

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

„Gewässerbewertung – stehende Gewässer“

Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung
von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien

1998

Bearbeitet vom LAWA-Arbeitskreis
„Gewässerbewertung – stehende Gewässer“

Herausgegeben von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Vorsitz: Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern

Schwerin im April 1999

ISBN: 3-88961-225-3

Nachdruck und Vervielfältigung, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Herausgebers gestattet.

Die vorliegende Veröffentlichung ist zu einem Preis von 15,- DM zu beziehen über den:

Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH

Sprosserweg 3, 12351 Berlin,

Tel: 030/661 84 84; Fax: 030/661 78 28

Internet: <http://www.kulturbuch-verlag.de>

e-mail: kbvinfo@kulturbuch-verlag.de

Inhaltsverzeichnis

Vorbemerkungen	7
Teil A: Grundlagen und Erläuterungen	9
1. Einleitung: Ziele und Grenzen des Bewertungssystems	9
2. Begriffsbestimmungen	11
3. Bewertungskonzept	12
3.1 Allgemeines	12
3.2 Klassifikation nach dem Trophiesystem	13
3.3 Die Ermittlung von hydrogeographischen Seenklassen zur Trophiebestimmung	16
3.4 Quantitative Beschreibung des Referenzzustandes	17
3.4.1 Potentiell natürlicher Nährstoffeintrag	18
3.4.2 Trophiesteuernde Kenngrößen der Seebeckenmorphometrie	21
3.4.2.1 Ermittlung geeigneter Kenngrößen	21
3.4.2.2 Die "Eichung" der beckenmorphometrischen Kenngrößen	25
3.4.3 Verknüpfung der nach Nährstoffeintrags- bzw. Morphometriekriterien errechneten Referenzzustände	28
3.5 Quantitative Beschreibung des Istzustandes	29
3.5.1 Untersuchungsumfang	29
3.5.2 Klassifikation des Istzustandes	31
3.6 Bewertung	35
3.7 Unterschiede zwischen der Saprobie der Fließgewässer- und der Trophie der Standgewässerbewertung	36
4. Darstellung der Ergebnisse	38
5. Anwendungsbereich	40

Teil B: Gewässerbewertung - Stehende Gewässer

Anleitung für den Anwender	43
1. Quantitative Beschreibung des Referenzzustandes (A 3.4)	43
1.1 Potentiell natürlicher Eintrag von Nährstoffen (A 3.4.1)	43
1.2 Trophiesteuernde Kenngrößen der Seebeckenmorphometrie (A 3.4.2) ..	45
1.3 Der Trophiegrad des Referenzzustandes (A 3.4.3)	46
2. Quantitative Beschreibung des Istzustandes (A 3.5)	47
2.1 Untersuchungen (Mindestumfang) (A 3.5.1)	47
2.2 Trophiegrad des Istzustandes (A 3.5.2)	49
3. Bewertung (A 3.6)	54
4. Darstellung der Ergebnisse (A 4)	55
5. Anwendungsbeispiele	59
6. Literatur	67
7. Anhang	69

Vorbemerkungen

Der vorliegende Entwurf für eine Bewertung von Standgewässern ist vom LAWA - Arbeitskreis "Gewässerbewertung - stehende Gewässer" erarbeitet worden.

Dem 1991 gegründeten Arbeitskreis gehörten an:

Dr. Gerald ACKERMANN, Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
(Obmann bis 1993)

Dr. Klaus ARZET, Regierung von Oberbayern

Dr. Karl-Heinz CHRISTMANN, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen

Dr. Hans GÜDE, Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (bis 1996)

Dr. Stephan v. KEITZ, Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten (bis 1995)

Dr. Rainer KÜMMERLIN, Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (seit 1996)

Dr. Peter LOTH, Thüringer Landesanstalt für Umwelt

Dr. Jürgen MATHES, Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern

Dipl. Biol. Gudrun PLAMBECK, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (seit 1993)

Dr. Jens POLTZ, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie

Dr. Eberhard ROHDE, Landesumweltamt Brandenburg (Obmann seit 1993)

Dipl. Biol. Barbara WEBER, Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit (seit 1995)

Dipl. Biol. Elisabeth WESSELER, Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten des Landes Schleswig-Holstein (bis 1992)

Als ständiger Gast wirkte mit

Dr. Olaf MIETZ, Institut für angewandte Gewässerökologie Brandenburg

Eine wesentliche Hilfe bei der Erstellung der Richtlinie waren drei vom Arbeitskreis initiierte Forschungsvorhaben zur Definition des Referenzzustandes von Seen nach beckenmorphometrischen Kenngrößen und zur statistischen Untersuchung des Zusammenhanges zwischen trophieanzeigenden Parametern bei Seen der Bundesrepublik Deutschland; die Forschungsvorhaben wurden von der LAWA finanziell gefördert und vom DVWK wissenschaftlich begleitet.

Der LAWA-Arbeitskreis hat bereits sehr frühzeitig versucht, anlässlich verschiedener Gelegenheiten, möglichst viele Fachkollegen über den Stand der Arbeiten zu informieren und in die Diskussion einzubeziehen. Zahlreiche sowohl positive als auch negative Kritiken waren sehr hilfreich.

Der Entwurf ist in zwei Teile gegliedert:

Im Teil A werden die Grundlagen des Bewertungssystems ausführlich erläutert sowie Ansatz und Verfahren von Klassifikation und Bewertung begründet. Der Teil B beschränkt sich als "Anleitung für den Anwender" auf die reine Beschreibung der Verfahrensschritte und der Vorgehensweise, die zu einer Bewertung von Standgewässern führen.

Der LAWA-Arbeitskreis geht davon aus, daß der vorliegende Entwurf nicht endgültig ist, sondern modifiziert und weiterentwickelt werden wird; er ist daher als "vorläufige" Richtlinie bezeichnet worden, nach der zunächst nur natürlich entstandene Seen bewertet werden können. Entsprechende Bewertungsverfahren für andere Gewässertypen (Talsperren, Baggerseen, Bergbaurestseen, makrophytendominierte Standgewässer) müssen noch erarbeitet werden. Aber auch das vorgeschlagene Bewertungssystem für natürliche Standgewässer sollte (und könnte) auf eine umfangreichere Datenbasis gestellt werden:

Die Anzahl der Seen und der Gewässertypen, von denen vergleichbares und brauchbares Informations- und Datenmaterial vorliegt, ist bisher zu gering, um darauf ein "endgültiges" Bewertungssystem zu begründen. So ist u.a. zu prüfen, welche weiteren Kriterien zur Beschreibung des Referenzzustandes geeignet sind (z.B. Volumenverhältnis Epi- zu Hypolimnion, Verhältnis der epilimnischen Seebodenfläche zur Gesamtfläche).

Der LAWA-Arbeitskreis hat die Hoffnung, daß der vorliegende Entwurf in einem "Testlauf" in möglichst breiter Anwendung die erforderlichen Daten im erforderlichen Umfang liefern wird.

Teil A: Grundlagen und Erläuterungen

"Will man so komplexe, zum Teil biologische Naturerscheinungen . . . zahlenmäßig formulieren, so muß man der Natur Zwang antun!" (THIENEMANN 1928).

1. Einleitung: Ziele und Grenzen des Bewertungssystems

Die Anzahl natürlich entstandener Standgewässer mit einer Mindestfläche von mehr als 1 ha Größe in der Bundesrepublik Deutschland wird auf mehr als 5000 geschätzt. Hinzu kommen mehrere tausend künstlicher Gewässer (verlässliche Zahlen liegen nur regional vor): Talsperren, Stauhaltungen, Baggerseen, Bergbaurestseen, Tongruben, abgeschnittene Altwässer in den Flußniederungen u.a..

Der Flächenanteil der stehenden Binnengewässer an der Gesamtfläche der Bundesrepublik beträgt zwar weniger als 1,8 %, wegen ihrer Vielzahl und der hohen strukturellen Vielfalt haben sie in unserer Umwelt aber eine wichtige ökologische Bedeutung. Sie sind von hohem volkswirtschaftlichen Wert und haben als landschaftsprägende Elemente oft auch einen hohen ästhetischen und damit ideellen Wert. Natürliche Gewässer besitzen darüber hinaus - unabhängig von menschlichen Nutzungsinteressen - einen Wert an sich.

Standgewässer sind als wichtige Bestandteile unserer Umwelt zu schützen, zu erhalten, zu pflegen und ggf. in ihren ökologischen Funktionen wiederherzustellen.

Angesichts der großen Anzahl von Standgewässern bei einer Vielzahl unterschiedlicher Gewässertypen wird deutlich, daß der Schutz von Standgewässern sich nicht auf wenige, vielleicht wirtschaftlich besonders bedeutsame oder spektakuläre Einzelobjekte beschränken darf, sondern - auch im Sinne des Bundesnaturschutzgesetzes (§§ 1 und 2 BNatSchG) und des Wasserhaushaltsgesetzes (§ 1 WHG) - möglichst flächendeckend sein muß.

Für eine weitgehend flächendeckende Erfassung stehender Gewässer, ihres Zustandes und dessen Bewertung ergeben sich für ein Bewertungssystem nachfolgende Anforderungen:

- Es muß praktikabel, d. h. personell und finanziell durchführbar sein.
- Es muß bundesweit auf eine möglichst große Zahl von 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 für die Praxis erforderliche Einfachheit eines Bewertungssystems ist mit den Erfordernissen einer wissenschaftlichen Exaktheit (ausgedrückt durch die hohe Zahl der für eine limnologische Bewertung erforderlichen und zu berücksichtigenden Faktoren) streng genommen nicht vereinbar. Angesichts der Vielfalt und der Komplexität von Gewässerökosystemen ist der Versuch, diese in einem einfachen "linearen" Bewertungssystem zu erfassen und zu beschreiben, naturwissenschaftlich kaum vertretbar und nur durch die Ziele eines solchen Bewertungssystems zu rechtfertigen, den Zustand unserer Gewässer festzustellen und zu dokumentieren, Qualitätsunterschiede zu belegen, damit Seenvergleiche zu ermöglichen und ggf. Handlungsbedarf für gezielte Gewässerschutzmaßnahmen aufzuzeigen.

Neben den grundlegenden Arbeiten von THIENEMANN (1914/15), NAUMANN (1921, 1932) und VOLLENWEIDER (OECD 1982) bildet der in der ehemaligen DDR entwickelte Fachbereichsstandard TGL 27885/01 "Nutzung und Schutz der Gewässer - stehende Binnengewässer - Klassifizierung" (April 1982) eine wesentliche Grundlage des vorgeschlagenen Bewertungssystems. (Eine Zusammenstellung weiterer Klassifikations- und Bewertungssysteme findet sich bei HENNING 1986).

Der gegenüber anderen Bewertungssystemen stark reduktionistische Ansatz der Richtlinie wurde vor allem aus praktischen Erwägungen gewählt, um eine möglichst flächendeckende Erfassung einer großen Zahl von Standgewässern im Sinne eines "screening" zu ermöglichen. Die Trophieklassifikation wird daher in Anlehnung an das Vorgehen von VOLLENWEIDER (OECD 1982) mit wenigen Parametern (Chlorophylla, Gesamt-Phosphat, Sichttiefe) vorgenommen.

Aus diesem reduktionistischen Ansatz folgt für das vorgeschlagene Bewertungssystem:

- Es ist nur geeignet (und auch nur gedacht) für die Ersteinschätzung und Bewertung der trophischen Situation möglichst vieler Seen; es ist nicht ausreichend für eine eingehende limnologische Beurteilung.
- Es kann und soll bestehende langfristige Monitoringprogramme an ausgewählten Standgewässern nicht ersetzen. Es kann diese vielmehr ergänzen, indem die Erstbewertung Hinweise liefert, welche Seen in derartige Langzeitprogramme aufgenommen werden können oder sollten.
- Es ist geeignet, Handlungsbedarf für besondere präventive Schutzmaßnahmen bei positiv bewerteten Gewässern aufzuzeigen und gibt Hinweise auf den Sanierungsbedarf stark belasteter Standgewässer. Die Bewertung allein kann aber nicht die Grundlage für die Durchführung derartiger Maßnahmen sein. Insbesondere wenn eine Sanierung für erforderlich gehalten wird, muß in jedem Einzelfall eine gründliche limnologische Untersuchung des Gewässerzustandes, eine Analyse der Ursachen und der Wirkungszusammenhänge sowie die Definition eines Sanierungszieles (qualitativ und quantitativ), das die individuellen Eigenheiten des jeweiligen Standgewässers berücksichtigt, vorausgehen.

2. Begriffsbestimmungen

Um Mißverständnissen vorzubeugen, werden einige der im Text verwendeten Begriffe in Anlehnung an die Terminologie der Fließgewässerbewertungssysteme wie folgt definiert:

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).

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.

Istzustand:

Derzeitiger, durch Untersuchungen feststellbarer (trophischer) Zustand.

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.

