

Günter SCHLUNGBAUM; Mathias KRECH

Klassifizierung und Bewertung von Seen - die Entwicklung vom Seentypensystem bis zur EU- Wasserrahmenrichtlinie

Abstract

In order to guarantee a sustainable water protection new modern, more ecological evaluation - and classification - systems are needed.

Different methods of assessing surface water are for example the approach of typifying lakes by trophic index and the development of even more complex evaluation systems.

Suitable examples for improved methods of assessing the quality of water might be the former Eastgerman standard for classifying lakes (TGL 27885/ 01) and the more recent German LAWA- guideline. An EU- guideline standardize all types of surface water within the different European regions. It is for the first time that a guideline takes ecological aspects into consideration.

1 Erfordernisse einer Gewässerbewertung für die Gewässerschutzpolitik

Die Gewässerschutzpolitik ist ein wichtiger Bestandteil der Umweltpolitik. Seit der Verabschiedung des ersten Umweltprogrammes der Bundesregierung zum Anfang der 70er Jahre wurden zahlreiche Maßnahmen zum Schutz der Gewässer mit großem Erfolg durchgeführt. Ein in diesem Zusammenhang immer wieder erwähnenswertes Objekt ist der Rhein. Inzwischen gibt es aber viele Gewässer unterschiedlichen Typs, an denen sich solche Erfolge darstellen lassen. Trotz dieser nachweislich größeren Fortschritte gibt es im Gewässerschutz immer noch erhebliche Defizite. Die dabei auftretenden Probleme sind nicht nur von regionaler oder nationaler Bedeutung. Weltweit hat die Gewässerbeeinträchtigung ein sehr unterschiedliches Maß erreicht. Die Umsetzung einer **durchgreifend wirkenden Gewässerschutzpolitik** und die **Meßbarkeit des Erfolges** erfordern die Weiterentwicklung geeigneter Untersuchungs- und Bewertungsverfahren. Die Thematik „Entwicklung von Zielen“ hat spätestens wieder durch die internationale Umweltkonferenz der Vereinten Nationen im Jahre 1992 in Rio de Janeiro einen neuen Stellenwert erhalten (vgl. dazu „AGENDA 21“).

Dabei geht es darum, das **Leitbild** des „sustainable development“, d.h. der „nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung“ mit Inhalten zu füllen, es fachlich zu konkretisieren und auch für den Gewässerschutz aufzubereiten. Eine zentrale Bedeutung im Rahmen dieser Herausforderung nimmt die Entwicklung neuer Bewertungssysteme für alle Gewässertypen ein. Dabei ist vom ökologischen Grundprinzip der ganzheitlichen Systembetrachtung auszugehen.

2 Seen als Teile von Landschaften

Die Abgrenzung von stehenden Gewässern ist einerseits im allgemeinen unproblematisch. So sind Seen, aber auch die anderen Standgewässertypen (Weiher, Tümpel, Talsperren, Teiche . . .) fast immer gegenüber den terrestrischen Lebensräumen „abgrenzbar“, wenn auch dazwischen liegende Übergangsbereiche sowohl der Kategorie „Gewässer“ als auch der Kategorie „Land“ zugeordnet werden können. Andererseits sind die Gewässer als Ökosysteme, wie alle natürlichen Systeme auf der Erde, offene Systeme. Sie werden auch bei weitgehender Abgeschlossenheit im teilweise sehr unterschiedlichen Maß durch Zu- und Abflüsse sowie Ein- und Austräge von Stoffen und Energie geprägt. Dabei ist ein durchflossener See die eine Extremstellung und ein weitgehend zu- und abflußloser See die andere. Damit sind Gewässerökosysteme im allgemeinen und Seen im speziellen niemals als unabhängig von der sie umgebenden Landschaft zu betrachten. Sie sind immer Bestandteil einer Landschaft, mindestens der eines Einzugsgebietes.

In Deutschland gibt es mehr als 5.000 natürlich entstandene Standgewässer mit einer Mindestgröße von 1 ha. Hinzukommen mehrere tausend künstliche Gewässer, wie Talsperren, Stauhaltungen, Baggerseen, Bergbaurestseen, Tongruben und auch abgeschnittene Altwässer in den Flußniederungen sowie Fischteiche u.s.w.. Der Flächenanteil der stehenden Binnengewässer beträgt zwar weniger als 1,8% der Gesamtfläche Deutschlands (Mecklenburg- Vorpommern ca. 3%), wegen ihrer Vielzahl und der hohen strukturellen Vielfalt haben sie für die Umwelt eine wichtige ökologische Bedeutung. Sie sind von hohem volkswirtschaftlichen Wert und haben als landschaftsprägende Elemente oft auch einen hohen ästhetischen Wert und damit idellen Wert. Natürliche Gewässer, aber auch naturnahe, besitzen darüber hinaus – unabhängig von menschlichen Nutzungsinteressen – einen Wert an sich.

3 Die Seenbewertung von den Anfängen bis zur Gegenwart

Die Entwicklung verschiedener Formen der Seenbewertung/ Seenklassifikation ist eng mit der Geschichte der Seenkunde als Teilgebiet der Limnologie verknüpft. Der Beginn kann in die Zeit der Herausarbeitung des **Seentypensystems** ab 1900 gesetzt werden (in Anlehnung an SCHWOERBEL, 1993):

- 1901 F. A. FOREL – physikalische Typisierung der Seen nach ihrer unterschiedlichen Thermik,
- 1911 E. A. BIRGE & C. JUDAY – chemische Typisierung nach den Sauerstoffverhältnissen, insbesondere nach der Schichtung der Seen und damit charakteristischen Sauerstoffdifferenzierungen,
- 1915 A. THIENEMANN – Begründer der Seentypisierung, mit bereits grundlegenden Beziehungen zwischen organischer Produktion, Seetiefe, Morphologie des Seebeckens und des Sauerstoffhaushaltes,
- 1917 E. NAUMANN – berücksichtigt in erster Linie die biologischen Verhältnisse im freien Wasser, besonders die Produktion des Phytoplanktons und stellt Verknüpfungen zum organischen Gehalt der Sedimente (Sedimenttypen) der verschiedenen Seentypen her.
- 1933 F. RUTTNER – zeigt das andersartige Verhalten tropischer Seen, rascher Turnover im Hypolimnion und ständiges Sauerstoffdefizit aufgrund der höheren Wassertemperaturen.

