

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser

Ständiger Ausschuss

„Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“

- LAWA-AO -



LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung
Produktdatenblatt 2.6.1

Bewertung des ökologischen Potenzials von
künstlichen und erheblich veränderten Seen

Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“

Bearbeitet im Auftrag des LAWA-AO von den Mitgliedern des Expertenkreises „Seen“

1 Einleitung

In Deutschland sind rund ein Viertel der über 700 im ersten Bewirtschaftungsplan nach den Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie bewerteten Seen als „erheblich verändert“ (HMWB – Heavily Modified Water Bodies) oder „künstlich“ (AWB – Artificial Water Bodies) ausgewiesen. Diese Seen sind mit den Methoden, die zur Bewertung natürlicher Oberflächenwasserkörper angewandt werden, nicht oder nur eingeschränkt bewertbar.

Der ständige Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO) der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) beauftragte in seiner 37. Sitzung den Expertenkreis „Seen“, ein *Konzept für die Ableitung und Bewertung des ökologischen Potenzials von künstlichen Seen, insbesondere von Tagebauseen*, bis zur 39. LAWA-AO-Sitzung (November 2012) zu erarbeiten, mit dem Ziel, ein bundesweit einheitliches Vorgehen zur Bewertung von HMWB und AWB zu erreichen.

2 Grundsätze der Bewertung von Seen

Die Bewertung von Seen ab einer Oberfläche von 0,5 Quadratkilometer richtet sich nach den Vorgaben der WRRL bzw. der Oberflächengewässerverordnung (OGewV). Hierfür ist der ökologische Zustand für natürliche Seen, das ökologische Potenzial für erheblich veränderte und künstliche Seen sowie für alle Seen der chemische Zustand einzustufen (Abb. 1).

Grundsätzlich werden für die Bewertung des ökologischen Potenzials und des ökologischen Zustandes von Seen die gleichen Qualitätskomponenten herangezogen. Unterschiede ergeben sich nur in den Referenzbedingungen der biologischen und unterstützenden Qualitätskomponenten.