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 quantitativ beschreiben läßt. Er kann daher weder als Leitbild noch als Referenzzustand herangezogen werden.

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.

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).

3. Bewertungskonzept

3.1 Allgemeines

Die anthropogen bedingte Eutrophierung und die damit verbundenen Veränderungen der Gewässerökosysteme sind weltweit das verbreitetste und vielfach gravierendste Problem stehender Gewässer. Eine Bewertung hat daher vorrangig anhand der trophischen Situation zu erfolgen. Sie sollte aber nach Auffassung des LAWA-Arbeitskreises zukünftig ergänzt werden zu einem ganzheitlichen Bewertungssystem, das weitere Kompartimente der Gewässerökosysteme (z. B. Uferstruktur und Ufervegetation, Sedimente) und andere anthropogene Belastungen (z. B. Nutzungsdensität, Versauerung) berücksichtigt. Entsprechende Bewertungskriterien und -verfahren müssen noch entwickelt werden.

Ausgehend von den Tatsachen, daß

- alle Trophiegrade des international üblichen dreistufigen Trophiesystems (oligotroph, mesotroph, eutroph) unter natürlichen oder naturnahen Bedingungen vorkommen können und
- das Trophiesystem vom naturwissenschaftlichen Ansatz her ausschließlich wertfrei beschreibenden Charakter hat und nur zum Zweck einer Klassifikation entwickelt wurde,

ist festzustellen, daß das Trophiesystem zwar zur Klassifikation, nicht aber als ökologisch begründetes Bewertungssystem geeignet ist.

Die Bewertung erfolgt vielmehr - in Übereinstimmung mit dem Entwurf EU Ökologie-Richtlinie - auf Grund des Vergleiches des derzeitigen trophischen Istzustandes mit der gewässerspezifisch zu definierenden (d. h. die individuellen Eigenschaften eines Gewässers und seines Einzugsgebietes berücksichtigenden) trophischen Situation (Referenzzustand), in der sich das betreffende Gewässer in einem unbelasteten, naturnahen Zustand befinden würde (potentiell natürlicher Zustand). Maßstab der Bewertung ist die Abweichung beider Zustände voneinander.

Der eigentlichen Bewertung vorausgehen muß daher eine Klassifizierung der Gewässer, mit der alle möglichen Ist- und Referenzzustände beschrieben, quantifiziert und eingeordnet werden können.

Der Bewertungsansatz ist nicht nutzungsbezogen, sondern ausschließlich ökologisch begründet. Er entspricht damit den eingangs genannten, durch die Naturschutz- und Wassergesetze vorgegebenen Zielen des Gewässerschutzes.

Ein an einzelnen Nutzungen orientierter Bewertungsansatz ist dagegen grundsätzlich abzulehnen:

- Die meisten Störungen und Probleme in und an Standgewässern lassen sich auf einseitige oder übermäßige Nutzungen des Gewässers selbst, seines Einzugsgebietes oder auch nur Teilen davon zurückführen. Ein nutzungsbezogener Bewertungsansatz birgt in sich die Gefahr, daß das Gewässer durch die der Bewertung zugrundegelegten Nutzungen übermäßig oder einseitig beansprucht wird.
- Die Zielvorstellungen von einem optimalen, anzustrebenden Gewässerzustand sind je nach Nutzungsaspekt sehr unterschiedlich, z. T. konträr. Eine nutzungsorientierte Bewertung wäre daher nicht allgemein konsensfähig.
- Nutzungsansprüche und Nutzungen ändern sich (Beispiel: Freizeitnutzungen); damit würden sich auch die Bewertung und die Zielvorstellung von einem anzustrebenden Gewässerzustand ändern.

3.2 Klassifikation nach dem Trophiesystem

Quantitative Beschreibung und Klassifikation der Gewässer erfolgen nach dem Belastungskonzept von VOLLENWEIDER (OECD 1982), das allerdings zur Erfassung des Istzustandes modifiziert wird (vgl. Kapitel A 3.5). Zur Charakterisierung der Nährstoffsituation wird der Gesamt-Phosphorgehalt verwendet. Zur Beschreibung der trophischen Situation dienen die Parameter Chlorophyll a und Sichttiefe. Zur orientierenden Information über die Zusammensetzung der Phytoplanktonzönose werden die dominanten Algentaxa angegeben.

Die Beschränkung auf den Nährstoffparameter Gesamt-Phosphor hat neben der geforderten Einfachheit und Praktikabilität (vgl. Kapitel A 1) weitere Gründe:

Von wenigen Ausnahmen abgesehen, läßt sich der Prozeß der Eutrophierung in nahezu allen Standgewässern auf eine steigende Verfügbarkeit von Phosphor (sowohl aus allochthonen Quellen als auch aus systeminternen Kreisläufen) zurückführen. Eine Bekämpfung von Eutrophierungsproblemen ist daher nur mit einer Reduzierung der P-Verfügbarkeit möglich. Das gilt auch für hypertrophe Systeme, in denen Phosphor auf Grund übermäßiger Belastungen nicht mehr die Rolle des produktionssteuernden Faktors spielt, aber durch Sanierungsmaßnahmen wieder limitierend werden kann.

Schon VOLLENWEIDER (OECD 1982) hat gezeigt, daß sich Stickstoffverbindungen als Nährstoffparameter zur Trophieklassifizierung wenig eignen. Wesentliche Ursache dafür ist, daß der N-Haushalt der Gewässer gegen die Atmosphäre offen ist und je nach Randbedingungen einerseits die biogene N-Fixierung und andererseits (vor allem in polymiktischen Flachseen) die Denitrifikation eine sehr große Rolle spielen können. Der N-Haushalt eines Sees ist daher weit weniger durch Sanierungsmaßnahmen direkt beeinflussbar als der P-Haushalt.

Im VOLLENWEIDER-Modell sind nur drei Trophiegrade oligotroph, mesotroph und eutroph quantitativ beschrieben und voneinander abgegrenzt (Abb. 1). Die Bereiche der Nährstoff- und Chlorophyllkonzentrationen sowie der Sichttiefen, die das dem Modell zugrundeliegende Datenmaterial insgesamt umfaßt, sind nicht ausreichend, um die in vielen, insbesondere in belasteten Standgewässern vorzufindenden Situationen zu beschreiben. Das Trophiesystem wird daher in Anlehnung an den Fachbereichsstandard "Stehende Gewässer, TGL 27885/01" um die Trophiegrade polytroph und hypertroph erweitert.

Die fünf Trophiegrade werden wie folgt beschrieben:

Oligotroph:

Produktion schwach auf Grund geringer Verfügbarkeit der Nährstoffe; Phytoplanktonentwicklung ganzjährig gering; Sichttiefe hoch durch geringe Planktondichten; Sauerstoffkonzentration des Tiefenwassers am Ende der Stagnationsperiode 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; häufig metalimnisches O₂-Minimum, 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 im Tiefenwasser.

Polytroph:

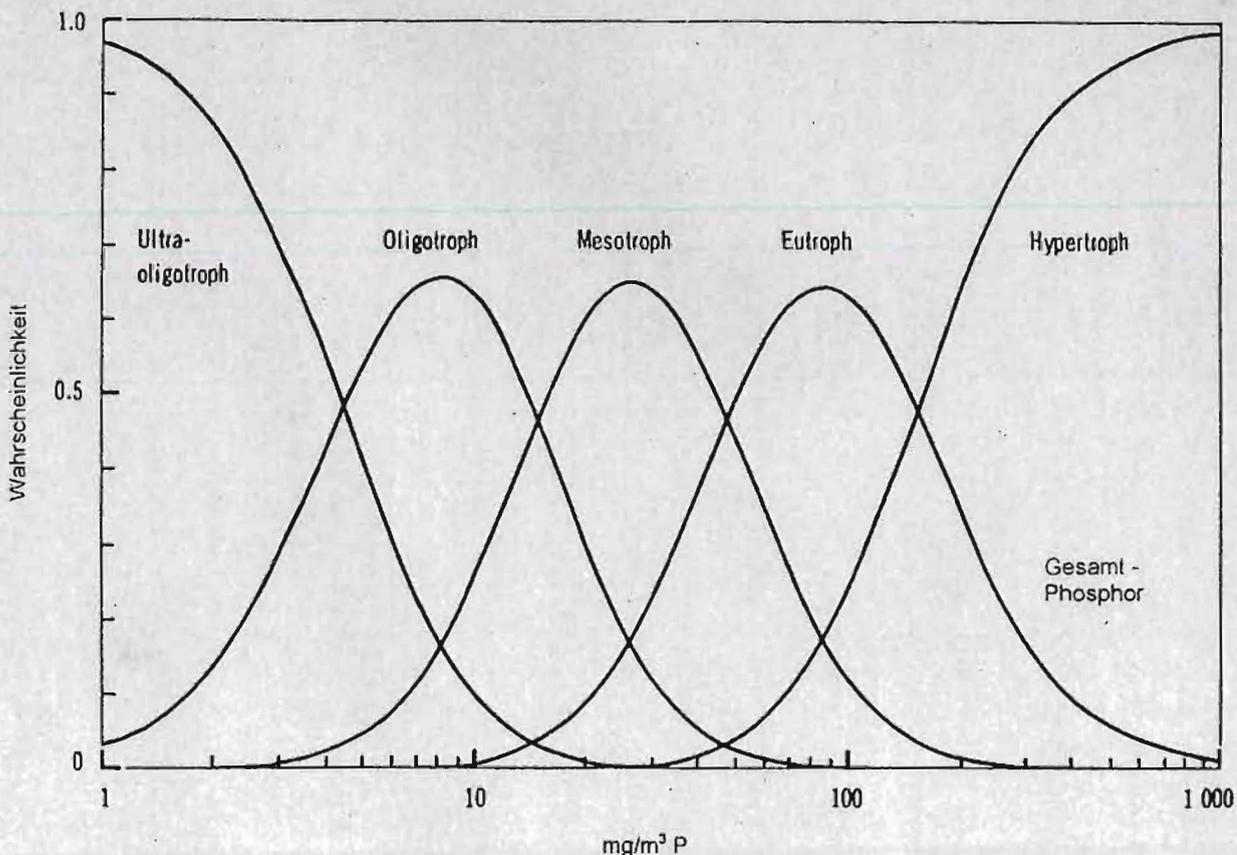
Produktion sehr hoch auf Grund sehr hoher Nährstoffkonzentrationen; Produktion zeitweilig daher nicht nährstoff-(P)-limitiert; mehrfach im Jahr auftretende Algenmassenentwicklungen, im Sommer oft Blaualgen dominierend; Sichttiefe daher oft sehr gering (zeitweilig unter 1 m); Sauerstoffschwund und nachfolgende Schwefelwasserstoff-Bildung im Hypolimnion spätestens ab Mitte des Sommers. **Der Zustand hoch-polytroph (p2 im sinne dieser Richtlinie; s. S. 36 und Tab. 9 - 11, 13) kommt unter naturnahen Bedingungen wahrscheinlich nicht vor.**

Hypertroph:

Nährstoffverfügbarkeit ganzjährig sehr hoch; Planktonproduktion nicht nährstoff-(P-) limitiert; ganzjährig andauernde, die Gewässerfarbe bestimmende Algenmassenentwicklungen; Sichttiefe daher stets sehr gering (nur ausnahmsweise über 1 m); 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. **Der Zustand hypertroph kommt unter naturnahen Bedingungen nicht vor.**

Die quantitative Abgrenzung der Trophiegrade oligo-, meso- und eutroph zur Bestimmung des Referenzzustandes auf Grund des potentiell natürlichen Nährstoffeintrages erfolgt nach dem VOLLENWEIDER-Modell (Abb. 1). Sie orientiert sich an der Ges.-P-Konzentration, da Phosphor das "Schlüsselement" ist (s.o.). Die Abgrenzung der Bereiche poly- und hypertroph wurde vorgenommen durch Extrapolation dieses Modells (vgl. Tab. 6 im Kapitel B 1.1).

Abb. 1: Wahrscheinliche Verteilung der Trophiebereiche in Abhängigkeit von der Ges.-P-Konzentration (Jahresmittelwert) in Seen (aus: OECD, 1982). - Durch Datenmaterial des OECD-Programmes belegt sind nur die Trophiebereiche oligo-, meso- und eutroph.



3.3 Die Ermittlung von hydrogeographischen Seenklassen zur Trophiebestimmung

Nur wenige der bisherigen Trophieklassifikationsansätze für Seen beinhalten eine Unterscheidung nach den wichtigen hydrogeographischen Kriterien wie der Genese, Größe und Schichtung. Auf Grund dieses Defizites sind im Rahmen von statistischen Modellen zur Quantifizierung der Trophie immer relativ große Variations breiten zwischen den Klassengrenzen der einzelnen Seengruppen aufgetreten.

Die Vielzahl der Publikationen in der jüngsten Vergangenheit weisen eindeutig darauf hin, daß die limnochemischen Prozesse in den verschiedenen hydrogeographischen Seengruppen unterschiedliche Bedeutungen für die Steuerung des Trophiekomplexes besitzen.