Die Einbeziehung des trophischen Aspektes bedeutet, daß die Seen erstmals auf der Ebene von Ökosystemen funktionell nach ihrem Stoffhaushalt typisiert wurden. Seither ist der Stoffhaushalt der Seen das zentrale Anliegen der Seenforschung geblieben. Dieser bereits moderne stoffwechselfynamische Aspekt gestaltet auch die Einbeziehung von Gewässern mit versätkter allochthoner Nährstoffzufuhr (z.B. Abwasserbelastung) in die gleichartige Seenanalyse, was eine wichtige Grundlage für Beschaffenheitsvergleiche von natürlichen und anthropogen beeinflussten Seen gestattet. In diesem Sinne ist die Seentypenanalyse eine sehr bedeutende Grundlage für heute diskutierte Bewertungssysteme.

3.1 Klassifizierung von stehenden Gewässern/ Seen

Die Klassifizierung der stehenden Gewässer kann nach unterschiedlichen Gesichtspunkten erfolgen. Im Vordergrund stehen dabei die Merkmale der Trophie (mit Zielvorgaben für die Güte). In Verbindung mit der Trophie sind Klassifizierungen nach fischereilichen, ornithologischen Aspekten oder auch durch das Auftreten bestimmter Organismengemeinschaften zu sehen.

3.1.1 Klassifizierung nach der Trophie

Die Klassifizierung nach der Trophie geht im wesentlichen auf die Seentypenlehre von Thienemann (1924, 1928) zurück. Eigentlich gilt die Klassifizierung nach der Trophie im klassischen Sinn nur für geschichtete Seen. Es wurden zunächst oligotrophe und eutrophe Seen unterschieden. Die damals beschriebenen ökologischen Bedingungen sind weitgehend noch heute gültig. Die ökologischen Bedingungen beziehen sich auf den Nährstoffreichtum, die Sauerstoffverhältnisse (besonders

Hypolimnion), den Chemismus und die Makrofauna- Besiedlung des Sediments in Abhängigkeit von der jeweiligen Morphologie des Sediments.

Tabelle 1 Charakteristika für oligotrophe und eutrophe, geschichtete Seen (u. a. nach THIENEMANN, 1924,1928; RUTTNER, 1940; KLAPPER, 1992) aus: KALBE, 1997, verändert

		oligotroph	eutroph
Maximaltiefe	(m)	> 30	< 30
Mittlere Tiefe	(m)	> 15	< 15
Sauerstoffverhältnisse			
➤ Epilimnion	(%)	90 – 120	60 – 150
➤ Hypolimnion (Ende der Stagnation)	mg/ l	> 6	< 1
	%	> 50	< 15
➤ Metalimnion	%	ca. 100	> 100
P- Konzentration (Frühjahrsvollzirkulation)	(mg/ l)	< 0,015	< 0,2
Makrofauna d. Bodens		<i>Tanytarsus</i>	<i>Chironimus</i>

Längst ist diese 2- Stufeneinteilung ergänzt worden. Zwischen oligotrophen und eutrophen Zustand gibt es heute die mesotrophe Stufe und für Seen mit höherer Belastung die polytrophe und hypertrophe Stufe. Heute wird auch nicht mehr zwischen geschichteten und ungeschichteten Seen, obwohl naturgemäß die Schichtung einen gravierenden Einfluß auf die die Prägung des Trophiestatus besitzt, unterschieden. So ist heute grundsätzlich mit Ausnahme von Hochgebirgsseen ein oligotropher oder mesotropher Zustand nicht zu erwarten und umgekehrt können wegen des sommerlichen Nährstofftransportes ins Hypolimnion keine geschichteten hypertrophen Seen existieren.

Definition der Gewässertrophie

nach ELSTER, 1958 bzw. BICK, 1989:

"Trophie ist die Intensität der photoautotrophen Produktion (Primärproduktion). Die Begriffe oligo-, meso-, eu-, poly- und hypertroph kennzeichnen eine geringe, mittlere, hohe, sehr hohe und übermäßige Primärproduktion. Voraussetzung für die Produktion eines Gewässers sind die ausreichende Nährstoffversorgung, die eine Abstufung der Trophie bewirkt, und die genügende Energieversorgung (Licht).

3.1.2 Klassifizierung nach TGL 27885/ 01

Mit der seit 1974 in der ehemaligen DDR angewendeten TGL 27885/ 01 (Technische Güte- und Leistungsnormen) gab es nicht nur einen ersten Seenstandard sondern es wurden auch grundsätzlich neue Wege bei der Seenklassifizierung beschritten. Die Beurteilung der Wassergüte erfolgte mit 5 Klassen im wesentlichen nach dem Trophiegrad mit den Zuordnungen: oligotroph, mesotroph, eutroph, polytroph und hypertroph, wobei bei der Eutrophie (Klasse 3) nach eutroph ungeschichtet unterschrieben wurden. In starker Zusammenfassung können die in **Tab. 2** vorgenommenen charakteristischen Werte den einzelnen Klassen zugeordnet werden.

Neu in diesem Standard war:

- der erstmalige Einbezug der umgebenden Landschaft durch die Beschreibung wichtiger Einzugsgebietsfaktoren,
- das Aufzeigen von Wechselwirkungen zwischen der Seenmorphometrie und der Wasserbeschaffenheit,
- die Wasserbeschaffenheit durchgehend als Einheit von physikalischen Eigenschaften, von chemischer Zusammensetzung und biologischen Komponenten zu beschreiben.
- Berücksichtigung der Dynamik des Gewässerökosystems in seinen Raum/ Zeit-Beziehungen (z.B. Jahresgang usw.).
- Der Ausweis der Nutzbarkeit bzw. Eignung des Gewässers für Nutzungen auf der Basis der Beschaffenheit, bis hin zur Belastbarkeit des Sees aus der Sicht von Nutzungen.