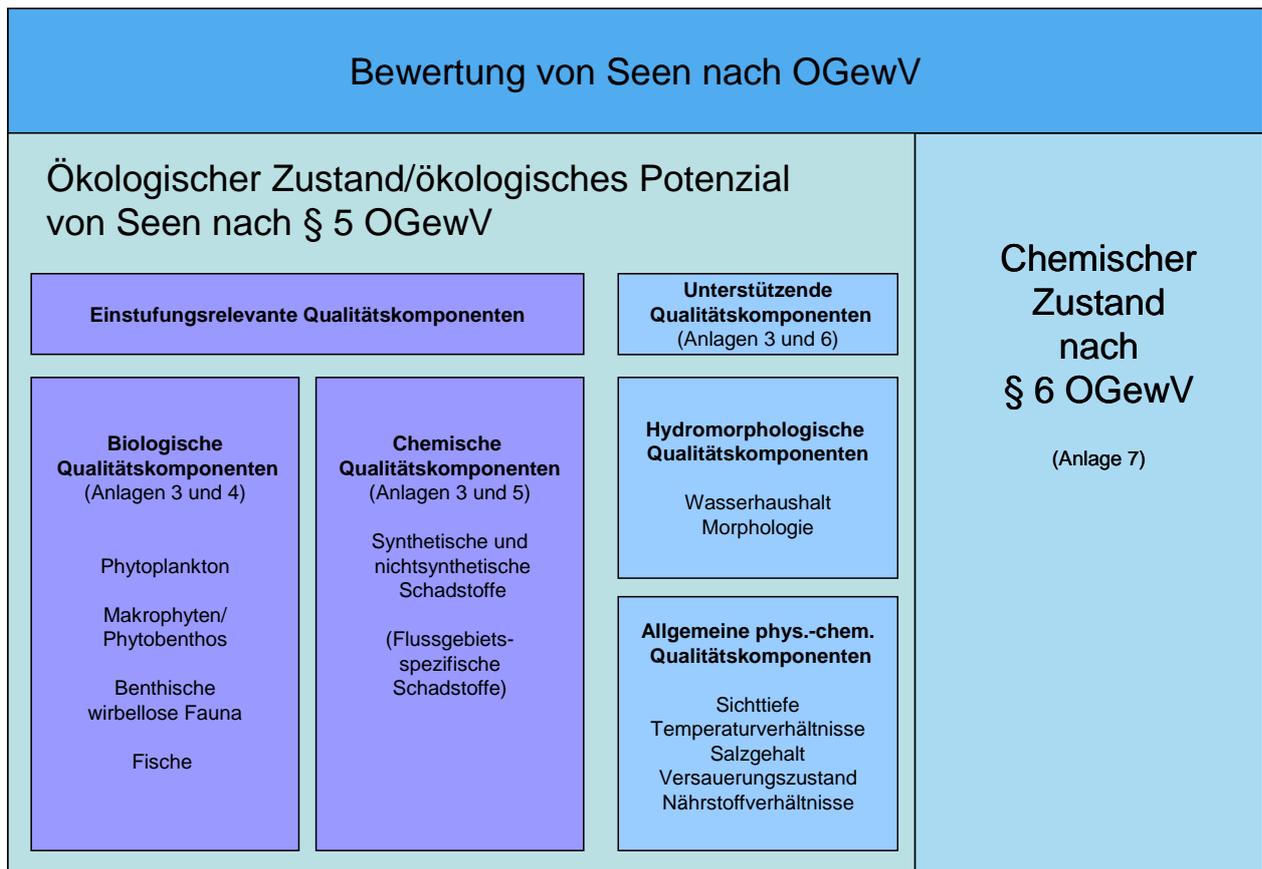


Abb. 1: Für die Einstufung des ökologischen Zustandes und des ökologischen Potenzials werden die gleichen Qualitätskomponenten angewandt.

3 Definitionen

Künstliche Wasserkörper sind von Menschenhand geschaffene Oberflächenwasserkörper (Art. 2 Absatz 8 WRRL (Richtlinie 2000/60/EG), die an Stellen angelegt wurden, an denen zuvor kein Wasserkörper vorhanden war (CIS Guidance No. 4).

Darunter fallen u. a. die Abgrabungsseen, die nach der Ausbeutung von Bodenrohstoffen (u. a. Braunkohle, Kies, Sand) oder Seen, die im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen entstanden sind. Diese künstlichen Seen können erst dann bewertet werden, wenn sich die Wasserbeschaffenheit und Lebensgemeinschaften stabilisiert haben. Dies dauert mehrere Jahre nach Bildung des Wasserkörpers und ggf. nach Ende der Entstehungsnutzung.

Erheblich veränderte Wasserkörper sind Oberflächenwasserkörper, die durch physikalische Veränderungen in ihrem Wesen erheblich verändert sind (Art. 2 Absatz 9 WRRL) und dadurch den guten ökologischen Zustand nicht erreichen (Art. 4 Absatz 3). Hierzu zählen natürlich entstandene Seen, die eine wesentliche physikalische Überformung erfahren haben, wie z. B. Seen mit Wasserkraftnutzung oder Auengewässer der Rheinaue, die durch Kiesabbau erheblich verändert wurden.

Auch natürliche durchflossene Seen, z.B. Flusseen, die als Bundeswasserstraße genutzt werden, können bei starkem Schiffsverkehr als erheblich veränderte Wasserkörper ausgewiesen werden. Regeln Stauhaltungen in Systemen von Flusseen zusätzlich biologisch wirksam die Aufenthaltszeit und verhindern natürliche Hochwässer, kann der gute Zustand nicht erreicht werden.

Eine relativ verbreitete Sonderform sind aufgestaute Fließgewässer im bestehenden Gewässersystem (Talsperren), die aufgrund der Nutzung (u. a. Trinkwasserversorgung, Hochwasserschutz und Brauchwasserbereitstellung) den guten ökologischen Zustand in der Bewertung als Fließgewässer verfehlen. Diese Gewässer werden als vorläufig erheblich verändert identifiziert. Anschließend erfahren sie einen Kategoriewechsel zum „See“, da sie diesem hinsichtlich der hydromorphologischen und limnologischen Eigenschaften näher stehen (§ 5 OGewV). Nach weiteren Prüfungen ist eine Ausweisung als erheblich verändertes Gewässer erlaubt (UBA 2003).

Ausweisungsprüfung

Die Einstufung als erheblich verändert oder künstlich ist alle sechs Jahre zu überprüfen. Die Vorgehensweise ist im CIS-Guidance No. 4 detailliert beschrieben. Für erheblich veränderte Wasserkörper müssen potenzielle Zielerreichung, hydromorphologische Merkmale und spezifizierte Nutzungen berücksichtigt werden. Diese Prüfschritte entfallen für künstliche Seen. Doch ist für diese, wie auch für die erheblich veränderten Seen, die Ausweisungsprüfung nach Artikel 4 (3) (b) erforderlich, also die Prüfung, ob die nutzbringenden Ziele nicht in sinnvoller Weise durch andere Mittel erreicht werden können, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen.

