseen ohne Anbindung an Oberflächengewässer, i.W. grundwassergespeist

Ein weiteres Kriterium ist ein stabiles Besiedlungsmuster, wobei dieses letztlich erst anhand der Analyse der festgestellten Zönosen beurteilt werden kann und deshalb den o.g. Kriterien nachgestellt ist. Ein stabiles Besiedlungsmuster ist letztlich erst dann zu erwarten, wenn sich auch die physiografischen Verhältnisse stabilisiert haben. Davon ist nach den bisherigen Erfahrungen der Bearbeiter künstlicher Seen der Expertengruppe in der Regel erst ab einer Entwicklungsdauer von 10 Jahren auszugehen. Dieses Alter wird deshalb zunächst als Mindestalter bewertbarer künstlicher Seen angesetzt. Zu weiteren Überlegungen in Hinblick auf die Stabilität der Besiedlung vergleiche unten, Unterkapitel "Ausblick".

Zuordnung der See- und Ufertypen, Hemerobieabschätzung

In einem zweiten Schritt werden die zu bewertenden künstlichen Seen unter Berücksichtigung ihrer Lage im Großnaturraum dem nächstverwandten natürlichen Seetyp zugeordnet. Die Zuordnung der Transekte zu den potenziell natürlichen Ufertypen erfolgt bei Ausprägung als Steilufer nach dem vorherrschenden Substrat. Hier ist auch bei längerer Reifung keine Verlandung mit Entwicklung zum organischen Ufer zu erwarten und als Referenzzustand anzusetzen. Im Unterschied dazu ist bei den Flachufern mit Fortschreiten der Sukzession vielfach von einer Entwicklung hin zum organischen Schilfufer auszugehen. Als potenziell natürlicher Ufertyp wird dort nach fachgutachterlicher Einschätzung ein organisches Schilfufer oder ein Mischtyp aus organischem Ufer mit den mineralischen Ufern angesetzt.

Dem liegt folgende Überlegung zugrunde: Die Flachufer der Kiesseen werden mit der Zeit in der Regel zu Schilfufern, in Abhängigkeit von der Morphologie bleiben dort lokal auch grob- oder feinmineralische Uferabschnitte erhalten oder es bilden sich Mischtypen aus. Die Bergbaufolgeseen sind meist mit Blockschüttung gesichert. Es entwickeln sich dort erfahrungsgemäß häufig ansatzweise Schilfufer (wäre Mischtyp), aber durchaus auch in vielen Fällen tatsächlich klar organische geprägte Ufer. Vielfach ist es sogar so, dass in den Bergbaufolgeseen Schilf insbesondere dann aufkommt, wenn die Gewässer noch nicht vollgeflutet sind. Nach vollständiger Überstauung stirbt dann das "tief stehende" Schilf in der Regel wieder ab.

Die Hemerobie-Abschätzung erfolgt bei den künstlichen Seen definitionsgemäß nur in drei Stufen. Die erste Stufe "natürlich" kann dort nicht vergeben werden.

Bewertungsansatz

Mit Maßgabe der o.g. Auswahlkriterien einschließlich des Alters ist davon auszugehen, dass die Bewertung fachgerecht nach den Vorgaben der entsprechenden natürlichen Gewässer erfolgen kann. Dies ist zumindest der begründete fachliche Ansatz, der nachfolgend an ausgewählten Beispielseen getestet wird.

Ausblick

Wünschenswert wäre die Ableitung des stabilen Zustands nach einheitlichen Kriterien. Solche Auswertungen gehen jedoch über die aktuelle Aufgabe hinaus. Es wurden im Projekt bereits einige Vorüberlegungen zur Frage der Stabilität besprochen:

Als Kriterium für den stabilen Zustand könnte die Gesamtartenzahl des Gewässers, summiert über alle Transekte herangezogen werden. Ab einem definierten Grenzwert einer Mindestzahl bewertbarer Taxa in einem gegebenen See ist näherungsweise von stabilen Verhältnissen auszugehen und der See kann mit den vorhandenen Ankerpunkten natürlicher Seen bewertet werden. Die Ermittlung des Grenzwerts sollte über die entsprechenden Werte der "ungünstigsten" natürlichen Seen angesetzten Typs erfolgen. Unterhalb des Grenzwerts ist eine (automatisierte) Bewertung des betreffenden künstlichen Gewässers nicht möglich, wohl aber eine nicht wertende Beobachtung der Entwicklung bis hin zur Stabilisierung der Besiedlungsmuster.