Tabelle 2 Klassifizierung von Seen nach trophischen Kriterien nach 5 Beschaffenheitsklassen (aus KLAPPER, 1992, in Anlehnung an TGL 27885/ 01, Fassung 1982).

ausgewählte Kriterien		Beschaffenheitsklassen				
		1	2	3	4	5
Sauerstoffverhältnisse						
- Sättigungsindex	%	90 - 120	80 - 150	60 - 200	20 - 300	bis 500
- Hypolimnion	mg/ l	> 6	> 1	anaerob	-	-
Nährstoffverhältnisse						
- o- PO ₄ (Frühjahr)	mg P/ l	< 0,005	< 0,015	< 0,2	< 1,2	> 1,2
- Ges. P	mg P/ l	< 0,015	< 0,045	< 0,3	< 1,5	> 1,5
- anorg. N	mg N/ l	< 0,3	< 0,5	< 1,0	< 1,5	> 1,5
Produktionsverhältnisse						
- Primärproduktion	gC/ m ² x a	< 120	< 250	< 400	< 500	> 500
- Chlorophyll ⁶⁶³	mg/ m ³	< 3	< 10	< 40	< 60	> 60
- Sichttiefe	m	> 6	> 4	> 1	> 0,5	< 0,5

Auf dieser Basis wurden Merkmalskomplexe beurteilt:

- hydrographische und territoriale Kriterien
- trophische Kriterien
- Salzgehalt und besondere sowie hygienisch relevante Kriterien.

Die Nutzungsmöglichkeiten wurden durch eine zusammenfassende Bewertung der 3 Merkmalskomplexe ausgewiesen. Das bedeutendste an diesem Standard war der Bezug der aktuellen Seenbeschaffenheit zu einem potentiell natürlichen Zustand (damals als Gewässerbeleg bezeichnet, heute identisch mit Referenzzustand), der insbesondere aus der Seenmorphometrie und den Beziehungen zum Einzugsgebiet abgeleitet wurde. Die folgenden Kriterien wurden einer potentiellen Beschaffenheitsklasse zugeordnet: mittlere und maximale Tiefe, Schichtungsverhältnisse, mittlere Verweilzeit des Wassers, Volumen- und Flächenquotient als Einflußgrößen des Einzugsgebietes, Lage des Sees (z. B. Waldanteil an Flächennutzung).

Es ergab sich immer eine Beschreibung/ Beurteilung des potentiell natürlichen und des aktuellen Zustandes. Diese Herangehensweise hat dann bei der späteren Weiterentwicklung der Seenbewertung, z. B. LAWA- Richtlinie, 1996, 1998 oder EU-Wasserrahmenrichtlinie eine wesentliche Rolle gespielt.

3.1.3 Andere Klassifizierungsprinzipien für Seen

z.B. Klassifizierung nach der Fischfauna: Die klassische fischereiliche Seentypenlehre geht im wesentlichen auf BAUCH (1958) und MÜLLER (1966) zurück. Zu den ursprünglichen vier Grundtypen: Maränensee, Bleisee, Zandersee und Hecht-Schleisee kamen später weitere Zwischenstufen, wie z.B. Aalsee oder Karpfensee sowie weitere hinzu.

z.B. Klassifizierung nach der Wasservogelwelt: Die weitgehend auf KALBE (1965) zurückgehende Charakterisierung mitteleuropäischer Seen nach ornithologischen Merkmalensieht folgende Typen vor: Gänsesägersee, Tauchentensee, Gründelentensee.

3.2 Klassifizierung und Bewertung von Seen in der Leitbild Diskussion

Die **Trophieskala** mit den Stufen von oligotroph bis hypertroph ist geeignet, den unterschiedlichen Zustand von Seen und Standgewässern im allgemeinen gut zu differenzieren und damit auch zu beschreiben. Im Ablauf der natürlichen **Seengene**se ist der hypertrophe Zustand ein Endzustand, bevor sich die **Verlandung** vollendet. Andererseits muß aber nicht jeder See seine Entwicklungsgeschichte auf der Zustandsebene der Oligotrophie begonnen haben, z.B. Flachgewässer. Es kommen also alle Trophiestufen unter natürlichen oder naturnahen Bedingungen vor. Dieses sei ausdrücklich bemerkt, weil oft auch diskutiert wird, daß die Polytrophie und noch mehr die Hypertrophie nicht zum Allgemeinzustand eines existierenden Sees gehört (z.B. neue deutsche Seenrichtlinie, 1998). Mit Hilfe der Trophieskala ist eine **Klassifizierung** der unterschiedlichsten Seen möglich. Ein mit einer hohen Trophiestufe klassifizierter See muß nicht unbedingt als "schlecht" eingestuft werden. Soll eine **Bewertung** nach gut oder schlecht vorgenommen werden, muß die aktuelle trophische Situation (= **Istzustand**) mit der trophischen Situation verglichen werden, die unter natürlichen/ naturnahen Bedingungen (= **Referenzzustand**) vorliegen würde. Diese Herangehensweise ist heute Basis für jede Gewässerbewertung geworden:

- deutsche Seenrichtlinie (LAWA, 1998)
- kommende EU- Wasserrahmenrichtlinie (1999)

Hier liegt auch der Hauptunterschied zur ehemaligen DDR- TGL (TGL 27885/ 01, 1982). In dieser wurde noch nicht exakt zwischen der Klassifizierung mit den an sich wertfreien Trophiestufen und der wirklichen Bewertung differenziert. Die Gewässerbewertung muß ökologisch begründet sein, d.h. ein See oder allgemein ein Gewässer überhaupt muß ganzheitlich als ökologische Einheit, als Bestandteil einer Landschaft, seiner Entwicklungsgeschichte und den anthropogenen Belastungen gesehen werden. Dementsprechend sind in Abwägung die folgenden beschreibbaren und auch bewertbaren Komplexe zu berücksichtigen:

- das Gewässer selbst mit seiner Lage, Morphologie und Hydrologie,
- das Gewässer mit seinem Trophiecharakter,
- die Aspekte der Gewässerversauerung,
- die toxische Situation auf der Basis relevanter Kriterien,

- der bakteriologische Status,
- die Sedimentbeschaffenheit (mindestens im Bereich potentieller Sediment/ Wasser - Wechselwirkungen),
- die Uferstruktur und die Ufervegetation
- sowie wesentliche aus der Landschaft wirkende Faktoren (natürlich und anthropogen beeinflusst).