Natürlich NWB (71,5 %)		Künstlich AWB (15,6 %)	Erheblich Verändert HMWB (12,9 %)
	Identifizierung/ Ausweisungsprüfung	Art. 2 (8) WRRL: - von Menschenhand geschaffen	Art. 4 (3 a) WRRL: - guter ökologischer Zustand wird wegen hydromorphologischer Merkmale nicht erreicht werden - Maßnahmen zur Veränderung dieser Merkmale hätten einen signifikanten negativen Einfluss auf spezifizierte Nutzungen
		Art. 4 (3 b) WRRL: - Die nutzbringenden Ziele können nicht in sinnvoller Weise durch andere Mittel erreicht werden, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen	
Ökologischer Zustand		Ökologisches Potenzial	

Abb. 2: Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Oberflächenwasserkörpern gemäß CIS-Guidance No. 4, schematisch verkürzt. Die Prozentzahlen beziehen sich auf die deutschen Angaben für die Bewirtschaftungspläne 2009.

Ökologisches Potenzial

Das höchste ökologische Potenzial ist der Referenzzustand für künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper. Die Werte orientieren sich so weit wie möglich an den Bedingungen des ähnlichsten natürlichen Gewässertyps und berücksichtigen die physikalischen Bedingungen, die zur Ausweisung als künstlich oder erheblich verändert geführt haben.

Für Oberflächenwasserkörper, die als erheblich verändert oder als künstlich eingestuft werden, gilt als Ziel der Wasserrahmenrichtlinie das gute ökologische Potenzial (§ 5 OGewV). Das gute ökologische Potenzial (GÖP) ist der Zustand, in dem „die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten geringfügig von den Werten abweichen, die für das höchste ökologische Potenzial gelten“ (Tabelle 6 OGewV). Gleichzeitig ist auch der gute chemische Zustand zu erreichen (§ 6 OGewV).

4 Gewässertypisierung

Für die Ableitung des höchsten ökologischen Potenzial (HÖP) werden die Referenzbedingungen desjenigen natürlichen Gewässertyps herangezogen, der am ehesten mit dem künstlich entstandenen oder erheblich veränderten Wasserkörper vergleichbar ist (Anlage 4 OGewV).

Unter limnologischen Aspekten spielen bei Seen die Ökoregion, der Calcium-Gehalt, die Einzugsgebietsgröße und das Schichtungsverhalten eine besondere Rolle und bilden die Grundlage für die abiotische Typisierung nach Mathes et. al (2002). Die Typologie enthält sowohl die natürlichen Seen der Ökoregionen Alpen/Voralpen und Norddeutsches Tiefland, als auch die überwiegend künstlichen und erheblich veränderten Seen der Mittelgebirge. Da in den Mittelgebirgen Deutschlands natürliche Seen >0,5 km² weitgehend fehlen, umfassen die Mittelgebirgstypen überwiegend die zahlreichen dort vorhandenen Talsperren, Speicher und nur wenige natürliche Seen.

Auf der Grundlage der abiotischen Typisierung und der biologischen Qualitätskomponenten wurden innerhalb der einzelnen Bewertungsverfahren biozönotische Gewässertypen abgeleitet, die in der Regel auch die künstlichen und erheblich veränderten Seen mit abdecken.

5 Signifikante Belastungen

Signifikante Belastungen sind Belastungen, die dazu beitragen, dass die spezifizierten Umweltziele verfehlt werden oder dass das Erreichen dieser Ziele gefährdet ist (CIS Guidance No 3 „Analysis of pressure and impacts“).

Bei der Frage, welche Belastungen „signifikant“ sind, sind die Ausweisungsgründe, also die akzeptierten physikalischen Bedingungen, die sich aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Gewässers ergeben, zu berücksichtigen. Daher zählen z. B. Wasserspiegelschwankungen von Einrichtungen zum Hochwasserschutz nicht zu den „signifikanten Belastungen“.