Bei dieser Vorgehensweise ist zu beachten, dass sehr frühe Sukzessionsstände kurzfristig auch eine hohe Artenvielfalt erbringen können, aber keine stabile Bewertung.

Extreme Nutzungen künstlicher Gewässer, die wieder zu einer drastischen Reduktion der Artenvielfalt führen, wären dann ggf. zu benennen. Für die Bewertung künstlicher Gewässer im Verhältnis zu Nutzungen könnten/sollten die Vorkommen von Rote Liste-Arten als eigenes Kriterium zur Bewertung der Nutzungen oder auch entsprechender Planungen herangezogen werden.

Übersicht der überprüften Seen

Es wurden Daten aus Makrozoobenthos-Untersuchungen an 18 Seen mit insgesamt 137 Transekten ausgewertet. Der ganz überwiegende Teil der bearbeiteten künstlichen Seen liegt im Norddeutschen Tiefland und wird nach den Vorgaben der natürli-

chen Seen dieses Großnaturraums bewertet. Aufgrund der Höhenlage und der naturräumlichen Grenzlage wird auch Olbersdorfer See in Sachsen nach den Tieflandkriterien bewertet, anstelle der nominell anzusetzenden Vorgaben für die Mittelgebirgsseen.

Es verbleiben damit als einzige künstliche Seen der (südwestlichen) Mittelgebirge und Stufenland, die überprüft wurden, zwei Kiesseen in Baden-Württemberg und in Rheinland-Pfalz. Für beide gibt es im Großnaturraum keine natürlichen Seen als Referenz, nach denen eine Bewertung erfolgen könnte.

Der Erlichsee in Baden-Württemberg ist im Wesentlichen grundwassergespeist, eine Anbindung an Oberflächengewässer besteht nicht. Der Otterstädter Altrhein in Rheinland-Pfalz ist direkt an den Rhein angebunden und auch deutlich von diesem beeinflusst. Die Bewertungsmethodik weicht bei diesen Seen von der im Projekt festgelegten Methodik ab, so dass die Ergebnisse nicht unmittelbar vergleichbar sind (direkte Einbeziehung der Neozoen in die Berechnungen, abweichende Aggregation der metrics zum Gesamtwert für die untersuchten Transekte, abweichendes Vorgehen bei der Ermittlung der Ankerpunkte, vgl. auch oben bei den natürlichen Seen).

Übersicht künstlicher Seen, die im Projektzusammenhang überprüft wurden

Seetyp	Land	Name	Transekte	Jahre
5 oder 7?	BW	Erlichsee [Kiessee]	8	2017, 2021
5 oder 7?	RP	Otterstädter Altrhein [Kiessee, angebund.]	10	2013, 2019
[7]	ST	Geiseltalsee [Bergbaufolgesee]	11	2021
10	BB	Flughafensee [Kiessee]	2	2017
(5) 10	SN	Olbersdorfer See [[Bergbaufolgesee]	6	2014, 2023
13	BB	Helenesee [Bergbaufolgesee]	6	2020
13	BB	Senftenberger See [Bergbaufolgesee]	8	2019
13	SN	Neuhauser See [Bergbaufolgesee]	8	2016, 2023
13	SN	Ammelshainer See [Kiessee]	6	2012, 2023
13	SN	Naunhof [Kiessee]	6	2012, 2023
13	ST	Niegripper See [Kiessee]	8	2009, 2010
13	ST	Goitzschesee [Bergbaufolgesee]	10-11	2012, 2013, 2021
13	ST	Tagebausee Köckern [Bergbaufolgesee]	8	2009, 2012
13	ST	Tagebausee Roitzsch [Bergbaufolgesee]	8	2009
14	ST	Barleber See [Kiessee]	6-8	2009, 2010
14	ST	Barby [Kiessee]	7	2011
14	ST	Prettin [Kiessee]	8	2011, 2012
14	ST	Neustädter See [Kiessee]	8	2009, 2010

Ergebnisse

Die Ergebnisse zu den getesteten Bergbaufolgeseen sind wie nachfolgend beschrieben zusammenzufassen. Mit einer Ausnahme wurden alle Bergbaufolgeseen dem Typ 13 zugeordnet:

In Sachsen werden die zwei überprüften Gewässer des Typs überwiegend plausibel bewertet. Der Neuhauser See, der auch unter Naturschutz steht, fällt in die Klasse sehr gut, der Olbersdorfer See in Übereinstimmung mit der Hemerobieabschätzung und der fachgutachterlichen Beurteilung als gut bis unbefriedigend. Gereifte Seen mit einem Alter von ≥ 10 Jahren scheinen nach Einschätzung des Bearbeiters in der Besiedlung und Bewertung weitgehend stabil. Zumindest ergeben sich aus den Ergebnissen keine Argumente, die gegen die Verwendung der Bewertungsvorgaben und Ankerpunkte der natürlichen Seen sprechen.