Aus diesem Grund wurde von MIETZ (1995) die Ermittlung von hydrogeographischen Seenklassen, in Anlehnung an einen Pflanzen- oder Gesteinsbestimmungsschlüssel, vorgeschlagen.

Ausgehend vom Klassifizierungsobjekt See werden Seengruppen nach drei Merkmalskomplexen zusammengefaßt (Abb. 2).

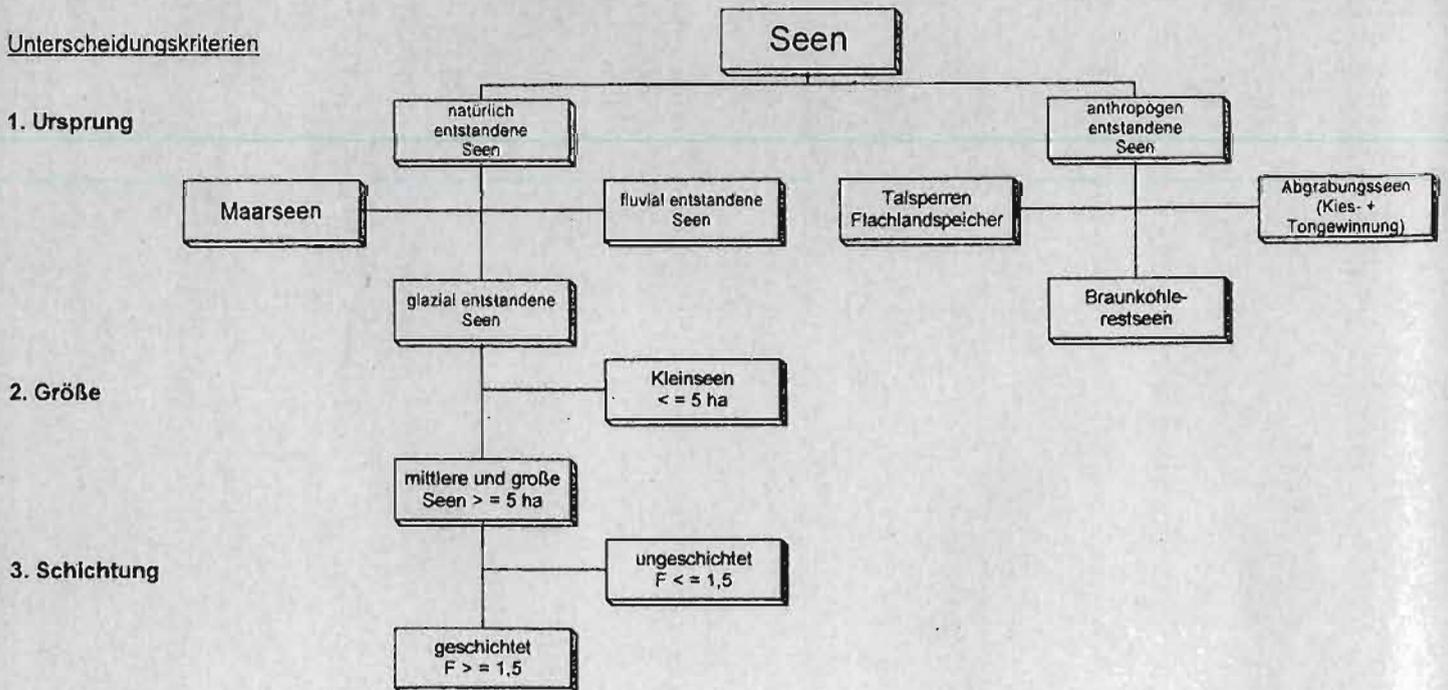


Abb. 2: Die Ermittlung von hydrogeographischen Seenklassen zur Trophiebestimmung

Das erste Unterscheidungskriterium ist dabei die Genese. Die anthropogen entstandenen Seen werden von den natürlich entstandenen Seen abgegrenzt. Die natürlich entstandenen Seen werden in die drei Gruppen unterteilt:

- glaziale Seen und Subrosionsseen,
- Maarseen,
- Seen fluvialer Entstehung.

Demgegenüber werden die anthropogen angelegten Seen unterschieden in:

- Talsperren und Flachlandspeicher,
- Abgrabungsseen der Ton-, Sand- und Kiesgewinnung,
- Braunkohlerestseen.

Da die Bedeutung von windinduzierten Prozessen für den Stoffkreislauf eines Sees wesentlich von seiner Fläche und Tiefe bestimmt wird und weil die Bedeutung der unmittelbaren Einzugsgebiete für die Trophieentwicklung von Kleinseen bedeutender sind als für größere Seen, wurde in einem zweiten Ordnungsverfahren nach der Größe der Seen der Kleinseentyp vom Großseentyp unterschieden. Als Grenzgröße wird eine Seeoberfläche von 5 ha angenommen.

Das dritte Ordnungskriterium ist die Art der Schichtung. Die geschichteten Seen werden von den ungeschichteten Seen nach dem Tiefengradienten F (MIETZ, 1991) abgegrenzt. Beträgt die maximale Tiefe eines Sees das eineinhalbfache der theoretischen Epilimniontiefe nach VENTZ (1974), so besitzt der See in der Regel eine stabile Schichtung.

Aus dieser Aufstellung ergibt sich, daß die vorliegende, nur für glaziale und Subrosionsseen gültige Bewertungsrichtlinie zukünftig durch entsprechende Richtlinien für die anderen Gewässertypen zu ergänzen ist (vgl. Kapitel A 5).

Die Abbildung 2 zeigt die Aufschlüsselung für die glazial entstandenen Seen. Analog kann das Verfahren für alle weiteren theoretischen hydrogeographischen Seengruppen angewendet werden.

3.4 Quantitative Beschreibung des Referenzzustandes

Die zur Quantifizierung des Trophiegrades erforderlichen Kenngrößen können nur für den Istzustand eines Gewässers direkt gemessen werden. Es ist aber seit langem bekannt, daß ein Zusammenhang besteht zwischen der trophischen Situation eines Sees und geographischen, hydrologischen, topographischen und morphometrischen Charakteristika von Einzugsgebiet und Seebecken. Aus diesen Rahmenbedingungen läßt sich daher auf einen zu erwartenden Trophiezustand schließen. Er ist für jedes Einzelgewässer individuell zu ermitteln.

3.4.1 Potentiell natürlicher Nährstoffeintrag

Die absolute Höhe der in einen See gelangenden (Nähr-)Stofffracht ist abhängig von der Größe des Einzugsgebietes, der Einfluß der Nährstoffe auf die trophische Situation eines Sees u.a. von dessen Größe. Diesen Zusammenhang hat OHLE (1965) in einer summarischen Kenngröße beschrieben, indem er die Größe (der Landfläche!) des Einzugsgebietes ins Verhältnis zur Seefläche setzte. Anhand holsteinischer Seen konnte er zeigen, daß dieser "Umgebungsfaktor" in direktem Zusammenhang steht mit der Höhe der Produktionsleistungen in den Seen. Im vorliegenden Ansatz wird dieser Sachverhalt quantifiziert und auf stofflicher Basis (Phosphor) dargestellt. Aus der Größe eines Seeneinzugsgebietes und der Art der Böden wird ein potentiell natürlicher Nährstoffeintrag abgeleitet, der nach dem VOLLENWEIDER-Modell (OECD 1982) eine Aussage über den zu erwartenden trophischen Zustand des Sees erlaubt.

Bei der Abschätzung des potentiell natürlichen Eintrages von Phosphor in ein Gewässer wird neben dem Eintrag aus den Landflächen des Einzugsgebiets auch der Direkteintrag auf die Seefläche selbst durch trockene und nasse Deposition (vgl. Tab. 5 in Kapitel B 1.1) berücksichtigt. Bei Seenketten oder -kaskaden wird entsprechend für das jeweilige Teileinzugsgebiet des betrachteten Sees verfahren. Zusätzlich zu addieren ist die aus dem oberhalb gelegenen Standgewässer stammende Phosphorfracht. Sie ergibt sich durch Multiplikation der dortigen, gemäß OECD (1982) errechneten mittleren Phosphorkonzentration im See (s. u.) und dem mittleren Abfluß.

Die aus den Landflächen des Einzugsgebiets stammenden Nährstoffeinträge werden entsprechend den örtlichen Bodenverhältnissen eingeschätzt: Bei dauerhaft ungenutzten, vegetationsbedeckten Flächen (z. B. Wald) wird ein Phosphoraustrag von 0,05 kg/ha·a angenommen, der etwa der natürlichen Auswaschungsrate entspricht. Ausgenommen sind intakte Hochmoore, weil sie wenig P-bindig sind und daher allein schon die trockene und nasse Deposition zu einer erhöhten P-Abgabe (0,2 kg/ha·a) führt.

Teilweise höhere Nährstoffeinträge in die Gewässer werden von landwirtschaftlich genutzten Flächen angenommen. Das berücksichtigt die Tatsache, daß auf solchen Flächen natürliche Landökosysteme mit ihren hohen Stoffretentionskapazitäten (interne, weitgehend geschlossene Stoffkreisläufe) nicht mehr existieren, was zwangsläufig und nachweislich zu einer Steigerung des Nährstoffaustrages führt. Es ist ausdrücklich zu betonen, daß bei diesem Ansatz die Intensität der Nutzung nicht berücksichtigt und daß ein (zusätzlich) erhöhter Nährstoffaustrag durch Auswaschung von Dünger nicht als unvermeidbar angesehen wird. Eine Unterscheidung zwischen Grünland- und Ackernutzung wird daher nicht vorgenommen.

Bei den Einträgen von landwirtschaftlich genutzten Flächen wird nach Bodenarten differenziert. Die Auswaschungsrate aus Mineralböden ist stark abhängig von ihrem Basengehalt (in den meisten Fällen Kalk). Als kalkarme Böden mit einer Auswaschung von 0,2 kg/ha·a P werden in Anlehnung an die Bodenkunde solche mit einem Kalkgehalt von weniger als 2 Gew.%, als kalkreiche Böden mit einer Abgaberate von 0,05 kg/ha·a P solche mit einem Kalkgehalt von mehr als 10 Gew. % bezeichnet. Bei dazwischenliegenden Kalkgehalten wird die Austragsrate interpoliert.

Sofern über die Art der Mineralböden im Einzugsgebiet keine detaillierten Informationen vorliegen, kann folgende Abschätzung vorgenommen werden: Als kalkarm können die Böden des Einzugsgebietes bezeichnet werden, wenn die mittleren Ca^{++} -Konzentrationen im Seezufluß (bzw. für Teileinzugsgebiete) $< 15 \text{ mg/l Ca}^{++}$ liegen, als kalkreich, bei mittleren Konzentrationen $> 30 \text{ mg/l Ca}^{++}$. Bei Werten zwischen 15 und 30 mg/l ist zu interpolieren.

Für nährstoffarme Sandböden wird mit $0,1 \text{ kg/ha}\cdot\text{a P}$ eine geringere Auswaschungsrate angesetzt, als für sonstige kalkarme Mineralböden, weil sie von Natur aus phosphorarm sind. Besonders hoch mit $1,5 \text{ kg/ha}\cdot\text{a P}$ sind die Auswaschungsraten aus sauren Hochmoorböden allein auf Grund der Bodenzehrung als Folge einer Entwässerung und Kultivierung. Niedermoorböden sind dagegen oft kalkhaltig und besitzen daher ein besseres P-Retentionsvermögen; für sie wird eine Austragsrate von $0,1 \text{ kg/ha}\cdot\text{a P}$ angenommen.

Ebenfalls als unvermeidbar wird der P-Eintrag durch nasse und trockene Deposition auf die Seefläche selbst angesehen. Der angesetzte Schätzwert von $0,3 \text{ kg/ha}\cdot\text{a P}$ liegt im untersten Bereich dessen, was bundesweit in zahlreichen Untersuchungen gemessen wurde.

Wird bei einzelnen Schätzgrößen (z.B. aus atmosphärischem Eintrag, aus Bodenauswaschung oder aus Frachtermittlungen in oberhalb gelegenen Gewässerabschnitten) durch Messungen festgestellt, daß der tatsächliche Eintrag geringer ist als nach dem Schätzansatz errechnet, so sind bei der Ermittlung des potentiell natürlichen Nährstoffeintrages die gemessenen (geringeren) Werte anzusetzen.