Für stoffliche Belastungen gelten für natürliche, erheblich veränderte und künstliche Gewässer die gleichen Bewertungskriterien: Die vorherrschende Belastung von Seen in Deutschland geht von einer erhöhten Nährstoffkonzentration aus, die zu einer übermäßigen Erhöhung der Biomasse und Veränderung der taxonomischen Zusammensetzung (Eutrophierung) führt. Die anthropogen bedingte Erhöhung des Nährstoffangebotes, besonders von Nitrat und Phosphat, in Gewässern erfolgt überwiegend durch den Zufluss der Nährstoffe aus Abwässern oder durch den Eintrag aus intensiv gedüngten landwirtschaftlichen Nutzflächen. Eutrophierung hat u. a. eine Erhöhung der Primärproduktion zur Folge, mit der eine Verringerung der Sichttiefe, eine pH-Wert-Erhöhung und eine erhöhte Sauerstoffzehrung einhergehen.

Eine spezifische stoffliche Belastung stellt die Versauerung dar. Diese spielt in Deutschland für Seen > 0,5 km² eine eher untergeordnete Rolle. Dabei ist zu differenzieren zwischen

anthropogener Versauerung durch atmosphärischen Eintrag von Luftschadstoffen und der durch Oxidation des geogenen Untergrundes (Pyritverwitterung in Braunkohletagebauen) entstandenen Versauerung. Während bei atmosphärischen Belastungen Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen innerhalb weniger Jahrzehnte erfolgreich sein können und in vielen Beispielen bereits greifen, stehen bei sauren Tagebauseen generationsübergreifende Prozesse im Vordergrund.

Zudem können chemische Schadstoffe Störungen der biologischen Lebensgemeinschaft bewirken. Hierunter fallen die flussgebiets-spezifischen Schadstoffe die zur Einstufung des ökologischen Potenzials herangezogen werden sowie die Stoffe zur Bewertung des chemischen Zustandes (Abb. 1).

Morphologische Belastungen von Seen können u. a. von einer übermäßigen Ufernutzung (z. B. Erholung, Bebauung) ausgehen, die Habitatverluste und Stoffeinträge durch Erosion zur Folge haben können. Ob und in welchem Maße diese zu akzeptieren sind, ist im Rahmen der Ausweisungsprüfung zu erörtern.

6 Auswahl der empfindlichsten biologischen Qualitätskomponente anhand signifikanter Belastungen und Anpassung der Bewertungsverfahren

Nach OGewV, Anlage 9 sind im operativen Monitoring nur diejenigen biologischen Qualitätskomponenten zu überwachen, die für die Belastungen der jeweiligen Wasserkörper kennzeichnend sind. Die Auswahl der biologischen Qualitätskomponenten für erheblich veränderte und künstliche Gewässer wird also, wie bei natürlichen Seen, wesentlich von den signifikanten Belastungen bestimmt. Eine Ausnahme stellen Überblicksmessstellen dar, an denen alle biologischen Qualitätskomponenten zu erheben sind, die für Seen kennzeichnend sind.

Da die Bewertung des ökologischen Potenzials anhand der Referenzbedingungen des ähnlichsten natürlichen Gewässertyps erfolgt, können die für natürliche Gewässer entwickelten Verfahren (vgl. LAWA-AO: Rakon, Arbeitspapier III) im Wesentlichen auch auf erheblich veränderte und künstliche Gewässer angewendet werden. Teilweise sind jedoch Modifikationen notwendig, die die speziellen Eigenschaften dieser künstlichen und erheblich veränderten Gewässer berücksichtigen.

Für künstliche und erheblich veränderte Seen existiert derzeit kein fischbasiertes Bewertungsverfahren. Die Qualitätskomponente Fische integriert über mehrere Belastungstypen, eine eindeutige Zuordnung zu einzelnen Belastungen ist daher nicht möglich.

Nährstoffeintrag

Da zu hohe Nährstoffeinträge die Hauptbelastung der meisten Seen darstellen, stehen die trophieanzeigenden Qualitätskomponenten für alle Seengruppen im Vordergrund (Abb. 3). Die trophische Belastung im Freiwasser (Pelagial) wird am besten mit der Qualitätskomponente

Phytoplankton abgebildet. Die Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos indiziert die Belastung der ufernahen Bereiche (Litoral). Voraussetzung für die Anwendung ist eine Wasserstandsdynamik, welche die Ausbildung bewertungsrelevanter Makrophyten- und Phytobenthosbestände in der Vegetationsperiode nicht maßgeblich einschränkt.