In Sachsen-Anhalt wurden vier Bergbaufolgeseen hinsichtlich der Anwendbarkeit des Bewertungsverfahrens überprüft:

- Zu zwei Seen liegen zwei bzw. drei Aufnahmen in größeren zeitlichen Abständen vor, wobei die ersten Aufnahmen im Grenzbereich der geforderten Reifungszeit liegen. Dort lässt sich nachvollziehen, dass die Entwicklung des Eulitorals und seiner Zönosen zehn Jahre nach Abschluss der Flutung noch nicht abgeschlossen bzw. stabilisiert war. Zu diesem Zeitpunkt war der Anteil nicht gesicherter Bewertungen zu hoch, um die Transekte und die Seen sinnvoll mit einer rechnergestützten Bewertungsroutine bewerten zu können.

  Am Goitzschesee hatten sich dann knapp weitere zehn Jahre später an mehreren ehemals rein feinmineralischen Ufern Schilfbestände entwickelt. Am Großteil der Transekte waren die Zönosen hinreichend entwickelt, um eine gesicherte Bewertung durchzuführen. Ufer und Zönosen erscheinen nach fachgutachterlicher Einschätzung nach wie vor instabil, eine sinnvolle Bewertung wird aber knapp als möglich erachtet. Auf dem Niveau der Einzeltransekte bildet sich dabei die Hemerobie in den Bewertungen nicht ab bzw. differenziert nicht entsprechend, die Gesamtbewertung des Gewässers als mäßig ist aber sowohl in Hinblick auf die Hemerobie als auch auf die fachgutachterliche Einschätzung plausibel. Die weitere Entwicklung bleibt abzuwarten.

  Der Tagebausee Köckern wurde erstmals bereits acht Jahre nach vollständiger Flutung durch Grundwasseranstieg untersucht und erwies sich als instabil und nicht bewertbar. Drei Jahre später scheint sich die Situation etwas stabilisiert zu haben; das Gewässer wird vom Bearbeiter danach als mit dem Verfahren knapp bewertbar festgestellt. Auch hier ergibt sich nach Erreichen der Mindestzahl eingestufter Taxa für eine annähernd gesicherte Bewertung die Zustandsklasse 3, mäßig, mit vergleichbaren scores wie am Goitzschesee.

- Zu zwei weiteren Gewässern liegen nur Daten aus einer Erhebungsphase vor, einmal zehn und einmal knapp zwanzig Jahre nach vollständiger Flutung.

  Am Tagebausee Roitzsch wurde auch fast zwanzig Jahre nach Flutung nur an einem kleinen Teil der Transekte knapp die Mindestzahl eingestufter Taxa für eine gesicherte Bewertung erreicht. Der Gutachter kommt zu dem Schluss, dass das Gewässer derzeit nicht zu bewerten ist. Eine Übereinstimmung mit der Hemerobie

ist nicht zu erkennen, die fachgutachterliche Einschätzung stimmt mit der (nicht abgesicherten) rechnerisch ermittelten überein. Die Zönosen sind überwiegend artenarm, umfassen aber teilweise durchaus anspruchsvolle Indikatoren der Röhrichtfauna.

Auch der Geiseltalsee, als einziger Bergbaufolgegewässer dem Typ 7 zugeordnet, erwies sich zehn Jahre nach Abschluss der Flutung als nicht sinnvoll bewertbar. Die Zönose sind von Neozoen überprägt und artenarm, bei nur drei der elf Transekte war die Mindestanzahl eingestufter Arten für eine gesicherte Bewertung überhaupt knapp erreicht. Die Ergebnisse der rechnergestützten Bewertung zeigen weder mit der Hemerobie noch mit der fachgutachterlichen Einschätzung eine Übereinstimmung, die über Zufallseffekte hinaus geht.