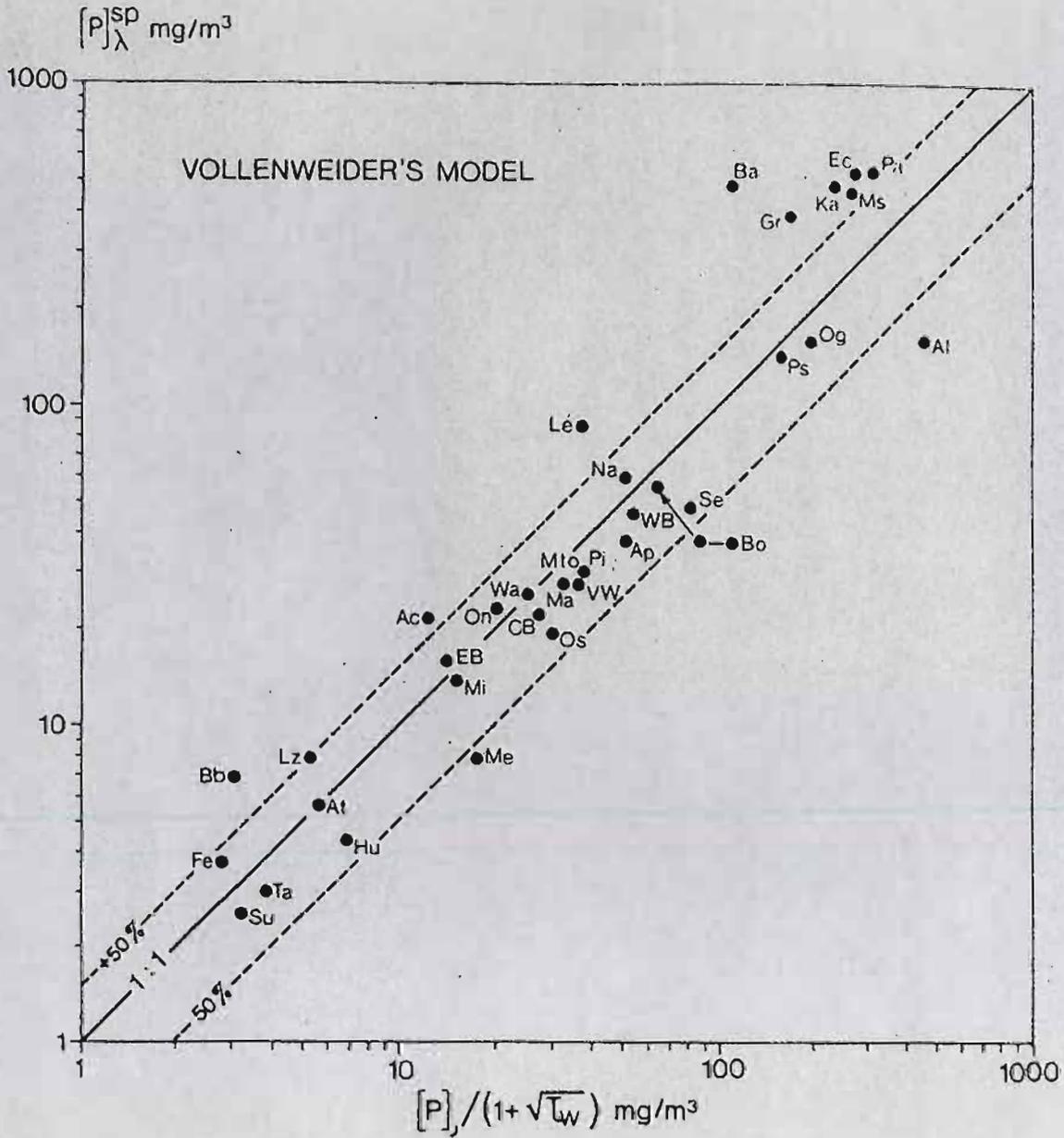
Für derzeit durch Siedlungsnutzung versiegelte Landflächen wird ein Austragswert angenommen, der den unbesiedelten natürlichen Bodenverhältnissen des Siedlungsstandortes entspricht.

Aus dem als Gesamt-Phosphor-Jahresfracht berechneten potentiell natürlichen Nährstoffeintrag wird durch Division durch die (mittlere) Jahresabflußsumme die mittlere Zuflußkonzentration bestimmt und daraus nach dem empirischen Ansatz von VOLLENWEIDER (OECD 1982) die mittlere im See zu erwartende Gesamt-Phosphor-Konzentration abgeleitet (vgl. Abb. 3), die eine Einordnung in das Trophiesystem erlaubt.

$$P_{\lambda} = \frac{P_i}{1 + \sqrt{R_t}}$$

mit P_{λ} : mittlere im See zu erwartende Ges.-P-Konzentration
 P_i : mittlere Ges.-P-Konzentration im Zufluß
 R_t : theoretische Verweilzeit des Wassers (in Jahren) als Verhältnis von Seevolumen zur durchfließenden Wasserfracht

Abb. 3: Statistischer Zusammenhang zwischen berechneter und gemessener Gesamt-Phosphor-Konzentration (Jahresmittelwerte) für verschiedene Seen (aus: VOLLENWEIDER 1979).



3.4.2 Trophiesteuernde Kenngrößen der Seebeckenmorphometrie

3.4.2.1 Ermittlung geeigneter Kenngrößen

Es ist seit langem bekannt, daß ein Zusammenhang besteht zwischen der Trophie eines Sees und seiner Beckengestalt, insbesondere der Tiefe (z.B. THIENEMANN 1925). Aufbauend auf dem Ansatz von MIETZ (1991) wurden im Rahmen eines DVWK-Forschungsauftrages zahlreiche, die Topographie und die Morphometrie eines Sees beschreibenden Parameter dahingehend untersucht, ob ein statistischer Zusammenhang besteht mit trophiebeschreibenden Meßgrößen (MIETZ & VIETINGHOFF 1994). Als einfache, auch im Routinebetrieb einer (möglichst) flächendeckenden Seenüberwachung (vgl. Kapitel 1) zu ermittelnden, trophiebeschreibenden Parameter dienten die Chlorophyll a-Konzentration und die Sichttiefe, als trophiesteuernde Größe die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (jeweils epilimnische Sommermittelwerte und zur Frühjahrsvollzirkulation). Zugrunde gelegt wurde das Datenmaterial von 108 natürlichen Seen im Jungmoränenland der Weichseleiszeit. Gearbeitet wurde mit linearen, exponentiellen und logarithmischen Regressionsmodellen (Abb. 4 und 5). Für die glazialen Seen konnte ein statistisch gesicherter Zusammenhang festgestellt werden.

Die höchsten Korrelationskoeffizienten ergaben sich für die, die Beckenform eines Sees charakterisierenden Faktoren: die mittlere Tiefe und der Tiefengradient (nach MIETZ 1991).

Die beiden seebeckenbeschreibenden Kenngrößen sind wie folgt definiert:

Die **mittlere Tiefe** Z_m ist das Verhältnis von Seevolumen zu Seefläche:

$$Z_m = \frac{V}{A} \quad [\text{m}]$$

mit V = Seevolumen [m^3] und A = Seefläche [m^2].

Der **Tiefengradient** F (nach Mietz 1991) ist das Verhältnis von maximaler Seetiefe zu theoretischer Epilimniontiefe:

$$F = \frac{Z_{\max}}{Z_{\text{epi}}}$$

Die theoretische Epilimniontiefe Z_{epi} eines Sees lässt sich nach einer von VENTZ (1974) empirisch entwickelten Formel aus der sogenannten effektiven Achsenlänge (D_a) ableiten. Sie ist ein Maß für die Größe der Angriffsmöglichkeit des Windes auf die Wasserfläche:

$$Z_{\text{epi}} = 5,81 D_a^{0,28} \text{ [m]}$$

Die effektive Achsenlänge ist der Mittelwert aus der größten Längsausdehnung der Seefläche über freier Wasserfläche (effektive Länge, L_{eff}) und der größten Ausdehnung über freier Wasserfläche im rechten Winkel zur effektiven Länge (effektive Breite, B_{eff} ; vgl. Kapitel B 1.2):

$$D_a = \frac{L_{\text{eff}} + B_{\text{eff}}}{2} \text{ [km]}$$

Damit lässt sich der Tiefengradient berechnen nach

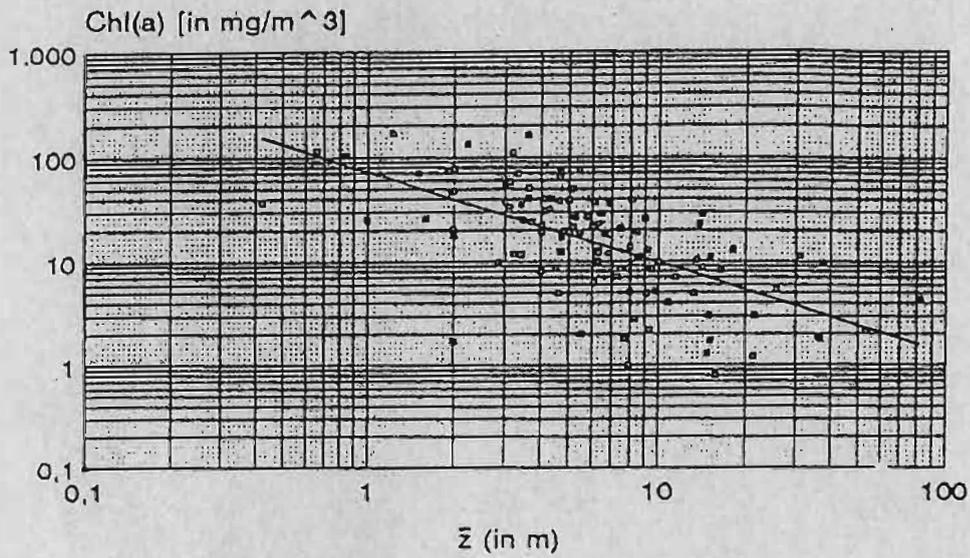
$$F = \frac{Z_{\text{max}}}{4,785 (L_{\text{eff}} + B_{\text{eff}})^{0,28}}$$

mit Z_{max} [m] und L_{eff} bzw. B_{eff} [km].

Der Tiefengradient ist somit ein Maß für die Schichtungsstabilität. Seen mit $F > 1,5$ sind i.d.R. im Sommer thermisch stabil geschichtet.

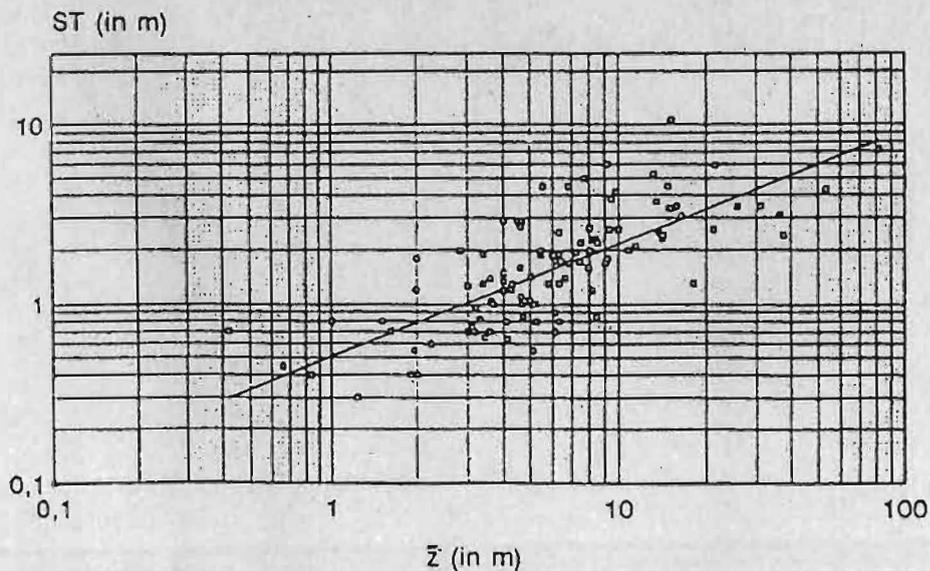
Abb. 4: Abhängigkeit der Chlorophyll a-Konzentration bzw. der mittleren Sichttiefe (ST) von der mittleren Tiefe (Z_m) von 108 Seen im weichsel-/würmeiszeitlichen Jungmoränenland Deutschlands