Da für Seen/ Standgewässer das gegenwärtige, aber auch noch zukünftige Hauptproblem in der **Eutrophierung** (vgl. Definition unter 3.1.1) mit seinen Wechselwirkungen und Folgen besteht, muß jeder moderne Ansatz zur Gewässerbewertung in der Interpretation der trophischen Situation liegen.

In diesem Zusammenhang ist eine klare und umfassende Interpretation/ Definition der folgenden Begriffe erforderlich: Belastung - Naturzustand - Istzustand - Referenzzustand - potentiell natürlicher Zustand - potentiell natürlicher Nährstoffeintrag - **Leitbild** und Entwicklungsziel. Die Anwendung dieser Begriffe hat präzise zu erfolgen. Die Definitionen werden entsprechend ihrer gegenwärtigen Verbindlichkeit aus dem Vorschlag für eine Richtlinie zur Bewertung von Seen/ stehenden Gewässern (LAWA, 1998) entnommen nachfolgend wiedergegeben. Die Deutung der Begriffe ist weitgehend auch für Fließgewässer zutreffend.

Belastung:

Beanspruchung eines Gewässers, die zu seiner Beeinträchtigung i.S. des § 1a WHG führt, d.h. zu einer gravierenden Systemveränderung (z. B. durch Gewässernutzungen, Verbauung, den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen).

Naturzustand:

Natürlicher Zustand, in dem sich ein Gewässer befände, wenn es keinerlei anthropogene Einflüsse gäbe. Anthropogene Einflüsse auf stehende Gewässer lassen sich seit mehreren tausend Jahren nachweisen. In Mitteleuropa gibt es wahrscheinlich keinen einzigen See mehr im Naturzustand, so daß sich dieser auch nicht mehr durch Messungen feststellen und beschreiben läßt. Er kann daher weder als Leitbild noch als Referenzzustand herangezogen werden.

Istzustand:

Derzeitiger, durch Untersuchungen feststellbarer (trophischer) Zustand.

Referenzzustand:

Zustand eines Gewässers, mit dem der Istzustand verglichen wird, um aus diesem Vergleich eine Bewertung abzuleiten. Als Referenzzustand dient der potentiell natürliche Zustand (siehe dortige Definition).

Potentiell natürlicher Zustand (Leitbild):

Unbelasteter Zustand eines Gewässers, der seinen naturräumlichen (geologischen, geographischen und klimatischen) Randbedingungen entspricht. Gewisse vom Menschen gesetzte, irreversible und sinnvollerweise nicht zu verändernde Fakten werden akzeptiert und einbezogen. Aus der Tatsache heraus, daß der Mensch ein Teil des Ökosystems ist und daher - wie jede Population in jedem Ökosystem - allein schon durch seine Existenz Auswirkungen auf das System ausübt, werden anthropogene Einflüsse toleriert, solange sie nicht zu einer Belastung des Gewässers (vgl. dortige Definition) führen. Dazu gehört auch ein anthropogener Anteil eines unvermeidbaren, potentiell natürlichen Nährstoffeintrages (siehe dortige Definition). Der potentiell natürliche Zustand beschreibt das Leitbild und dient als Referenzzustand. Er ist das aus limnologisch- fachlicher Sicht maximal mögliche Sanierungsziel, das allerdings oft auf Grund bestehender sozio- ökonomischer Beschränkungen nicht erreichbar ist.

Potentiell natürlicher Nährstoffeintrag:

Der potentiell natürliche Nährstoffeintrag resultiert aus der natürlichen Bodenauswaschung von ungenutzten und natürlichen Flächen, aus der direkt auf die Seefläche auftreffenden trockenen und nassen Deposition sowie aus demjenigen Nährstoffeintrag von genutzten Flächen im Einzugsgebiet in Seen, der selbst bei einer ausschließlich extensiv land- oder forstwirtschaftlichen Nutzung nicht unterschritten werden kann.

Leitbild:

Das Leitbild wird definiert durch den potentiell natürlichen Zustand (siehe dort). Es beschreibt kein konkretes Sanierungsziel, sondern dient als Bezugsgrundlage (Referenzzustand) für die Bewertung eines Gewässers. Das Leitbild ist für jedes Gewässer individuell zu ermitteln.

Entwicklungsziel:

Das Entwicklungsziel beschreibt den unter den gegebenen sozio- ökonomischen Bedingungen durch Schutz- und Sanierungsmaßnahmen erreichbaren Zustand eines Gewässers. Es ist das auch unter Einbeziehung von Kosten - Nutzen - Betrachtungen realisierbare Sanierungsziel, das häufig nicht oder nur unter den günstigsten Randbedingungen identisch ist mit dem potentiell natürlichen Zustand. Das Entwicklungsziel ist nicht Gegenstand dieser Richtlinie, sondern kann nur im Einzelfall nach eingehender limnologischer Untersuchung festgestellt werden.