Demgegenüber waren die beiden älteren Bergbaufolgeseen in Berlin-Brandenburg nach den Vorgaben für die natürlichen Seen des Großnaturraums und mit Zuordnung zu den dort definierten Ufertypen plausibel bewertbar.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass eine Bewertung von Bergbaufolgeseen nach dem vorliegenden Verfahren grundsätzlich möglich erscheint. Eine Reifezeit von mindestens zehn Jahren erscheint aber für (erste) Bewertungsversuche unabdingbar und die Ergebnisse sind insbesondere in den frühen Phasen nach dieser Mindestzeit kritisch fachgutachterlich zu prüfen. Die tatsächlich erforderliche Zeit bis zu einer hinreichend stabilen Entwicklung der Ufer und ihrer Zönosen hängt sicherlich von verschiedenen Gegebenheiten ab. Unabhängig davon, ob die rechnerische Bewertung bereits anwendbar ist, erscheint eine Beobachtung der Zönosen und ihrer Entwicklung in größeren Abständen durchaus sinnvoll, bis sich danach eine Stabilisierung abzeichnet.

Die Ergebnisse zu den getesteten Kiesseen sind wie nachfolgend beschrieben zusammenzufassen. Die entsprechenden Gewässer im Norddeutschen Tiefland wurden größtenteils dem Typ 14 zugeordnet, zwei Gewässer Typ 13 und ein Gewässer auch Typ 10:

Für Sachsen wurden der Ammelshainer See und der Kiessee Naunhof ausgewertet. In beiden Erhebungsphasen 2012 und 2023 erwiesen sich die Zönosen als ausgesprochen artenarm, in 2023 lagen die Werte übergreifend geringfügig höher als knapp zehn Jahre zuvor. Beide Seen unterliegen einer recht intensiven Freizeit-/Badenutzung. Der Faunaindex lag an fast allen Transekten und in beiden Jahren hoch bis sehr hoch, die Mindestzahl eingestufter Taxa wird 2023 in drei bzw. zwei Transekten (noch) nicht erreicht.

Für Sachsen-Anhalt wurden fünf Kiesseen überprüft. Die Kiesseen wurden mit einer Ausnahme dem Typ 14 zugeordnet. Mehrere Seen hatten die angesetzte Reifezeit von > 10 Jahren noch nicht bzw. erst knapp erreicht. Die Entwicklung war dort offensichtlich noch nicht abgeschlossen. Bei einigen Seen ist der Anteil nicht gesicherter Transekte zu hoch, um sie sinnvoll mit einer rechnergestützten Bewertungsroutine bewerten zu können.

- Der Barleber See 1 wurde 2010 beprobt. Die Ufer sind sämtlich als organisch einzustufen. Die teils artenarme, teils mäßig artenreiche Fauna umfasst an mehreren

Transekten anspruchsvolle Indikatoren. Diese Transekte werden in Übereinstimmung mit der Hemerobie und der fachgutachterlichen Einschätzung überwiegend als mäßig bewertet. Demgegenüber weicht ein Transekt mit einer ausgesprochen artenarmen Fauna mit Störzeigern deutlich vom Erwartungswert der Hemerobie ab. Insgesamt erscheint die Bewertung des Gewässers als mäßig grundsätzlich plausibel.

- Zwei Kiesseen in aktiver Auskiesung erwiesen sich als derzeit nicht bewertbar: Barleber See part., Kiessee Barby. Die Zönosen sind teilweise von Neozoen dominiert, nur bei vertiefter Berücksichtigung der Zuckmücken ergeben sich überhaupt einzelne gesicherte Bewertungen. Das MZB ist instabil und noch nicht entsprechend gereift. Die weitere Entwicklung ist hier abzuwarten. Derzeit müssen die Gewässer als nicht bewertbar angesehen werden.

  Gleiches gilt für den Niegripper See, ebenfalls mit einem hohen Anteil nicht gesicherter Transektbewertungen (> 50 bzw. > 60 %).

- Die verbleibenden beiden Kiesseen sind zumindest mit Ausnahme einzelner Transekte grundsätzlich plausibel bewertbar. Grundsätzlich steht hier für die Einschränkung, dass die Ergebnisse für beide Gewässer nur in einem von zwei jeweils direkt aufeinander folgenden Untersuchungsjahren plausible Ergebnisse erbringen. Gründe für die teils deutlichen Abweichungen können nicht genannt werden.