Chlorophyll(a) / mittlere Tiefe



$$\text{Chl (a)} = 72,5 / \bar{Z}^{0,87} ; r = -0,63$$

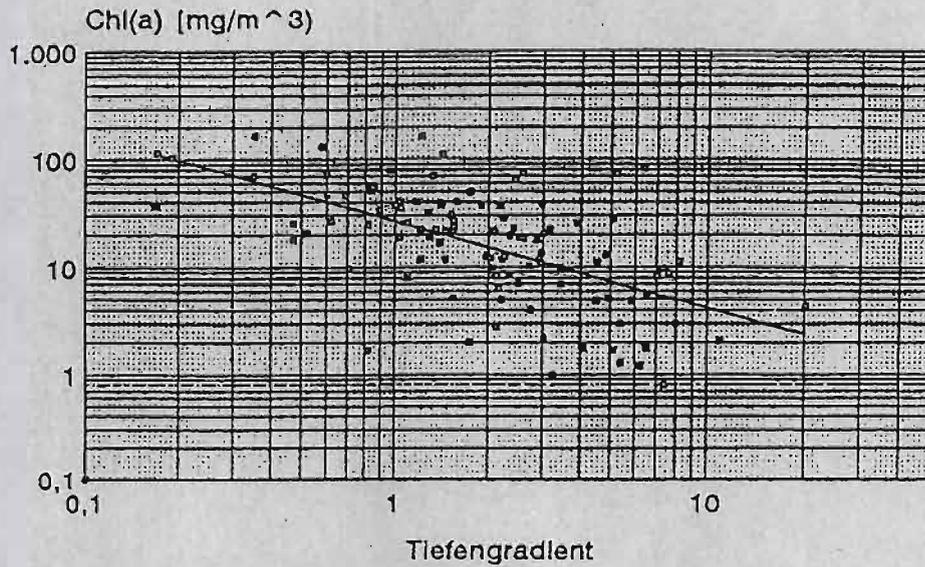
Sichttiefe / mittlere Tiefe



$$\text{ST} = 0,51 * \bar{Z}^{0,63} ; r = 0,75$$

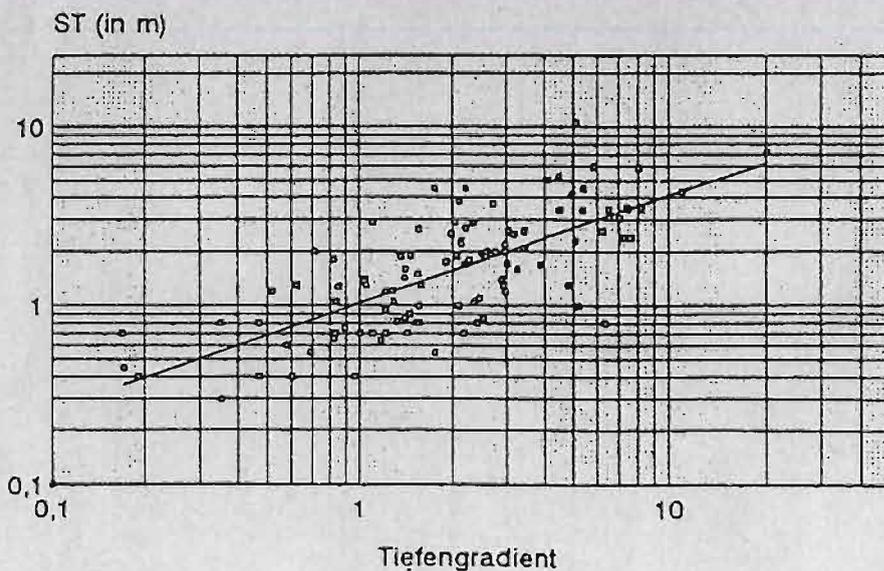
Abb. 5: Abhängigkeit der Chlorophyll a- Konzentration bzw. der mittleren Sichttiefe vom Tiefengradient F von 108 Seen im weichsel-/würmeiszeitlichen Jungmoränenland Deutschlands

Chlorophyll (a) / Tiefengradient



$$\text{Chl (a)} = 26,1 / F^{0,8} ; r=-0,59$$

Sichttiefe / Tiefengradient



$$\text{ST} = 1,04 * F^{0,59} ; r=0,73$$

3.4.2.2 Die "Eichung" der beckenmorphometrischen Kenngrößen

Der statistische Zusammenhang zwischen den seebecken- und trophiebeschreibenden Parametern wurde anhand der aktuellen Meßdaten von 108 glazial entstandenen Seen Deutschlands ermittelt (Abb. 4 und 5), die mehr oder weniger stark anthropogen beeinflusst sind. Die gefundenen Beziehungen beschreiben daher den Ist-Zustand, nicht aber den gesuchten potentiell natürlichen Zustand.

Zur Eichung wurde Datenmaterial von 51 ausgewählten glazialen Seen des Braslaver Seengebietes in Weißrußland verwendet (JAKUSCHKO 1988). Die Seen sind geologisch gleichen Alters und geomorphologisch ähnlich strukturiert wie die Seen Norddeutschlands. Das Gebiet ist im Vergleich zu Mitteleuropa außerordentlich dünn besiedelt (ca. 2 Einwohner/km²). Es findet eine ausschließlich extensive landwirtschaftliche Nutzung statt. Da die Daten von Gewässern, an denen größere Ortschaften liegen, nicht berücksichtigt wurden, ist davon auszugehen, daß sich die genannten 51 Seen noch im potentiell natürlichen Zustand (im Sinne der Definition in Kapitel A 2) befinden.

Von den weißrussischen Vergleichsseen liegen die Tiefenvermessungen vor, aus denen die seebeckenbeschreibenden Kenngrößen abgeleitet werden können. Von den trophiebeschreibenden Parametern stehen nur Sichttiefenmessungen zur Verfügung, allerdings aus langjährigen Meßreihen (Abb. 6 und 7).

Daraus wurden die statistischen Zusammenhänge zwischen der mittleren sommerlichen Sichttiefe und den beckenbeschreibenden Kenngrößen berechnet. Die höchsten Korrelationskoeffizienten ergaben sich beim linearen Rechenansatz (MIETZ et al. 1996):

$$(1) ST_{Z_m} = 0,53 \times Z_m - 0,038 \quad (r = 0,74)$$

$$(2) ST_F = 0,85 \times F + 0,833 \quad (r = 0,69)$$

mit ST = Sichttiefe [m]

In die Berechnung der "Referenzsichttiefe" gehen beide Gleichungen gleichwertig ein, d. h. :

$$(3) ST_{REF} = 0,5 (ST_{Z_m} + ST_F)$$

$$(4) ST_{REF} = 0,265 \times Z_m + 0,425 \times F + 0,398$$

Aus den für die norddeutschen glazialen Seen berechneten Regressionen Sichttiefe/Chlorophyll und Sichttiefe/Gesamt-Phosphor läßt sich von der "Referenzsichttiefe" auf die anderen trophiebeschreibenden Parameter schließen, die eine Einordnung des Referenzzustandes in das Trophiesystem ermöglichen.

Abb. 6: Vergleich Sichttiefe / mittlere Tiefe der deutschen Seen mit Seen des Braslaver-Gebietes (MIETZ 1995) nach einem bilogarithmischen Ansatz

Sichttiefe/mittlere Tiefe -- Vergleich Seen in Deutschland / Seen in Braslav
Berechnet nach einem bilogarithmischen Ansatz

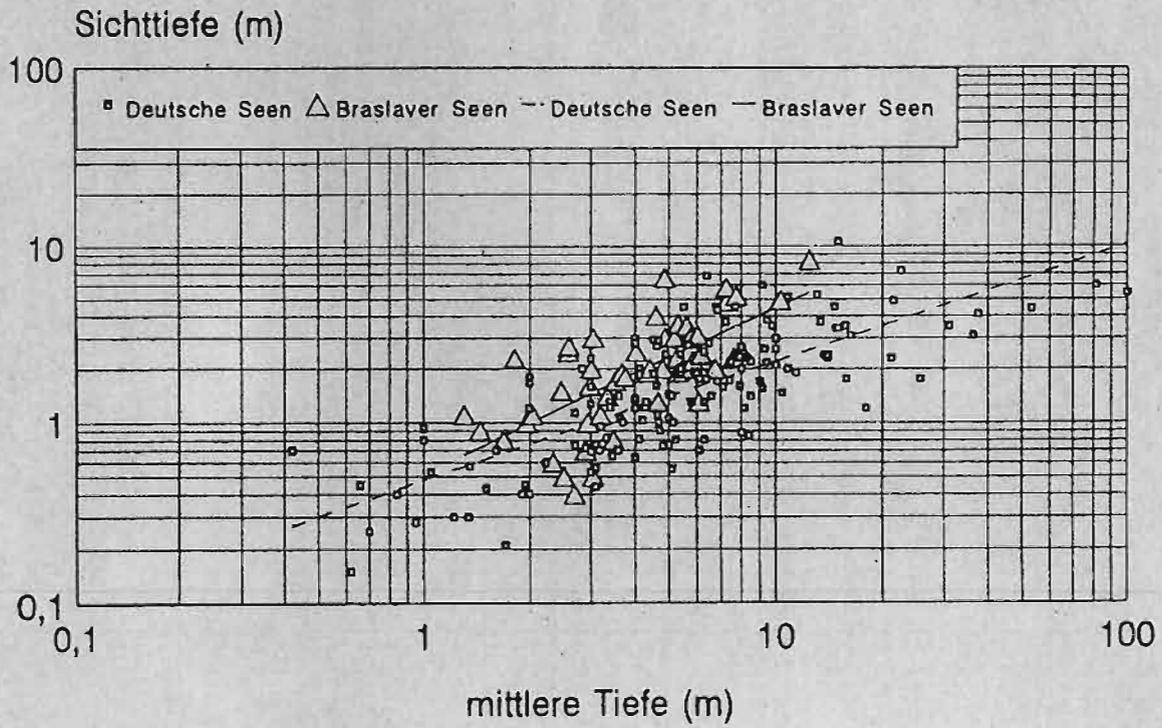
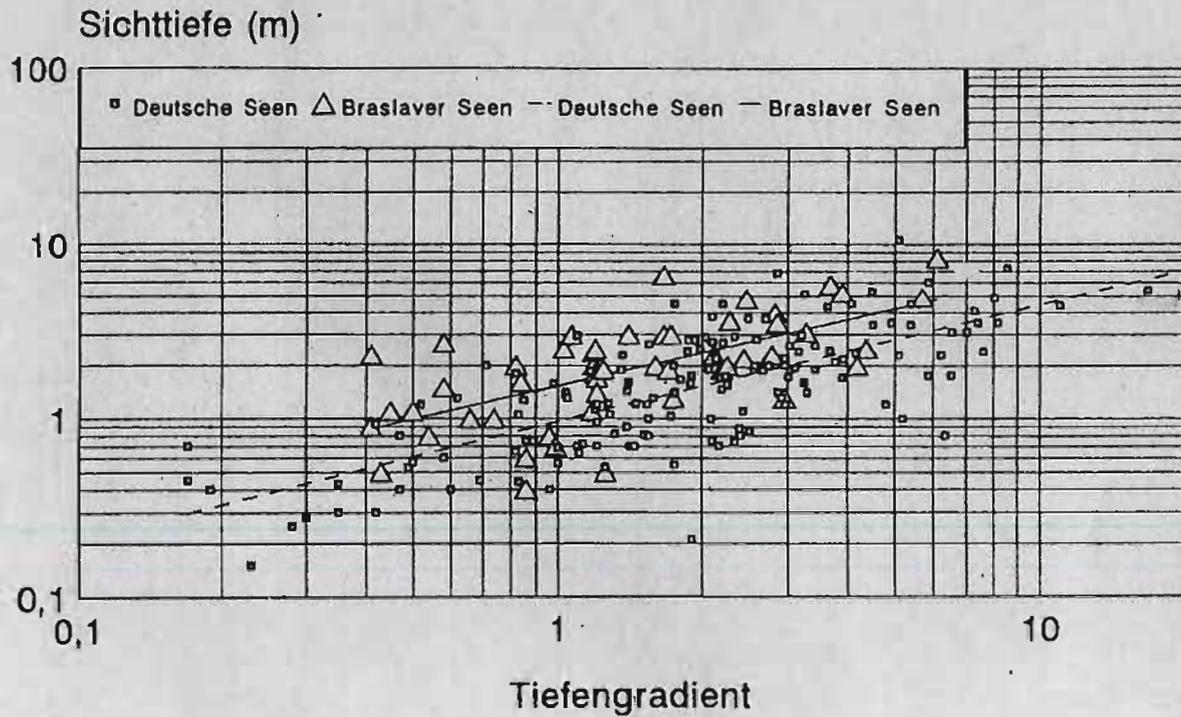


Abb. 7: Vergleich Sichttiefe / Tiefengradient der deutschen Seen mit Seen des Braslaver-Gebietes (MIETZ 1995) nach einem bilogarithmischen Ansatz

Sichttiefe/Tiefengradient -- Vergleich Seen in Deutschland / Seen in Braslav
Berechnet nach einem bilogarithmischen Ansatz



3.4.3 Verknüpfung der nach Nährstoffeintrags- bzw. Morphometrikriterien errechneten Referenzzustände

Für die Bestimmung des Referenzzustandes werden die zwei unabhängigen Konzepte "potentiell natürlicher Phosphor-Eintrag" (vgl. Kapitel A 3.4.1) und "morphometrieabhängiger Trophie-Erwartungszustand" (vgl. Kapitel A 3.4.2) herangezogen. Damit werden die wichtigsten trophiebestimmenden Einflußgrößen für die Erfassung des Referenzzustandes berücksichtigt.