Eine möglichst objektive Bewertung eines Sees nach dem trophischen Zustand, also mit Berücksichtigung und Anwendung der o. g. Begriffe ist nur möglich, wenn ein als im hohen Maße als „gesichert“ geltender Referenzzustand abgeleitet werden kann. Damit ist aber auch mit der Einbeziehung der Aspekte der natürlichen Seenentwicklung die Suche nach einem **historischen Leitbild** für den Referenzzustand überflüssig, denn die natürliche Ökosystementwicklung ist nicht wiederholbar.

3.3 Die LAWA- Richtlinie zur Bewertung stehender Gewässer

Mit der Gründung des LAWA- Arbeitskreises „ Bewertung stehender Gewässer “ zunächst 1991 als ad hoc- Gruppe und dann 1995 als ständiger Arbeitskreis ist die notwendige Arbeit für die Schaffung einer bundesweit anwendbaren Klassifizierungs- und Bewertungsrichtlinie für stehende Gewässer aufgenommen worden. 1996 und 1998 wurde der Stand in Form einer vorläufigen Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien vorgelegt. Durch den LAWA- Arbeitskreis werden die folgenden allgemein gültigen Vorgaben für ein solches Bewertungssystem formuliert:

- Es muß praktikabel, d.h. personell und finanziell durchführbar sein.
- Es muß bundesweit auf eine möglichst große Zahl von Seen / Standgewässern anwendbar sein.
- Es muß naturwissenschaftlich begründet und damit objektiv nachvollziehbar sein.
- Es muß im Hinblick auf das Ziel „ Gewässerschutz “ und dessen Durchsetzung allgemein verständlich sein.

Die ehemalige DDR- TGL 27885/ 01 (1982) diente für diese Richtlinie als wesentliche Grundlage. Die Seenbewertung soll in Anlehnung an das Saprobiesystem für Fließgewässer ebenfalls mit einer 7- stufigen Skala realisiert werden (vgl. auch Schlungbaum, 1997). Dafür ist die bewährte 5- stufige Trophieskala oligotroph bis hypertroph (vgl. auch Übersicht 1) in den Stufen eutroph und polytroph in 2 Stufen aufgliedert worden. Es gelten die folgenden Trophiestufen:

oligotroph (o), mesotroph (m), eutroph 1 (e1), hoch- eutroph (e2), polytroph 1 (p1), hoch- polytroph (p2) und hypertroph.

Übersicht 1 Definition der Trophiestufen

Oligotroph:

Produktion schwach auf Grund geringer Verfügbarkeit der Nährstoffe; Phytoplanktonentwicklung ganzjährig gering; Sichttiefe hoch durch geringe Planktondichten; Sauerstoffkonzentration des Tiefenwassers am Ende der Stagnationsperiode noch über 4 mg/l O₂.

Mesotroph:

Produktion höher als beim oligotrophen Gewässer auf Grund höherer Verfügbarkeit der Nährstoffe; Phytoplanktonentwicklung mäßig bei großer Artenvielfalt mit Maximum im Frühjahr; mittlere Sichttiefen; im Hypolimnion kann Sauerstoffmangel auftreten.

Eutroph:

Produktion hoch auf Grund guter Verfügbarkeit der Nährstoffe; Phytoplanktonentwicklung hoch, deswegen Sichttiefe gering; Algenblüten möglich; oberste Wasserschicht durch Assimilationstätigkeit der Algen zeitweise mit Sauerstoff übersättigt; gegen Ende des Sommers regelmäßig starker Sauerstoffmangel in den tieferen Wasserschichten.

Polytroph^{x)}:

Produktion sehr hoch auf Grund sehr hoher Nährstoffkonzentrationen; Produktion zeitweilig daher nicht nährstoff- (P)- limitiert; mehrfach im Jahr auftretende Algenmassenentwicklungen, im Sommer oft Blaualgen dominierend; Sichttiefe daher oft sehr gering (zeitweilig unter 1m); Sauerstoffschwund und nachfolgende Schwefelwasserstoffbildung im Hypolimnion spätestens ab Mitte des Sommers.

Hypertroph^{x)}:

Nährstoffverfügbarkeit ganzjährig sehr hoch; Planktonproduktion nicht nährstoff- (P) -limitiert; ganzjährig andauernde, die Gewässerfarbe bestimmende Algenmassenentwicklung; Sichttiefe daher stets sehr gering (nur ausnahmsweise über 1m); in geschichteten Seen starkes Sauerstoffdefizit im Tiefenwasser zu allen Jahreszeiten. Bereits wenige Wochen nach Beginn der sommerlichen Schichtung ist der Sauerstoff im Hypolimnion vollständig aufgezehrt.

^{x)} Bemerkung: Im Sinn der Richtlinie sollen unter naturnahen Bedingungen die Zustände hoch- polytroph (p2) und hypertroph nicht vorkommen, vgl. dazu Ausführung unter 3.2.

In der vorliegenden LAWA- Richtlinie ist die für die Bewertung von Seen zu berücksichtigende Parameterbreite aus rein praktischen Gründen auf ein vertretbares Minimum reduziert worden (Abb. 1).