  Am Neustädter See stimmen die Bewertungen nach den Daten 2009 weitgehend mit der Hemerobie der Transekte und vollständig mit der fachgutachterlichen Bewertung überein. Der Zustand des Eulitorals wird danach insgesamt als mäßig bewertet. Ein Jahr später sind die Ergebnisse insgesamt deutlich schlechter und weichen stark sowohl von der Hemerobie als auch von der fachgutachterlichen Einschätzung ab.

  Am Kiessee Prettin stellt sich die Situation ähnlich dar, allerdings ist hier angesichts einer Verbesserung mit Artanreicherung der Zönosen eine positive Fortentwicklung von einem Jahr auf das andere nicht auszuschließen. Nach den Daten 2011 sind die untersuchten Uferabschnitte teils standorttypisch und mit einzelnen hochwertigen Indikatorarten besiedelt, in anderen Abschnitten dominieren euryöke Taxa. Die Ergebnisse stimmen in weiten Teilen weder mit der Hemerobie noch mit der fachgutachterlichen Einschätzung überein. Im Folgejahr sind die Zönosen überwiegend standorttypisch, häufig aber artenarm. Die Bewertungen der Einzeltransekte stimmen relativ gut mit der Hemerobie und in hohem Maß mit der fachgutachterlichen Bewertung überein. Insgesamt ergibt sich eine Bewertung als mäßig bis gut (score 0,58 bzw. 0,59).

Der einzige Kiessee Berlin-Brandenburg, der in die vorliegende Auswertung mit einging, wird dem Typ 10 zugeordnet (Flughafensee). Das Gewässer ist nach fachgutachterlicher Einschätzung nach den Vorgaben zu den natürlichen Seen des Großnaturraums und mit Zuordnung zu den dort definierten Ufertypen plausibel bewertbar.

Für die südwestlichen Mittelgebirge mit Stufenland liegen aus der baden-württembergischen Oberrheinebene Auswertungen zu einem nicht angebundenen Kiessee vor, dessen Eulitoral überwiegend organisch geprägt ist (Erlichsee). Die Ufer sind jedoch überwiegend so steil, so dass sich kaum eulitorale Lebensräume ausbilden können. Der Zustand des Kiessees wird fachgutachterlich und nach der LAWA-Ufer-

strukturkartierung als mäßig bewertet. Diese Bewertung stimmt insgesamt und ganz überwiegend auch mit Bezug auf die Einzeltransekte mit der rechnerisch ermittelten Bewertung des MZB als mäßig überein. Allerdings wurden die Berechnungen nicht nach der oben beschriebenen Methodik durchgeführt. Es gingen insbesondere die Neozoen in die Berechnungen mit ein, die die Zönosen stark überprägen.

Es wurde ferner exemplarisch ein Rhein-angebundener Kiessee der Oberrheinebene in Rheinland-Pfalz ausgewertet. Dabei handelt es sich um den Otterstädter Altrhein. Das Eulitoral ist bestimmt von grob- und feinmineralischen Habitaten, nur an zwei Probestellen herrschen organische Ufer vor. Im Ergebnis bildet der MMI der Transekte den (schlechten) Zustand ganz überwiegend korrekt ab, nicht aber die relativ günstige Uferstruktur. Die Zönose ist stark von Neozoen überprägt. Das entwickelte Bewertungsverfahren erscheint nach Einschätzung der verantwortlichen Bearbeiter zur Zustandsbewertung neozoenüberprägter Baggerseen nicht geeignet. Auch die Berechnungen zum Otterstädter Altrhein wurden nicht nach der oben beschriebenen Methodik durchgeführt. Es gingen insbesondere die Neozoen in die Berechnungen mit ein.

Zusammenfassend scheint bei den Kiesseen noch mehr als bei den Bergbaufolgeseen jedenfalls eine hinreichende Reifung für die Entwicklung stabiler und bewertbarer Zönosen erforderlich zu sein. Die nötige Entwicklungszeit hängt offensichtlich von verschiedenen Faktoren ab; eine kritische fachgutachterliche Prüfung des Zeitpunkts, ab dem eine Bewertung sinnvoll möglich ist, ist unabdingbar.

Bei dem Sonderfall der Rhein-angebundenen Kiesseen kommen die Bearbeiter zu dem Schluss, dass eine Bewertung der neozoenüberprägten Gewässer dieses Typs nach dem vorliegenden Bewertungsverfahren nicht sinnvoll möglich ist.