Hinsichtlich der Nährstoffbelastung und ihrer trophischen Wirkung in Seen bestehen i. d. R. keine Unterschiede zwischen Zustands- und Potenzialbewertung, da in beiden Fällen für die stofflichen Belastungen die gleichen Anforderungen gelten. Das heißt, zum jetzigen Zeitpunkt entspricht die Bewertung des ökologischen Potenzials von deutschen Seen weitgehend der Bewertung des ökologischen Zustandes. Es gibt jedoch einige spezifische Unterschiede und Ausnahmen.

Das Bewertungsverfahren für Phytoplankton berücksichtigt neben den trophieanzeigenden Parametern Biovolumen und Chlorophyll a auch indikative Arten. Die für natürliche Gewässertypen aufgestellten Indikatorlisten wurden für künstliche und erheblich veränderte Gewässer angepasst. Eine Anpassung der Indikatorlisten erfolgte auch beim Verfahren für die Bewertung künstlicher und erheblich veränderter Seen mit der Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos.

Die künstlichen Seen an der Nordseeküste sind nicht ohne Weiteres den natürlichen Seen zuzuordnen. Grund dafür ist der sehr nährstoffreiche Wattboden in den relativ jung eingedeichten Gebieten und der Einfluss des Nordseewassers. Salzwassereinfluss und ein hoher natürlicher Nährstoffgehalt ist bei keinem der bisher definierten Seentypen charakteristisch. Daher ist eine Bewertung anhand des Phytoplanktons nur eingeschränkt möglich, so dass dort das Potenzial des Sees individuell per Expertenurteil festgelegt werden muss. Bei den mehr oder weniger salzhaltigen Seen der Nordseeküste werden die Makrophyten nicht für die Potenzialbildung herangezogen.

Das Verfahren zur Bewertung der Qualitätskomponente benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) ist nicht auf Nährstoffbelastung ausgerichtet.

Versauerung durch atmosphärischen Eintrag

Bei neutralen oder annähernd neutralen Referenzbedingungen kann mit beiden Teilkomponenten des Verfahrens zur Bewertung von Makrophyten und Phytobenthos Versauerung sowohl indiziert als auch quantifiziert werden.

Stoffliche Belastung bei Versauerung des geogenen Untergrundes

Bei den sauren Tageauseen des Braunkohleabbaus ist die Anwendbarkeit der verfahrensspezifischen Indikatorartenlisten für Phytoplankton eingeschränkt, so dass hier abweichend ein Biodiversitätsindex anstelle der Artenliste eingesetzt wird (Leßmann 2009). Ansonsten entspricht das Verfahren dem für neutrale Seen, was eine Bewertung der stofflichen Belastung (insb. Nährstoffe) bei geogen versauertem Untergrund ermöglicht. Mittels Makrophyten

und Phytobenthos kann derzeit bei pH-sauren Referenzbedingungen eine Versauerung lediglich indiziert, nicht aber quantifiziert werden.

Starke Wasserstandsschwankungen

Ein weiterer Sonderfall bei der Bewertung der trophischen Situation stellen die Talsperren und Speicher mit stark schwankendem Wasserspiegel dar. Sofern aufgrund unabwendbarer Betriebsanforderungen (z.B. Hochwasserschutz, Trinkwasserversorgung und Niedrigwassererhöhung) die Absenkung des Wasserspiegels zu einer erhöhten trophischen Produktion führt, ist diese nutzungsbedingte Beeinträchtigung als „physikalische Veränderung“ bei der Bewertung zu berücksichtigen. Dies gilt auch für einen Wechsel des Schichtungsverhaltens der Talsperre, der durch einen starken hypolimnischen Wasserabfluss bedingt ist. Die Beachtung der nutzungsbedingten Beeinträchtigung erfolgt über eine mildere Bewertung. Die Erfahrungen zeigen, dass hierbei kein Standardverfahren angewendet werden kann, sondern die Potenziale des Sees individuell festzulegen sind.

Das Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos integriert die Bewertung der Trophie und der hydromorphologischen Bedingungen an den Ufertransekten. Die Mittelung der nach Anzahl und Lage repräsentativen Einzeltransekte ermöglicht die Bewertung eines Seewasserkörpers. Für Talsperren und Speicher mit starken Wasserstandsschwankungen dürfen diese hydromorphologischen Beeinträchtigungen, sofern sie unabänderbar sind, nicht in die Bewertung des ökologischen Potenzials einfließen. Das Verfahren ist somit für Talsperren und Speicher mit während der Vegetationsperiode stark schwankendem Pegelstand i. d. R. nicht anzuwenden. Gleiches gilt für das strukturindizierende Makrozoobenthosverfahren (benthische wirbellose Fauna).