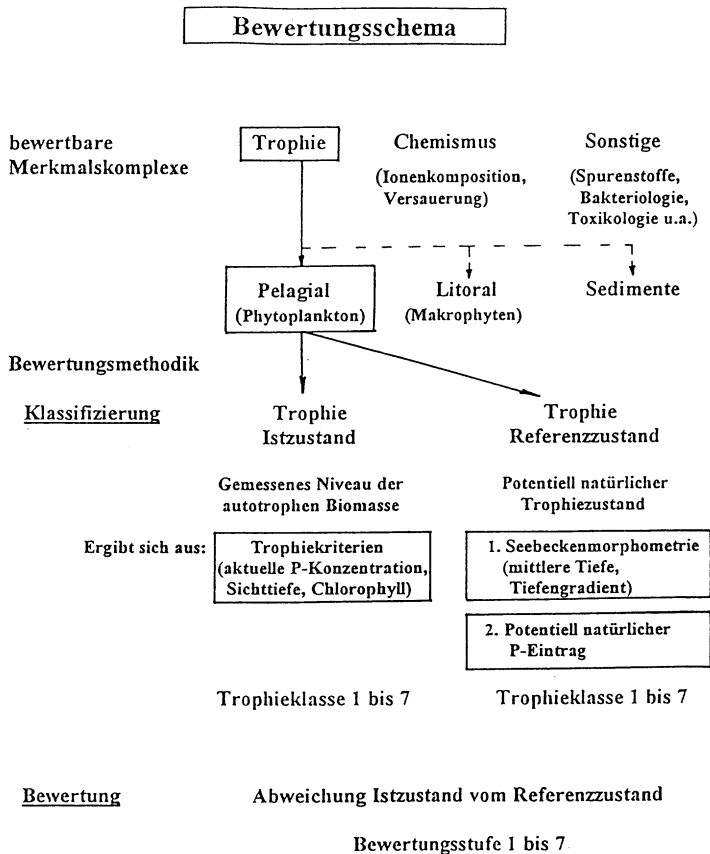


Abb. 1 Schema für die Seenbewertung mit den zu berücksichtigenden Parameterkomplexen

Es wird also nach sogenannten obligatorischen und weiteren Kriterien unterschieden. Die in der Seentypenlehre für die Klassifikation grundlegenden Sauerstoffverhältnisse gehören wie viele andere Parameter nur zu den fakultativen Kriterien.

3.3.1 Beschreibung des möglichen Referenzzustandes

Der für die Anwendung der Richtlinie zu verwendende Referenzzustand setzt sich im wesentlichen aus zwei Merkmalskomplexen zusammen:

- Aspekte der Seenmorphometrie

➤ Potentiell natürlicher P- Eintrag.

Für die Ermittlung des Referenzzustandes über die Seebeckenmorphometrie wird auf die folgenden Kriterien zurückgegriffen:

Gewässerfläche, Gewässervolumen, mittlere und maximale Tiefe, sowie effektive Länge und Breite.

Über statistische Zusammenhänge werden die theoretische Epilimniontiefe als Maß für die Größe und Angriffsmöglichkeit des Windes auf die Wasseroberfläche und der Tiefengradient als Maß für die Schichtungsstabilität ermittelt.

Für die Ermittlung des Referenzzustandes über den potentiell natürlichen P- Eintrag sind Angaben über das Einzugsgebiet und seine Struktur erforderlich. Für die einzelnen Landschaftsstrukturen werden heute die in Tab. 3 angegebenen Mindesteinträge mit Hilfe der Zuflußdaten berechenbar.

Tabelle 3 Raten zur Ermittlung eines gewässerspezifischen potentiell natürlichen P- Eintrages - aus: LAWA- Richtlinie, 1998

Eintrag von den Landflächen des Einzugsgebietes:	[kg P × ha ⁻¹ × a ⁻¹]
dauerhaft ungenutzte vegetationsbedeckte Flächen	
➤ Wald, außer intakte Hochmoore	0,05
➤ intakte Moore	0,20
Flächen mit extensiver Nutzung	
➤ Kalkreiche Mineralböden	0,05
➤ nährstoffarme Sandböden	0,10
➤ sonstige kalkarme Mineralböden	0,20
➤ Hochmoorböden (sauer)	1,50
➤ Niedermoorböden	0,10
Einträge über die Gewässeroberfläche:	
atmosphärischer Eintrag	0,30

Über das Vollenweider- Modell (u. a. OECD 1968, 1982) kann über die zu erwartende Phosphorsituation eine Einordnung in das Trophiesystem vorgenommen werden.

3.3.2 Beschreibung des Istzustandes

Der aktuell trophische Istzustand eines Sees wird durch das Niveau der autotrophen Biomasse ermittelt. Dafür wird mit Hilfe der Kriterien Chlorophyll a, Sichttiefe und P- Konzentration die Trophiesituation hergeleitet:

- epilimnische Mittel der Chlorophyll a - Konzentration zur Zeit der Sommerstagnation bzw. bei ungeschichteten Seen für den Zeitraum Mai bis September,
- arithmetisches Mittel der Sichttiefe im Sommerzeitraum (Mai bis September),
- Gesamt- P- Konzentration zur Zeit der Frühjahrszirkulation,
- epilimnische Mittel der Gesamt- P- Konzentration zur Zeit der Sommerstagnation bzw. bei ungeschichteten Seen für den Zeitraum Mai bis September.

Nach Zuordnung der Einzelmeßwerte zu drei Seetypen (Kleinseen < 5 ha, große Seen > 5 ha ungeschichtet oder geschichtet) ergeben sich seetypische Indexzuweisungen für die einzelnen Trophiestufen. Mit Hilfe von Wichtungsfaktoren (Chlorophyll = 10, Sichttiefe = 7 und P- Kriterien = 5) wird ein Gesamtindex berechnet, der dann einer Trophieklasse zugeordnet werden kann. Weiterhin soll die Dominanz ausgewählter Phytoplankter im Sommer die Klassifizierung unterstützen.

3.3.3 Bewertung des Seenzustandes

Der Gesamtindex für einen See kann zwischen 0,5 - 1,5 (= oligotroph) und > 4,5 (= hypertroph) liegen. Die Bewertung der Trophiesituation eines Sees erfolgt durch den Vergleich der Trophiestufen des ermittelten Istzustandes mit der des Referenzzustandes. So ist der Bewertungsmaßstab der Unterschied zwischen beiden und kennzeichnet so das Ausmaß der Veränderung des Sees durch anthropogene Einflüsse. Es wird eine 7- stufige Skala verwendet (vgl. auch Beginn Kap. 3.3). Die Bewertungsstufe 1 (also ohne Unterschied im Klassifizierungsvergleich) ist die beste und die Bewertungsstufe 7 (größter Unterschied) ist die schlechteste Bewertung (Tab. 4). Danach ist ein hypertropher Istzustand eines Gewässers immer mit der Bewertungsstufe 7 auszuweisen.