4 Literaturverzeichnis

Brauns, M., Miler, O., Garcia, X.F. & M. Pusch (2016): Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselements "Makrozoobenthos" im Eulitoral von Seen. Bericht im Auftrag des Bundesumweltamtes.

BfGÖ [= Büro für Gewässerökologie Karlsruhe] (2024): Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens für Makrozoobenthos im Eulitoral von Seen zur Umsetzung der WRRL in Baden-Württemberg. Abschlussbericht. – Im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung, 59 S. + Anhang.

Hess, M. & U. Heckes (2017): Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in Seen zur Umsetzung der WRRL. Überarbeitung bzw. Ausarbeitung für die deutschen Alpen- und Alpenvorlandseen. Fortführung der Untersuchungen von 2014. – Im Auftrag des Bayerischen Landesamts, Wielenbach, München, 95 S. + Anhang.

Holsten, B., Buske, C., Hrach, M. & K. Jensen (2006): Auswirkungen von Wellen und schilfverbeißenden Wasservögeln auf die Bestandsdynamik des Röhrichts an ausgewählten Seen der Holsteinischen Schweiz. – Endbericht, LfU Schleswig-Holstein, Flintbek 76 S.

Miler et al. 2013 (= Miler, O., Brauns, M., Böhmer, J. & M. Pusch 2011): Endbericht "Feinabstimmung des Bewertungsverfahrens von Seen mittels Makrozoobenthos" (Projekt-Nr. O 5.10/2011). - Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Berlin, 72 S + Anhang.

Otto, C.-J. & S. Speth (2018): Validierung des Bewertungsverfahrens für Makrozoobenthos (AESHNA Version Mai 2017) anhand von Daten aus 2012 und 2014 in Schleswig-Holstein. – LfU Flintbek, 90 S.

Roesel, L.K. & Zak, D.H. (2023): Unravelling the role of sulphate in reed development in urban freshwater lakes. – Water Research Volume 233.

Universität Hamburg (2008): Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz. - Endbericht im Auftrag des LfU Schleswig-Holstein, Flintbek/Biozentrum Klein Flottbek, 74 S. + Kartenanhang.

Wichard, W. & G. Unkelbach (1973): Köcherfliegen (Trichoptera) des Eggstätter Seengebiets im Chiemgau. - Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen, München, 22(2): 17-22.

Wielgoss, A.M. (2009): A. M. (2009): Dynamik der schilfassoziierten Oomycetengemeinschaft im Litoral des Bodensees unter besonderer Berücksichtigung des Schilfpathogens Pythium phragmitis. - Dissertation , Universität Konstanz, 163 S.

5 Anlagen

5.1 Taxalisten

= pdf Taxalisten sowie entsprechende excel-files zum Import in das Tool

5.2 Probenahmevorschrift

= pfd Probenahmevorschrift mit Feldprotokoll und Operationeller Taxaliste

5.3 Testtool Version 1.9.5

= GUI.accdb und Daten.accdbs mit dazugehörigen excel-files Stand 06/2023

5.4 Handbuch Testtool Version 1.9.5

= pdf Handbuch und Beispieldateien für die Stamm- und Bestandsdateneingabe

5.5 Tabellenanhang

A1.a bis j = pdfs der wesentlichen Rechenergebnisse zu den Bestandsaufnahmen mit Angaben zur Plausibilität der Bewertungen mit Bezug auf die Hemerobie und ggf. die fachgutachterliche Einschätzung, nach Seetypen

Erläuterungen zu den Tabellen A1

Rahmendaten Jahr = Beprobungsjahr; Tr = Transekt; Hem = Hemerobie/Grad der Naturnähe mit Bezug auf das Eulitoral in vier Stufen; wenn keine Hemerobieeinschätzung vorliegt, dann kA (keine Angabe) und statt dessen Angabe der Uferstrukturklasse (5 Stufen, kein Fokus auf dem Eulitoral); Ufertyp = Typ Eulitoral mit G - Grobmineralisch (+ Fels), F - Feinmineralisch, O - Organisch, Suffixe Br - Brandung, So - Sondertyp, Sg - Seggen, S - Steilwand (bei Fels).