Die zwei voneinander unabhängigen Ansätze untermauern zusammen zunächst vor allem die Einschätzung des Referenzzustandes, da jeder Ansatz für sich alleine mit einer gewissen Unsicherheit behaftet ist. Diese beruht zunächst vor allem darauf, daß beide Ansätze rein empirisch-statistisch begründet sind und daher nur im Rahmen der jeweils festgestellten Vertrauensbereiche mit gegebenen Irrtumswahrscheinlichkeiten als gesichert gelten können. Darüber hinaus haben die den jeweiligen Ansätzen zu Grunde liegenden Einflußgrößen (externer P-Eintrag bzw. morphometrische Randbedingungen) je nach Seetyp auch jeweils ein unterschiedliches Gewicht auf das Ausmaß der Trophie eines Sees. Vergleichende Untersuchungen von MIETZ & VIETINGHOFF (1994) belegen, daß sich die Seebeckenmorphometrie bei einer mittleren Seetiefe von größer als 20 m kaum noch auf die Trophie auswirkt. Doch auch die Abschätzung der zu erwartenden Phosphor-Konzentrationen nach dem Eintragsmodell von VOLLENWEIDER ist nicht auf alle Seetypen anwendbar. Für flache, ungeschichtete Seen ist sie problematisch, da der Phosphor-Gehalt im Freiwasser auch stark von der natürlichen Phosphorrücklösung aus dem Sediment beeinflusst wird. Der Einfluß dieser Rücklösungsprozesse ist aber beim Phosphor-Eintragsmodell konzeptionell nicht berücksichtigt worden.

Im Idealfall gelangt man mit den zwei unabhängigen Ansätzen zu übereinstimmenden Referenzzuständen für einen See. Aufgrund der oben angeführten Einschränkungen ist dies aber nicht in jedem Fall zu erwarten.

Treten Unterschiede zwischen den nach beiden Ansätzen ermittelten Referenzzuständen auf, so wird bei flachen, ungeschichteten Seen wegen der begründeten Unsicherheit des VOLLENWEIDER-Modells (Unterschätzung der gewässerinternen P-Rücklösung als Belastungsgröße) nur der morphometrieabhängige Referenzzustand zur Bewertung herangezogen (vgl. Teil B, 5. Anwendungsbeispiele: Gr. Seddiner See). Bei geschichteten Seen sollte eine Einzelfallprüfung erfolgen, die möglicherweise eine Entscheidung darüber erlaubt, welcher der voneinander abweichenden Referenzzustände als der wahrscheinlichere zur Bewertung verwendet wird. Beispielsweise wird bei einem geschichteten See mit relativ geringer mittlerer Tiefe und einem bezogen auf die Seefläche nur kleinen, aber sehr tiefen Becken der Trophiegrad nach dem Tiefengradienten zu gering eingeschätzt. Oder es ist zu prüfen, ob die Datengrundlage für die Anwendung des Nährstoffeintragsmodells hinreichend verlässlich ist (z. B. beim Jahresabfluß), um daraus eine gesicherte Aussage über den Referenzzustand abzuleiten (vgl. Teil B, Abschn. 1.2).

Sofern sich in der älteren Fachliteratur Angaben zu früheren trophischen Zuständen finden lassen, können auch diese zur Ermittlung des Referenzzustandes herangezo-

gen werden. Hinweise bei ehemals oligo- oder mesotrophen Gewässern können darüber hinaus etwaige Reste der für solche Seen charakteristischen Vegetation liefern, z. B. das Vorkommen von Brachsenkraut (*Isoëtis lacustris* und *I. echinospora*), Lobelie (*Lobelia dortmanna*) und Strandling (*Littorella uniflora*).

Können die Gründe für die Differenz der Referenzzustände nicht ermittelt werden, so ist im Sinne des Gewässerschutzes bei geschichteten Seen der geringere Trophiegrad als Bewertungsgrundlage heranzuziehen.

Hinzuweisen ist darauf, daß zwar die Bestimmungen des Referenzzustandes sowohl nach dem VOLLENWEIDER-Modell auf Grund des potentiell natürlichen Nährstoffeintrages als auch aus beckenmorphometrischen Kenngrößen exakte Werte liefern, deren Genauigkeit allerdings nicht überbewertet werden darf; sie ist auch weder beabsichtigt noch erforderlich. Da die einzelnen Trophiegrade erhebliche (mit steigender Trophie zunehmende) Konzentrationsspannen beim Gesamt-Phosphor und beim Chlorophyll umfassen, ist die Abschätzung jeweils der Größenordnung ausreichend. Das Ergebnis der Ermittlung des Referenzzustandes ist daher nicht eine exakte Zahl (die eine nicht vorhandene Genauigkeit vortäuschen würde), sondern die hierauf beruhende Einstufung des jeweiligen Trophiegrades.

3.5 Quantitative Beschreibung des Istzustandes

3.5.1 Untersuchungsumfang

Der obligatorische Mindestumfang der Untersuchungen umfaßt vier Beprobungen pro Jahr: einmal zur Zeit der Frühjahrszirkulation (= "Startsituation" mit dem theoretisch zur Verfügung stehenden Gesamtvorrat an Nährstoffen) und dreimal während der sommerlichen Stagnationsphase (= "Vegetationsperiode") bzw. bei polymiktischen Seen im gleichen Zeitraum, in möglichst zeitlich gleichen Abständen verteilt über die Monate Mai bis September.

Die Beschränkung auf nur vier Untersuchungen pro Jahr erfolgte aus Gründen der Praktikabilität im Hinblick auf eine möglichst flächendeckende Erfassung der Standgewässer (vgl. Kapitel 1). Sie beruht auf den Erfahrungen aus dem Seenkataster Brandenburg (bei dem 1991-95 mehr als 1000 Seen untersucht wurden) und dem Seenprojekt Mecklenburg-Vorpommern (bei dem etwa 600 Seen beprobt werden). Eine höhere Untersuchungsfrequenz ist wünschenswert, schon allein um sicherzustellen, daß auch bei Nichtberücksichtigung eines Klarwasserstadiums (vgl. 3.5.2) der Mindestdatenumfang für die Berechnung der Sommermittel von Sichttiefe und Chlorophyll a gewährleistet ist.

Es wird empfohlen, insbesondere bei der erstmaligen Untersuchung und Bewertung eines Sees das Datenmaterial aus mindestens zwei Jahren zu verwenden, um u. U. von Jahr zu Jahr wechselnde Zufälligkeiten (z.B. Witterungseinflüsse) auszugleichen. Die Untersuchungsjahre müssen nicht direkt aufeinander folgen, der zeitliche Abstand sollte aber nicht mehr als 2 - 3 Jahre betragen.

Für die Trophieeinschätzung sollten die Daten nicht älter als 10 Jahre sein. Es wird empfohlen, Wiederholungsuntersuchungen alle 5 bis 10 Jahre vorzunehmen.

Bei jeder Untersuchung ist eine Übersicht der in dem untersuchten Gewässer dominierenden Phytoplankter zu erstellen. Sie liefert gemeinsam mit der Information über den Chlorophyllgehalt wichtige Hinweise zur Struktur der Phytoplanktonzönose. Anhand dieser Listen sind Aussagen über wesentliche populationsökologische Zusammenhänge möglich. Für gelegentliche oder periodische Wiederholungsuntersuchungen ermöglichen Taxalisten eine Interpretation der zeitlichen Veränderungen der Dominanzverhältnisse.

Um einen Vergleich von geschichteten und ungeschichteten Seen zu ermöglichen, werden bei ersteren nur Proben aus dem Epilimnion berücksichtigt. Dazu ist sicherzustellen, daß sie repräsentativ sind (ggf. durch Entnahme von Mischproben bei etwaigen Einschichtungen von Phytoplanktonpopulationen). Obligatorisch ist daher die Aufnahme eines Vertikalprofils mittels Meßsonde mindestens für die Parameter Temperatur und Sauerstoff. Auch wenn diese Meßgrößen nicht unmittelbar in die Klassifikation und Bewertung eingehen, liefern sie wertvolle Zusatzinformationen über das jeweilige Standgewässer hinsichtlich des Schichtungsverhaltens (z.B. Überprüfung der berechneten theoretischen Epilimniontiefe, vgl. Kapitel 3.4.2) und der trophischen Situation (Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion). Empfehlenswert ist die zusätzliche Erfassung der Vertikalprofile von pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit.

Bei polymiktischen Seen ist die Messung der Vertikalprofile nur erforderlich, wenn auf Grund der aktuellen Witterungsbedingungen der Verdacht auf eine vorübergehende Schichtung besteht.

Die Untersuchung sollte in der Regel über der tiefsten Stelle des Sees erfolgen. Bei stark gegliederten Seen ist zu prüfen, ob und wie weit sich einzelne Seeteile voneinander unterscheiden. Gegebenenfalls ist das Gewässer an mehreren Stellen zu untersuchen, die bei bestehenden Unterschieden getrennt zu klassifizieren und zu bewerten sind.

Erforderlich ist ein Feldprotokoll, das neben den vor Ort gemessenen Werten Angaben zur Wettersituation, über Färbungen, Trübung und etwaige Besonderheiten enthält. Derartige Informationen sind zumindest hilfreich, manchmal notwendig zur späteren Interpretation der Analysedaten.

Obligatorisch sind die zur Klassifikation verwendeten Parameter **Sichttiefe**, **Gesamt-Phosphor** und **Chlorophyll a** (vgl. Kapitel 3.2), sowie als Zusatzinformation die auf jedem Auswertblatt aufzulistenden wichtigsten Phytoplankter und die vor Ort zu messenden Meßgrößen Wassertemperatur, Sauerstoff, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit (sofern nicht bereits bei den Vertikalprofilen erfaßt).

3.5.2 Klassifikation des Istzustandes

Die Klassifikation im Trophiesystem erfolgt anhand folgender Parameter:

- **Gesamt-Phosphorkonzentration zur Zeit der Frühjahrszirkulation** bzw. bei polymiktischen Seen zu entsprechender Jahreszeit (etwa März bis spätestens Ende April, in Abhängigkeit von der geographischen Lage und den lokalen Witterungsverhältnissen),
- **epilimnischer Sommermittelwert der Gesamt-Phosphorkonzentrationen**,
- **epilimnischer Sommermittelwert der Chlorophyll a-Konzentrationen** (Sommermittelwert Mai - September, ohne Klarwasserstadium; s.u.),
- **Sommermittelwert der Sichttiefen** (ohne Klarwasserstadium; s. u.).

Die Begründung für die Beschränkung auf diese Parameter ergibt sich aus Kapitel 3.2 und den Abbildungen 8 bis 10.

Bei nur drei Sommeruntersuchungen werden die Mittelwerte der Sichttiefen und der Chlorophyll a-Konzentrationen in starkem Maße durch Meßwerte aus dem früh-sommerlichen Klarwasserstadium beeinflusst.

Als Klarwasserstadium wird derjenige (i. d. R. in der Zeit von etwa Mitte Mai bis Ende Juni auftretende) durch Zooplanktonfraß verursachte Zustand definiert, bei dem

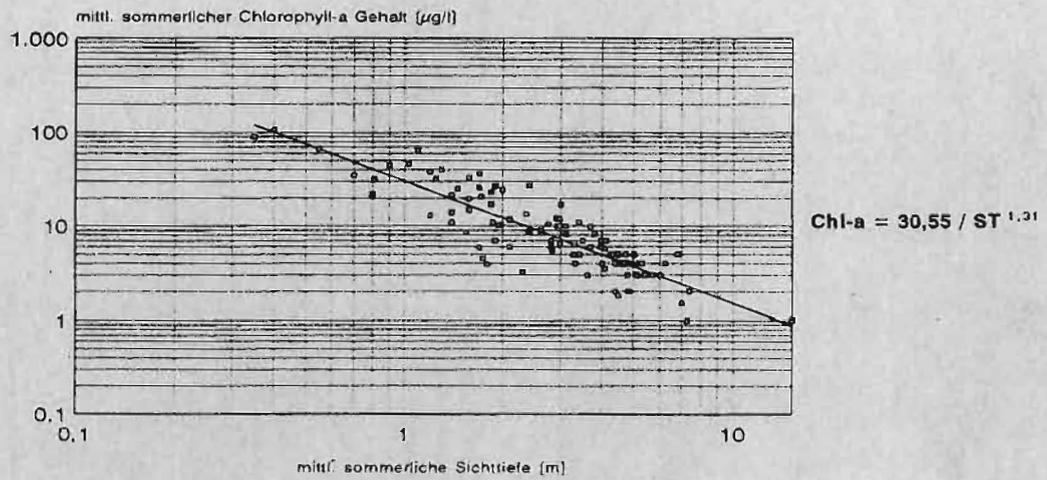
- die **Sichttiefe** mehr als zweimal so hoch ist, wie der Mittelwert der übrigen sommerlichen Sichttiefen oder
- die **Chlorophyll a-Konzentration** weniger als 10 % des Mittelwertes der sonstigen sommerlichen Konzentrationen beträgt.