Morphologische Beeinträchtigungen, die nicht von den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften herrühren.

Morphologische Belastungen können nicht nur unabänderbare physikalische Veränderungen darstellen, die bei der Bewertung des ökologischen Potenzials nicht zu berücksichtigen sind (z.B. Strukturdefizite durch Wasserstandsschwankungen an Talsperren), sie können auch Belastungen darstellen, die eine Sanierung erfordern. Übernutzung der Ufer, starker Wellenschlag durch Begegnungsverkehr, Sedimenttransport, fehlende Flachwasserzonen und fester Uferverbau sind Stressoren, die auch zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials weitestgehend zu vermindern sind.

Für morphologische Beeinträchtigungen sind die Qualitätskomponenten „benthische wirbellose Fauna“ und evtl. die Teilkomponente Makrophyten sensibel. Die Verfahrensanpassungen für künstliche und erheblich veränderte Seen auf der Grundlage der Verfahren für natürliche Seen befinden sich derzeit in der Entwicklung.

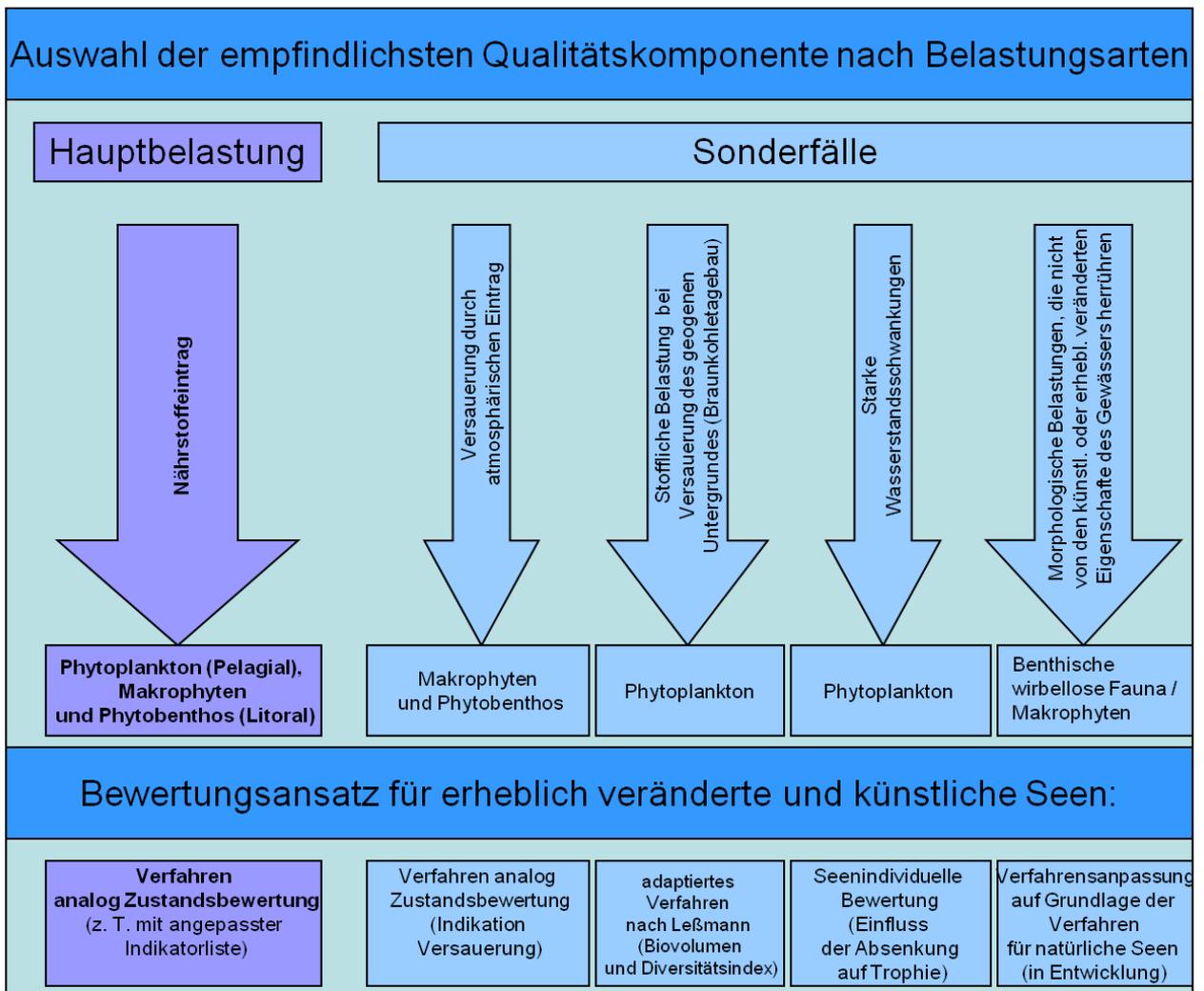


Abb. 3 : Auswahl der biologischen Qualitätskomponenten und ihrer Bewertungsverfahren entsprechend der vorherrschenden Belastung/Nutzung von Seen

7 Bewertung des ökologischen Potenzials

Auch die künstlichen und erheblich veränderten Seen sind anhand der Lebensgemeinschaften zu bewerten. Die Bewertung des ökologischen Potenzials erfolgt, wie die für den ökologischen Zustand, in einer fünfstufigen Klassifikation. Für die Darstellung werden jedoch die beiden Klassen „sehr gut“ und „gut“ zu „gut und besser“ zusammengefasst. Die schlechteste Bewertung bestimmt die Einstufung des ökologischen Potenzials (Worst-Case-Prinzip). Wird die Umweltqualitätsnorm eines flussgebietsspezifischen Schadstoffs der Anlage 5 der OGewV überschritten, kann das ökologische Potenzial nur mit maximal mäßig bewertet werden. Unterstützende Qualitätskomponenten werden für die Plausibilitätsprüfung und Ursachenforschung herangezogen (Abb. 1). Einstufungsrelevante Unterschiede zum ökologischen Zustand bestehen lediglich in den Referenzbedingungen der biologischen Qualitätskomponenten.