Ergebnisse Neozoa % = Anteil Individuenanteil Neozoa, bei Werten > 20 % und einer Gesamtbewertung des Transekts als sehr gut Abwertung auf gut (MMI 0,70), in diesen Fällen sind die Neozoenanteile rot umrandet; alle Arten = Artenbestand mit vertiefter Berücksichtigung/Bestimmung der Zuckmücken (Chironomidae) vs. ohne Chi = Artenbestand ohne vertiefte Berücksichtigung der Zuckmücken; FI und AV = Faunaindex und typspezifische Artenvielfalt mit Bezug auf den (vorne angegebenen) Ufertyp des jeweiligen Transekts (scores, ungeglättet, d.h. noch nicht auf Werte von 0 bis 1 abgeschnitten); MMI = Multimetrischer Index (Mittelwert des scores aus FI und AV, geglättet, d.h. auf Werte von 0 bis 1 abgeschnitten, ggf. mit Korrektur bei hohen Neozoenanteilen, s.o.), mit farblicher Zuordnung der indizierten Zustandsklasse (blau - sehr gut, grün - gut, gelb - mäßig, orange - unbefriedigend, rot - schlecht); Geklammerte Werte sind nicht gesichert (nur FI und MMI). Plausibel = Plausibilität mit Bezug auf die Hemerobie nach den in Kap. 3.6.2 genannten Kriterien ► j - ja, nein - nein; bei Vorliegen einer (abweichenden) fachgutachterlichen Einschätzung ist diese zusätzlich an zweiter Stelle nach einem / angegeben.

A2.a und j = pdfs mit Gegenüberstellung der Bewertungsergebnisse zu ausgewählten Seen nach dem aktuellen Verfahren und nach Aeshna mit Stand 2011, mit Angaben zu den Unterschieden in der Bewertung und zur Plausibilität der Bewertungen

Erläuterungen zu den Tabellen A2

zu den Rahmendaten vergleiche oben bei den Tabellen A1

Ergebnisse MMI = Multimetrischer Index und Plausibilität nach dem aktuellen Verfahren (mit vertiefter Berücksichtigung der Zuckmücken, score geglättet; siehe oben bei Tabellen A1). Aeshna '11 = MMI und Plausibilität nach Aeshna in Miler et al. 2013, mit Angabe des Jahrs, aus dem die zu Grunde liegenden Daten stammen. MMI vs. Aeshna = Unterschiede in der ermittelten Zustandsklasse [ÖZK] nach dem aktuellen Verfahren im Vergleich zu Aeshna, mit Angabe dazu, ob die Bewertung in Bezug auf die Hemerobie nach dem aktuellen Verfahren plausibler (+ oder bei deutlichen Unterschieden ++) oder weniger plausibel (- bzw. --). ∅ Hem / ÖZK = Mittelwert der Hemerobie für alle Transekte (4-stufig!, Werte bis 2,0 indizieren eine natürliche bis naturnahe Uferausprägung), in der Spalte MMI vs. Aeshna ist unter "ÖZK" die Differenz der mittleren Zustandsklasse angegeben, unter "plausibel" eine summarische Bewertung der Verbesserung oder Verschlechterung der Plausibilität nach dem neuen Verfahren (einfache Addition der vergebenen Plus- oder Minusbewertungen).

Vorsicht! Die Zuordnung zu den ökologischen Zustandsklassen folgt bei Aeshna für die Seen der Alpen und des Alpenvorlands sowie für die Flussseen des Tieflands (Typ 12) einer anderen Klassifizierung als beim aktuellen Verfahren:

- Beim aktuellen Verfahren werden die Klassen jeweils nach gleichen Intervallen von 0,2 ausgehend vom schlechtesten Wert 0 zum besten Wert 1 zugeordnet (sehr gut ≥ 0,80, gut ≥ 0,60 bis 0,79, mäßig ≥ 0,40 bis 0,59, unbefriedigend ≥ 0,20 bis 0,39, schlecht < 0,2).
- Bei Aeshna sind mit Stand 2011 die Klassengrenzen wir folgt definiert: sehr gut ≥ 0,60, gut ≥ 0,45 bis 0,59, mäßig ≥ 0,30 bis 0,44, unbefriedigend ≥ 0,20 bis 0,29, schlecht < 0,2[22].

Die scores sind deshalb nicht unmittelbar vergleichbar, es wird aber über die Farbgebung die indizierte Zustandsklasse erkennbar, so dass die Werte auf diesem Niveau verglichen werden können.

[22] Bei Berechnungen mit der aktuellen Aeshna-Version scheinen wieder die o.g. Klassengrenzen nach gleichen Intervallen Anwendung zu finden.