Da das Klarwasserstadium i. d. R. nur kurzzeitig andauert, wird es bei der obligatorischen Untersuchungsfrequenz nur zufällig und nicht bei allen Seen erfaßt werden. Die Ergebnisse der **Sichttiefen- und Chlorophyllmessungen zum Zeitpunkt des Klarwasserstadiums werden bei der Berechnung des Sommermittelwertes nicht berücksichtigt**. Sie würden für einzelne Seen zu einer vom Zufall abhängigen Indizierung eines geringeren Trophiegrades führen.

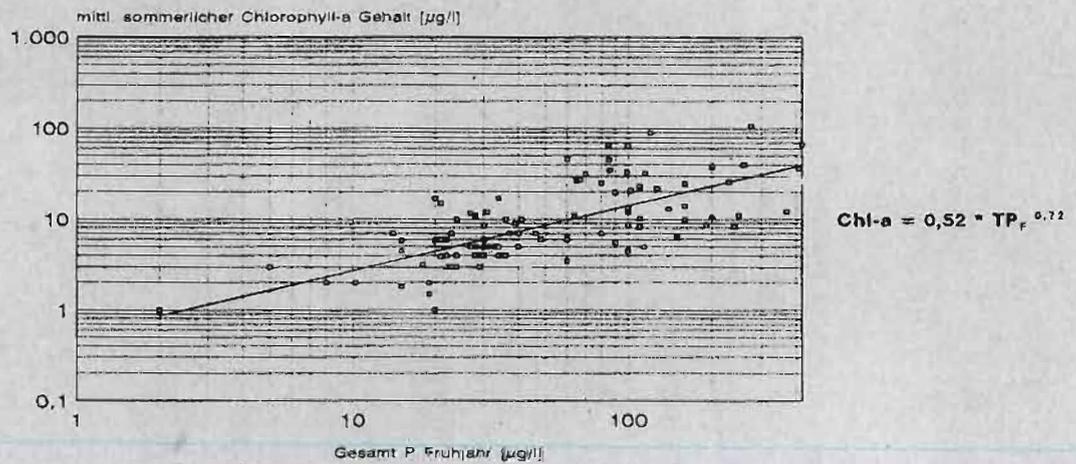
Die vier zur Klassifikation verwendeten Parameter werden in vielen Fällen zu nicht übereinstimmenden Ergebnissen führen, weil die Beziehungen zueinander nicht monokausal sind. Sie können daher - z. B. mit statistischen Rechenverfahren (OECD 1982) - nur mit gewissen Wahrscheinlichkeiten beschrieben werden.

Abb. 8: Statistischer Zusammenhang zwischen Chlorophyll a und der Sichttiefe, dem Gesamt-Phosphorgehalt/Frühjahr bzw. Gesamt-Phosphorgehalt/Sommer in geschichteten Seen (vgl. Korrelationsgleichungen im Anhang)

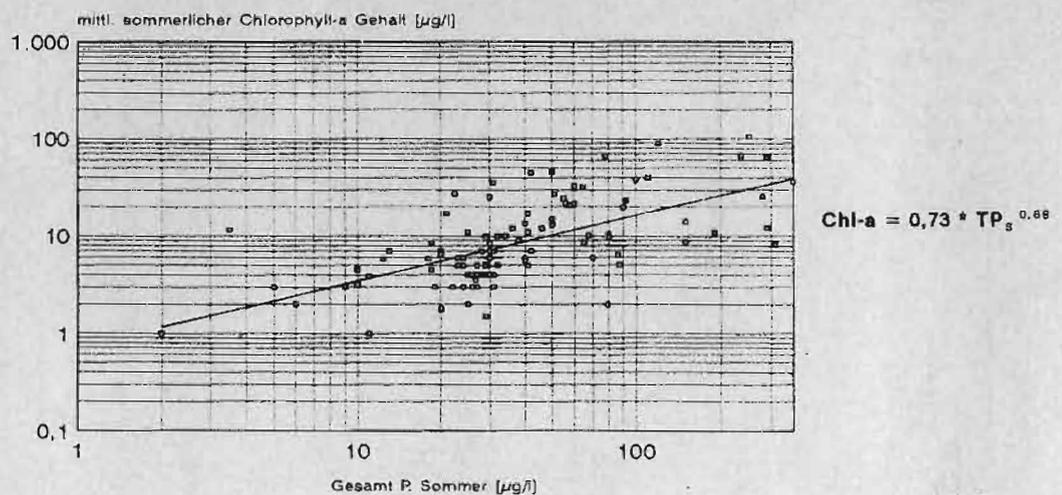
Chlorophyll-a / Sichttiefe



Chlorophyll-a / TP - Frühjahr



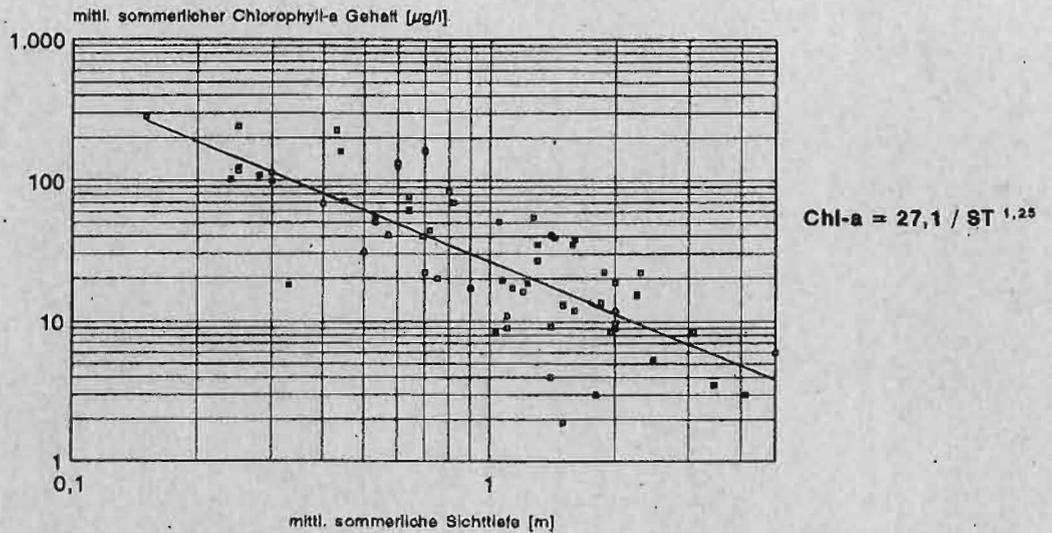
Chlorophyll-a / TP - Sommer



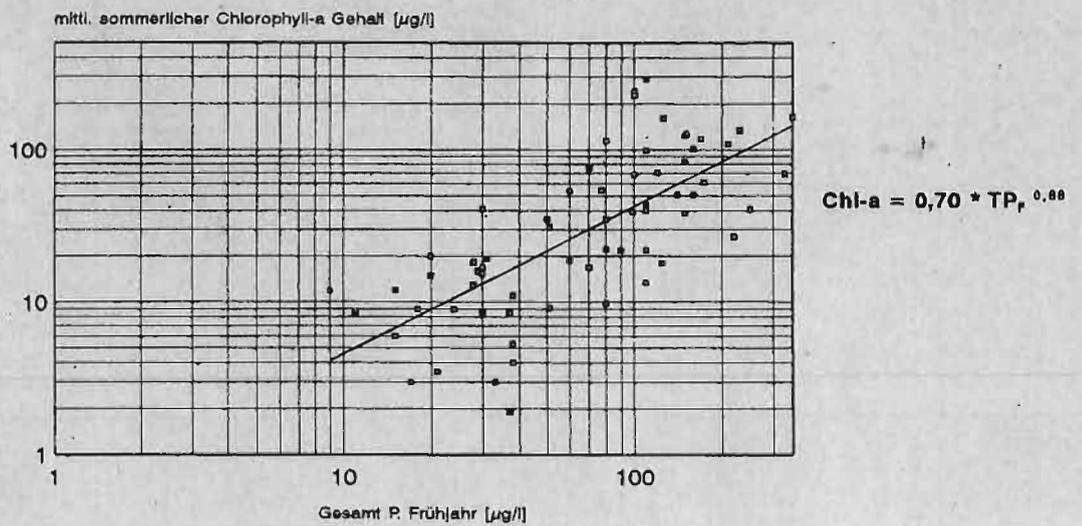
$n = 105$

Abb. 9: Statistischer Zusammenhang zwischen Chlorophyll a und der Sichttiefe, dem Gesamt-Phosphorgehalt/Frühjahr bzw. Gesamt-Phosphorgehalt/Sommer in ungeschichteten Seen (vgl. Korrelationsgleichungen im Anhang)

Chlorophyll-a / Sichttiefe



Chlorophyll-a / TP - Frühjahr



Chlorophyll-a / TP - Sommer

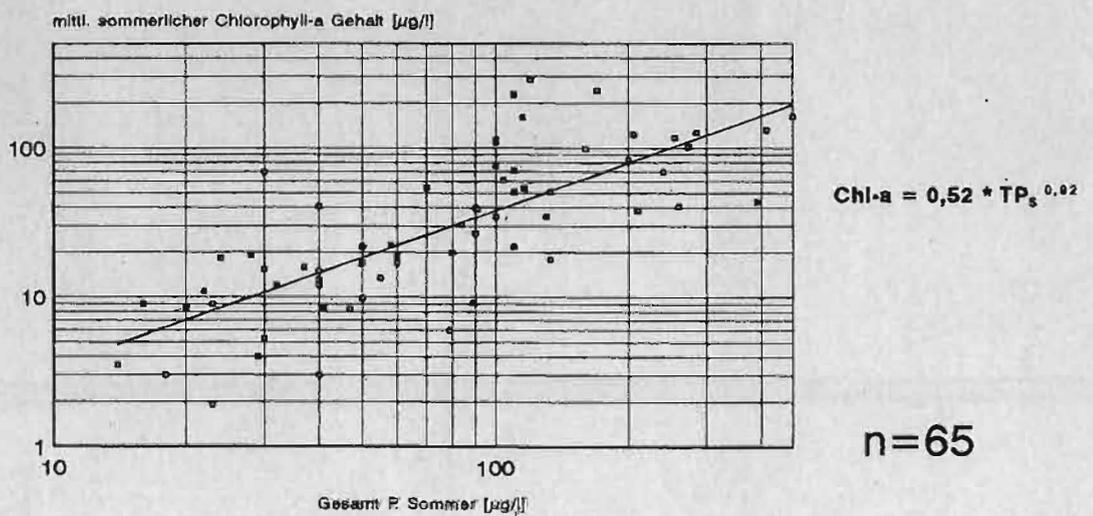
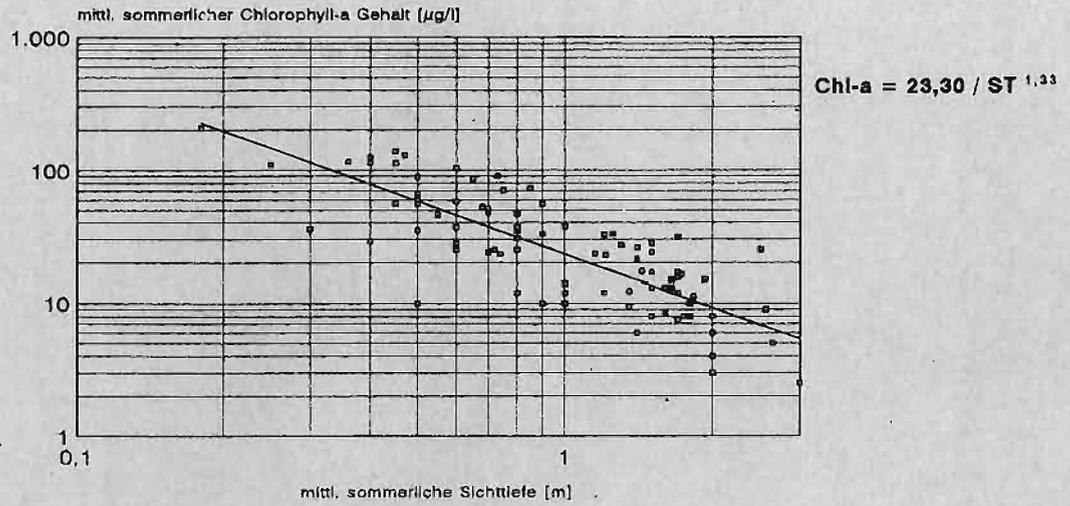
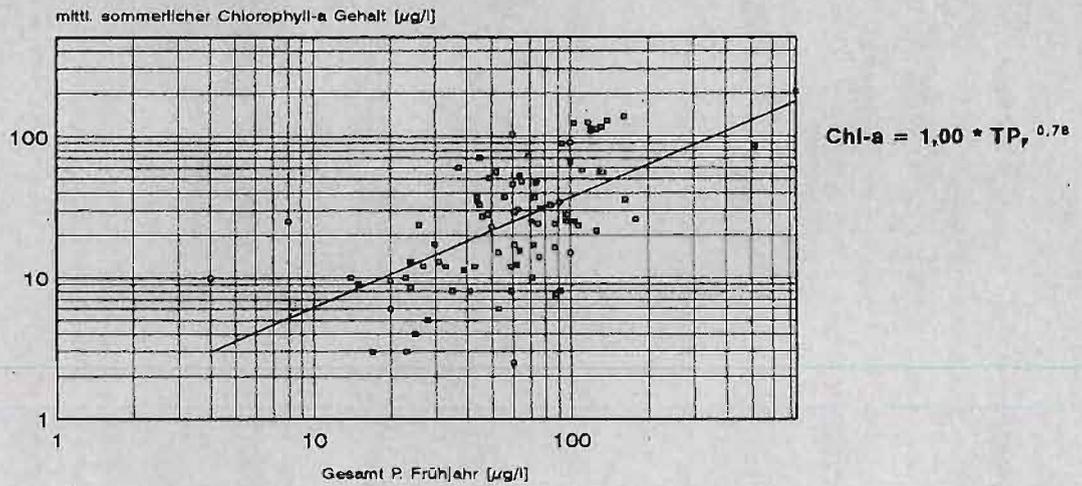