Tabelle 4 Seen- Bewertung als Resultat von Ist- und Referenzzustand
- aus: Seenrichtlinie (LAWA 1998)

Referenzzustand	IST - Zustand						
	Trophic	oligotroph	mesotroph	eutroph	polytroph	hypertroph	
Kategorie ¹	o	m	e1	e2	p1	p2	h
o	1	2	3	4	5	6	7
m	-	1	2	3	4	6	7
e1	-	-	1	2	3	5	7
e2	-	-	-	1	3	5	7
p1	-	-	-	-	1	4	7

¹⁾ Die Kategorien p2 und h werden nach o. g. LAWA- Richtlinie definitionsgemäß als Referenzzustand nicht als natürlich vorkommend angesehen.

Mit der Übersicht 2 wird das Ergebnis einer Seen- Bewertung am Beispiel des Tressower Sees (Mecklenburg- Vorpommern) wiedergegeben.

3.4 Die künftige EU- Wasserrahmenrichtlinie

Ausgehend von der Tatsache, daß es ohne saubere Wasserressourcen keine gesicherte Zukunft für die Menschheit geben kann, war auch in der Europäischen Union (EU) die Forderung nach einer zusammenfassenden und allgemeingültigen Wasserpolitik hoch aktuell geworden (EU- Rahmenrichtlinie, 1998). Unabdingbare Grundlage für erforderliche Gewässerbewertungen und damit für erforderliche Schritte einer Gewässerschutzpolitik sollen die **ökologischen Zusammenhänge** in der Umwelt, in den Gewässern verschiedenen Typs werden. Im Juni 1998 einigten sich die EU- Umweltminister über den Inhalt der Richtlinie, die jetzt kurz vor der Verabschiedung steht. Als Hauptzielstellung dieser Richtlinie wird die Schaffung eines **Ordnungsrahmens für den Gewässerschutz**, d. h. für den Schutz der Binnenerflächengewässer, der Übergangsgewässer (Ästuar), der Küstengewässer und des Grundwassers genannt (für Ästuar und Küstengewässer vgl. SCHLUNGBAUM, 1999). Dabei spielt die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung der Gewässer eine wichtige Rolle (**Verschlechterungsverbot**). Durch den Bezug aller Festlegungen auf die Gewässer als Ökosysteme wird erstmalig ein so komplexer Ordnungsrahmen der internationalen Umweltpolitik auf die ökosystemare Ebene gestellt.

Übersicht 2 Bewertungsbeispiel Tressower See (Mecklenburg- Vorpommern) für 1994 - aus: Séenrichtlinie (LAWA 1998)

Tressower See		1994			
Kriterium	Maßeinheit				
1. Referenzzustand					
1.1 nach potentiell natürlichem P-Eintrag		Fläche	P-Eintrag (kg/a)		
Niederschlagsgebiet	km ²	14,8			
Waldanteil	km ²	3,0	15,0		
Anteil intakter Moore	km ²		0,0		
potentielle Hochmoore	km ²		0,0		
potentielle Niedermoore	km ²		0,0		
potentiell kalkreiche Mineralböden	km ²	9,2	46,0		
potentiell nährstoffarme Sandböden	km ²	2,6	26,0		
sonstige potentiell kalkarme Mineralböden	km ²		0,0		
Einträge Atmosphäre	kg/a	-	18,9		
Summe der Mindesteinträge	kg/a	-	105,9		
Jahreswasserfracht (Q)	10 ⁶ m ³	2,2			
theor. mittl. Verweilzeit (R _v)	a	2,1			
theor. mittl. Zufluß-Konz. P (P _z)	g/ m ³	48,1			
theor. mittl. P-Konz. im See (P _s)	g/ m ³	19,8			
Trophiegrad (Sollzustand) nach potentiellm P-Eintrag		mesotroph			
1.2 nach Morphometrie					
Gewässerfläche (A)	km ²	0,63			
Gewässervolumen (V)	10 ⁶ m ³	4,51			
mittl. Tiefe (Z _m)	m	7,16			
max. Tiefe (Z _{max})	m	21,0			
effektive Länge (L _{eff})	km	1,69			
effektive Breite (B _{eff})	km	0,55			
theor. Epilimniontiefe (Z _{ep})	m	6,00			
Tiefengradient (F)	-	3,50			
Verknüpfung Z _m und F (theor. Sichttiefe)	m	3,78			
Trophiegrad (Sollzustand) nach Morphometrie		mesotroph			
Resultierender Referenzzustand		mesotroph			
<hr/>					
2. Istzustand		Meßwert	Index	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll a	mg/ m ³	28,8	3,43	10	34,30
Sichttiefe	m	1,58	2,93	7	20,51
Gesamt-P, Frühjahr	mg/ m ³	300	3,51	5	17,55
Gesamt-P, Sommer	mg/ m ³	105	2,99	5	14,95
				27	87,31
Gesamtindex		3,23			
Resultierender Istzustand		eutroph 2			
<hr/>					
3. Bewertung		3			

Grundlage für alle Handlungen werden noch abzugrenzende Flußgebietseinheiten (Quelle bis zur vorgelagerten Küste) sein. Die Seen ab einer Größe von 0,5 km²

Oberfläche werden Bestandteil dieser Flußgebietseinheiten. Die Bewertung des Zustandes aller Wasserressourcen soll auf ökologischer Grundlage in 5 Stufen erfolgen: sehr guter Zustand, guter Zustand, relativ befriedigender Zustand, unbefriedigender Zustand, schlechter Zustand.

Der chemische Zustand der Gewässer wird parallel als gut oder als nicht gut erfaßt. Auch in der Rahmenrichtlinie ist die Vorherbestimmung eines **Referenzzustandes** vorgesehen. Dieser wird als **hohe Gewässerqualität** bestimmt (in Deutschland = potentiell natürlicher Zustand).