2009 wurden in Deutschland nahezu 40 % Prozent der Fließgewässer als erheblich verändert ausgewiesen. Hier stand im Vordergrund, dass der gute ökologische Zustand aufgrund hydromorphologischer Merkmale voraussichtlich nicht erreicht werden kann und eine Beseitigung dieser Merkmale negativen Einfluss auf spezifizierte Nutzungsformen, wie z. B. den Hochwasserschutz oder eine nachhaltige Entwicklungstätigkeit des Menschen hätte (Artikel 4 (3) (a)). Hydromorphologische Aspekte bestimmen daher über weite Teile die Diskussion um das ökologische Potenzial. Die Schwierigkeit besteht bei den Fließgewässern darin, den Einfluss zunehmender hydromorphologischer Beeinträchtigungen von dem Anteil der durch Maßnahmen zu verbessernden Einflüsse innerhalb einer strukturanzeigenden biologischen Qualitätskomponente zu unterscheiden und bei der Bewertung zu berücksichtigen.

Diese Schwierigkeiten treten bei den Seen in ihrer Bedeutung zurück, da Artikel 4 (3) (a) nur in Ausnahmefällen anzuwenden ist. Neu entstandene Tagebauseen und Baggerseen wurden per se als „künstliche Seen“ identifiziert (Kap. 3). Hier findet lediglich Artikel 4 (3) (b) für die endgültige Ausweisung Anwendung. Danach ist zu prüfen, ob „die nutzbringenden Ziele, denen die künstlichen oder veränderten Merkmale des Wasserkörpers dienen [...] nicht [...] durch andere Mittel erreicht werden können, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen“.

Talsperren wurden als erheblich veränderte Flüsse ausgewiesen, die den guten ökologischen Zustand für die Kategorie Fluss aufgrund akzeptierter nutzungsbedingt hydromorphologischer Veränderungen, die nicht zu beseitigen sind, verfehlen. Erst im Nachgang erfolgte der Kategoriewechsel zum See (HMWB See). Hier sind aufwändige Prüfschritte zu möglichen Maßnahmen im Hinblick auf die Referenz des Fließgewässertyps nicht sinnvoll. Erst hydromorphologische Beeinträchtigungen des Sees sind im Hinblick auf die Nutzung zu prüfen. In der Regel sind Wasserstandsschwankungen von Talsperren systemimmanente Eigenschaften, die von den akzeptierten spezifischen Nutzungen herrühren. Ihre Auswirkungen auf die Uferstruktur sind daher keine bewertungsrelevanten signifikanten Belastungen. Bewertungsverfahren, die Uferstrukturbelastungen indizieren, sind hier in der Regel nicht anzuwenden. An den Überblicksmessstellen sind zwar nach rechtlichen Vorgaben alle biologischen Qualitätskomponenten zu überwachen, doch fließen die von den akzeptierten

spezifischen Nutzungen herrührenden Belastungen und damit die Ergebnisse der Bewertungsverfahren, die eine Uferstrukturbelastung indizieren, nicht in die Ermittlung des ökologischen Potenzials ein. Spezifische Bewertungsanpassungen sind lediglich notwendig, wenn Bewertungsergebnisse der Verfahren für signifikante Belastungsarten wie die für die Nährstoffe, von solchen Wasserstandsschwankungen überprägt werden.

Ähnlichkeiten zur Vorgehensweise bei Fließgewässern bestehen in den Fällen, in denen ein ehemals natürlicher See nutzungsbedingt erheblich verändert wurde und die Beseitigung dieser physikalischen Merkmale negative Folgen auf die spezifizierten Nutzungen oder die Umwelt hätte. Dies wäre z. B. der Fall, wenn ein natürlicher See zur Stromerzeugung genutzt würde und der gute Zustand aufgrund hoher Wasserstandsschwankungen nicht erreicht würde.

Unterschiedliche Ausweisungsgründe führen auch zu unterschiedlichen Bewertungsansätzen. Während bei erheblich veränderten Fließgewässern der hydromorphologische Einfluss der Nutzung, der das Erreichen des guten ökologischen Zustandes verhindert, im Vordergrund steht, entfällt diese Differenzierungsanforderung bei der Mehrzahl der Seen. Vielmehr besteht die Anforderung hier, diese von Menschenhand geschaffenen oder erheblich veränderten Gewässer über den Vergleich mit dem ähnlichsten Gewässertyp natürlicher Gewässer zu bewerten. Hierzu wurden die zunächst für natürliche Seen entwickelten Verfahren weiterentwickelt.

8 Verwendete und weiterführende Literatur

EUROPEAN COMMUNITIES (2003): CIS Guidance Document No 3. Analysis of Pressures and Impacts. Working Group 2.1

EUROPEAN COMMUNITIES (2003): CIS Guidance Document No 4. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Working Group 2.2

HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U. et al. (2009): Ökologische Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EG-WRRL. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt O 3.06

LAWA-AUSSCHUSS „OBERIRDISCHE GEWÄSSER UND KÜSTENGEWÄSSER“: RaKon Monitoring Teil B, Arbeitspapier III – Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten

CIS-ARBEITSGRUPPE 2.2 (2002): Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern. Übersetzung der englischen Originalfassung durch das Umweltbundesamt

LEßMANN, D., NIXDORF, B. (2009): Konzeption zur Ermittlung des ökologischen Potenzials von sauren Bergbauseen, BTU -. Brandenburgische Technische Universität Cottbus http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/BTU_Abschlussbericht_oekPotsaureBB

Seen.pdf

MATHES, J., PLAMBECK, G. & SCHAUMBURG, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/2002, 15-24.

MILLER, O., BRAUNS, M., BÖHMER, J. PUSCH, M. (2011) Praxistest des Verfahrens zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos, Endbericht des LAWA-Projektes O5.10

RICHTLINIE 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für die Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, die zuletzt durch die Richtlinie 2009/31/EG (ABl.L140 vom 5.6.2009, S 114) geändert worden ist (Wasserrahmenrichtlinie, WRRL)

RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. (2011): Praxistest und Verfahrensanpassung: Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Mittelgebirgsseen, Talsperren, Baggerseen und pH-neutralen Tagebauseen zur Umsetzung der EG-WRRL. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 7.08

RIEDMÜLLER, U. TWOREK, A., HOEHN, E. (2012): Bewertung von Talsperren in Hessen mit Phytoplankton und Zooplankton nach den Anforderungen der EG-WRRL, im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie

SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., VOGEL, A. (2011): Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos gemäß EG-WRRL – Anpassung des Verfahrens aufgrund erster Ergebnisse und Erfahrungen aus den Bundesländern – http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/verfahrensanleitung/index.htm

UBA (2003): Typologie für Standgewässer in Deutschland nach WRRL <http://www.uni-due.de/kobio/docs/Seentypologie181103.pdf>

VERORDNUNG ZUM SCHUTZ DER OBERFLÄCHENGEWÄSSER - OGewV vom 20.07.2011 (BGBl. I S. 1429)