Für die **Seen** ist die folgende Bewertung vorgesehen:

Biologische Komponenten

- Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons
- Zusammensetzung und Abundanz der sonstigen Gewässerflora (Makrophyten und Phytobenthos)
- Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna
- Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna

Hydromorphologische Komponenten in Ergänzung der biologischen Komponenten

- Wasserhaushalt
- Morphologische Bedingungen

Physikalische und chemische Komponenten in Ergänzung der biologischen Komponenten

- allgemeine Kriterien
Sichttiefe, thermische Bedingungen, Bedingungen für die Sauerstoffanreicherung, Salzgehalt, Versauerungszustand, Nährstoffbedingungen
- spezifische Schadstoffe

Unabhängig davon, daß Deutschland die Klassifizierung und Bewertung der Gewässer in 7 Stufen anstrebt und die EU- Rahmenrichtlinie 5- Stufen vorsieht, gibt es in vielen Punkten bereits Übereinstimmungen und ebenso aber viele Differenzen. Sowohl auf die Administration der Wasserpolitik als auch auf die ökologische Gewässerforschung kommen noch erhebliche Aufgabenstellungen für die Phase der Realisierung zu.

Zusammenfassung

Ein nachhaltiger Gewässerschutz erfordert für die Einschätzung von Erfolgen eine moderne, ökologisch orientierte Gewässerklassifikation und Gewässerbewertung. Dafür wird für den Gewässertyp **See** die Entwicklung vom Seetypensystem über die Anwendung der Trophieskala (Trophieindex) bis hin zur komplexen Bewertung beschrieben. Etappen wie der ehemalige DDR- Seenstandard und die neue LAWA-Richtlinie für Deutschland wurden dargestellt. Mit der EU- Wasserrahmenrichtlinie wird nicht nur eine für die verschiedenen europäischen Regionen gültige und alle Gewässertypen umfassende Standardisierung vorgenommen sondern auch die ökologische Betrachtungsweise durchgehend angewendet.

Literatur

- BAUCH, G. (1958): Die einheimischen Süßwasserfische. Neumann- Verlag, Radebeul und Berlin.
- BICK, H. (1989): Ökologie. Fischer Verlag, Stuttgart- New York.
- BIRGE, E. A. & JUDAY, C. (1911). The inland lakes of Wisconsin. The dissolved gases and their biological significance. Bull. Wisc. Geol. nat. Hist. Surv. 22, 1-259.
- ELSTER, H. J. (1958). Das limnologische Seentypensystem, Rückblick und Ausblick. Verh. Internat. Ver. Limnol. 13, 101- 120.
- EU- WASSERRAHMENRICHTLINIE (1999). Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Vorschlag vom Juni 1998, Doc. 9265/ 98 ADD 1 ENV. 258.
- FOREL, F. A. (1901). zitiert in Schwoerbel, 1993.
- KALBE, L. (1965). Gewässertypen und die Möglichkeit ihrer Besiedlung mit Entenvögeln. Falke 12, 10- 16 und 42- 44.
- KALBE, L. (1997). Limnische Ökologie, Teubner- Reihe Umwelt, B. G. Teubner- Verlagsgesellschaft, Stuttgart, Leipzig. 1- 296.
- KLAPPER, H. (1992). Eutrophierung und Gewässerschutz. Fischer Verlag, Jena- Stuttgart. 1. Aufl., 1- 277.
- LAWA (1996, 1998). „Gewässerbewertung- stehende Gewässer“, vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Entwurf LAWA, Januar 1998, 1- 74.
- MÜLLER, H. (1966). Klassifizierung von Seen nach fischereiwirtschaftlichen Merkmalen. Verh. Internat. Ver. 16, 267- 279.
- NAUMANN, E. (1917). Undersögningar ofver fytoplankton och ander den pelagiska regionen fousig gående gyttja - och dybildninger iom vissa synoch mellansvenska urbergsvatten. Kungl. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar 56, 6, 1- 165.
- OECD (1968) / VOLLENWEIDER, G. A.: Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular references to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD- Technical Regrest., Paris, DAS/ GSI/ 68, 27, 1- 182.
- OECD (1982). Eutrophication of waters- Monitoring, assessment and control. OECD - Organization for Economic Cooperation and Development, Paris, 154 S.
- RUTTNER, F. (1933). zitiert in Schwoerbel, 1933.
- RUTTNER, F. (1940). zitiert in Kalbe, 1997.
- SCHLUNGBAUM, G. (1997). Die Bewertung der inneren Küstengewässer der Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern - ein Beitrag zum Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland mit Vergleichen zu fließenden und stehenden Gewässern. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 5, 9- 35.
- SCHLUNGBAUM, G. (1999). Die EU- Rahmenrichtlinie für eine gemeinsame Wasserpolitik aus besonderer Sicht der Ästuar- und Küstengewässer. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 7, dieses Heft.
- SCHWOERBEL, J. (1993). Einführung in die Limnologie, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena, 7. Aufl., 1- 387.
- TGL 27885/ 01 (1974, 1982). Stehende Binnengewässer - Klassifizierung, Fachbereichsstandard, Erstfassung 1974, letzte Fassung März 1982, Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft (DDR) Berlin, 16 Seiten.
- THIENEMANN, A. (1915). Physikalische und chemische Untersuchungen in den Maaren der Eifel. Verh. naturh. Ver. preuss. Rheinl. Teil 1, 70, 249- 302 und Teil 2, 71, 281- 389.
- THIENEMANN, A. (1924). Die Binnengewässer Mitteleuropas, Eine limnologische Einführung. In: Die Binnengewässer Bd. I (1925), Stuttgart.
- THIENEMANN, A. (1928). Der Sauerstoff im eutrophen und oligotrophen See. In: Die Binnengewässer Bd. IV, Stuttgart.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1979). Das Nährstoffbelastungs- Konzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozess stehender Gewässer und Talsperren. Z. f. Wasser- und Abwasserforschung 12, 2, 46- 56.

Verfasser

Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum
Dipl. Biol. Mathias Krech
Universität Rostock
FB Biologie/ Angewandte Ökologie
Freiligrathstr. 7/ 8
18051 Rostock