Abb. 10: Statistischer Zusammenhang zwischen Chlorophyll a und der Sichttiefe, dem Gesamt-Phosphorgehalt/Frühjahr bzw. Gesamt-Phosphorgehalt/Sommer in **Kleinseen** (vgl. Korrelationsgleichungen im Anhang)

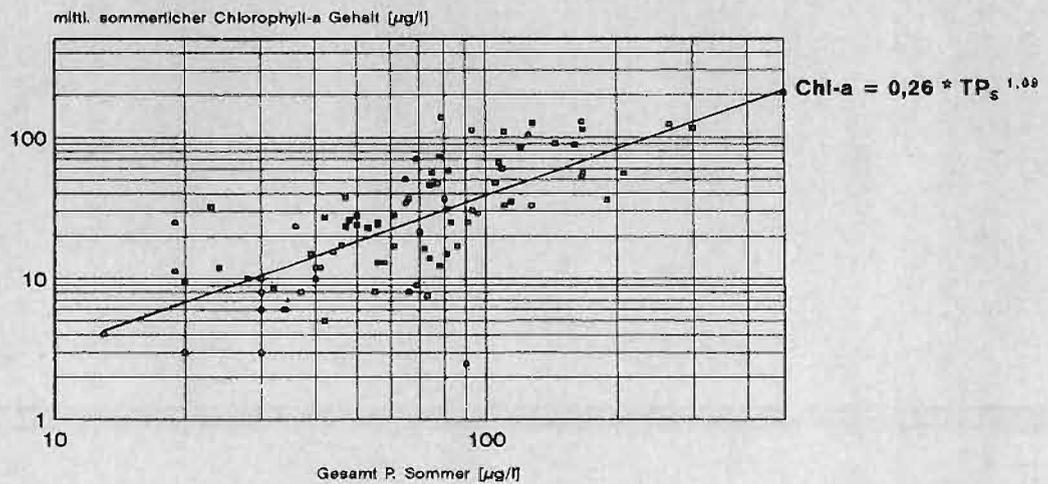
Chlorophyll-a / Sichttiefe



Chlorophyll-a / TP Frühjahr



Chlorophyll-a / TP - Sommer



n=88

Die Synthese der Einzelergebnisse zur Beschreibung des Istzustandes erfolgt rechnerisch in drei Schritten.

1. Für jeden Parameter erfolgt eine Einordnung in das Trophiesystem. Zur rechnerischen Weiterverarbeitung ist eine Quantifizierung erforderlich, die über eine Indexzuweisung erfolgt.
2. Hinsichtlich der Trophieklassifikation haben die einzelnen Parameter einen unterschiedlich hohen Aussagewert. Es wird daher eine Wichtung vorgenommen. Die wichtigste trophieanzeigende Kenngröße ist die Chlorophyll a -Konzentration als relatives Maß der aktuellen Phytoplanktonbiomasse. Der Wichtungsfaktor beträgt (willkürlich gewählt) 10. Die Wichtungsfaktoren für die anderen Parameter werden aus deren statistisch berechneten Zusammenhängen mit der Chlorophyll a-Konzentration abgeleitet. Ihre Größe entspricht dem 10-fachen Wert des Bestimmtheitsmaßes (Quadrat des Korrelationskoeffizienten), gerundet auf einen ganzzahligen Wert (Tab. 12).
3. Der Gesamtindex ergibt sich als Summe der gewichteten Einzelindizes dividiert durch die Summe der Wichtungsfaktoren. Über den Gesamtindex erfolgt die Zuordnung zum Trophiegrad (Tab. 13 in Kapitel B 2.2).

Es wird darauf hingewiesen, daß Konzentrations- und Meßwertbereiche für die einzelnen Trophiegrade von denen des VOLLENWEIDER-Modells (OECD 1982, vgl. Tabelle 6) abweichen, bei dem im Gegensatz zum vorliegenden Klassifikationsansatz Jahresmittelwerte verwendet werden.

Auch an dieser Stelle ist darauf hinzuweisen, daß bei der Ermittlung des Gesamtindex eine rechnerische Genauigkeit erzielt wird, die inhaltlich nicht begründet ist. Das Ergebnis der Klassifikation des Istzustandes ist - ebenso wie bei der Ermittlung des Referenzzustandes (vgl. Kapitel 3.4.3) - nicht eine exakte Zahl, sondern die hierauf beruhende Einstufung des Trophiegrades.

3.6 Bewertung

Die Bewertung erfolgt durch Vergleich des gemessenen Istzustandes mit dem Referenzzustand; Bewertungsmaßstab ist der Abstand beider Zustände voneinander (Tab. 14, Kapitel B 3), der das Ausmaß der Veränderung des Gewässers durch anthropogene Belastungen beschreibt.

Dabei ist zu berücksichtigen:

- Die Trophieskala ist nicht linear: Die Spannen der Konzentrationsbereiche für Gesamt-Phosphor und Chlorophyll a nehmen für die verschiedenen Trophiegrade mit steigender Trophie (annähernd exponentiell) zu, die der Sichttiefe ab. (Die Trophieskala wird daher üblicherweise logarithmisch dargestellt; siehe z.B. OECD 1982). Die Unterschiede innerhalb des Bereiches polytroph können z.B. größer sein, als die Unterschiede zwischen oligotroph und mesotroph oder sogar zwischen oligotroph und schwach eutroph.

- Je nach naturräumlichen Randbedingungen eines Standgewässers kommen auch unter unbelasteten, naturnahen Bedingungen unterschiedliche Trophiegrade im gesamten Bereich von oligotroph bis eutroph vor. Je nach Lage des einer Bewertung zugrundezulegenden Referenzzustandes im Trophiesystem ist daher eine unterschiedliche Anzahl von Degradationsstufen möglich. Das Bewertungssystem wird daher "schieflastig" sein.
- Analog zum System der Gewässergüteklassen für Fließgewässer sollen gemäß Vorgabe der LAWA auch die Standgewässer in einem siebenstufigen System bewertet werden. Dem steht allerdings ein nur (bereits erweitertes) fünfstufiges Trophiesystem zur Klassifikation (vgl. Kapitel A 3.2) gegenüber.

Da die Spannweiten der Kenngrößen Phosphor und Chlorophyll a innerhalb der einzelnen Trophiegrade mit steigender Trophie zunehmen, werden die Bereiche eutroph und polytroph numerisch unterteilt, obwohl es sich limnologisch nicht begründen läßt. Dies soll eine differenziertere Bewertung bei einer Veränderung der Nährstoffbelastung (Zunahme bei steigender Belastung oder Verringerung als Folge von Sanierungsmaßnahmen) ermöglichen.

Der Übergang von einem Trophiegrad zum nächsten ist im eutrophen und polytrophen Bereich mit einer relativ großen Änderung der Belastung verbunden. Entsprechend groß sind für Seen mit dem Referenzzustand eutroph (Tab. 14, Kapitel B 3) die Änderungen der Bewertungsstufen. Der hypertrophe Zustand erhält unabhängig vom jeweiligen Referenzzustand die schlechteste Bewertungsstufe, weil er das Ergebnis einer übermäßigen anthropogenen Belastung ist, bei der die Produktionsintensität (Trophie) nicht mehr über das Nährstoffangebot gesteuert wird, sondern i.d.R. nur noch durch Lichtlimitierung.

3.7 Unterschiede zwischen der Saprobie der Fließgewässer- und der Trophie der Standgewässerbewertung

Zwischen den Bewertungsansätzen für Fließ- und für Standgewässer auf der Grundlage anthropogener Beeinträchtigungen durch stoffliche Einträge bestehen naturwissenschaftlich begründete Unterschiede. Sie sind im Anhang tabellarisch zusammengefaßt.

Fließgewässerbiozöosen sind in sehr viel stärkerem Maße als die der stehenden Gewässer abhängig vom allochthonen Eintrag organischer Substanzen. Angebot und Verwertbarkeit dieser Substanzen sind in Fließgewässern systemsteuernd und zustandsbestimmend. Der Fließgewässerklassifikation und -bewertung zugrunde liegen daher primär heterotrophe Prozesse (Saprobie) und deren Auswirkungen (z.B. Sauerstoffzehrung) auf den Organismenbestand, insbesondere auf die tierische Besiedlung. Klassifikation und Bewertung nach dem Saprobiensystem erfolgen durch die Erfassung der sogenannten Indikatorarten des Zoobenthon mit einer möglichst weiten geographischen Verbreitung. Das Leitbild hinsichtlich der Saprobie kann daher für alle Fließgewässer innerhalb eines geographisch abgegrenzten Bereiches (z.B. innerhalb eines Naturraumes) einheitlich definiert werden.

Zustand und Entwicklung von stehenden Gewässern werden dagegen primär bestimmt durch autotrophe Prozesse, deren Intensität (Trophie) wesentlich abhängt vom Angebot und der Verfügbarkeit anorganischer Pflanzennährstoffe und die nach dem Trophiesystem klassifiziert und bewertet werden. Im Gegensatz zur Saprobie von Fließgewässern wird die Trophie von Seen sehr viel stärker durch die individuellen Eigenheiten des einzelnen Gewässers beeinflusst (Größe des Einzugsgebietes, Art und Verwitterungsgrad der dort vorkommenden Gesteine und Böden, Wasseraufenthaltszeiten, Gewässertiefe, Seebeckenform, Schichtungsverhalten usw.), so daß das Leitbild eines jeden Sees individuell definiert werden muß. Die Bewertung erfolgt durch den Vergleich dieses gewässerspezifischen Leitbildes mit dem aktuellen, durch Messungen feststellbaren Istzustand. Dabei werden Leitbild und Istzustand durch Klassifikation im Trophiesystem zunächst wertfrei beschrieben.

Die der Fließgewässerbewertung im Saprobiensystem zugrundegelegten Belastungen mit organischen, sauerstoffzehrenden Stoffen sind im mg/l-Bereich systemverändernd wirksam. Der anthropogene Anteil daran kann mit geeigneten Maßnahmen abgesenkt werden auf Konzentrationen, die deutlich unter den natürlichen Einträgen liegen. Ein quasi natürlicher, anthropogen unbeeinflusster Zustand hinsichtlich der Primärbelastung ist daher möglich, als Sanierungsziel prinzipiell erreichbar und in vielen Fällen auch gegeben.

Die der Trophieklassifizierung und -bewertung von Standgewässern zugrundeliegenden Phosphoreinträge sind dagegen im µg/l-Bereich systembeeinflussend wirksam, also um 2 -3 Zehnerpotenzen geringer als die organischen Substanzen bei Fließgewässern. Eine Absenkung dieser Nährstoffeinträge auf oder gar unter ein als natürlich vermutetes Niveau ist daher kaum möglich, solange Menschen in den Einzugsgebieten von Seen leben. Allein schon der Eintrag auf atmosphärischem Wege hat gravierende Auswirkungen auf oligotrophe Systeme.

Eine Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Gewässer auf ein als natürlich vermutetes Maß wäre nur langfristig erreichbar, wenn jegliche Art von Flächennutzung aufgegeben würde, so daß sich flächendeckend wieder (potentiell) natürliche Landökosysteme entwickeln könnten. Aber selbst dann ließe sich kein anthropogen unbeeinflusster Zustand der Seen wiederherstellen, weil die historischen Eingriffe des Menschen in die Land- und Gewässerökosysteme zu irreversiblen, die Trophie beeinflussenden Veränderungen geführt haben, z.B. durch anthropogen verstärkte allochthone und autochthone Sedimentbildung mit Einfluß auf die trophiesteuernenden Kenngrößen der Seebeckenform (mittlere Tiefe, Tiefengradient; vgl. Kapitel A 3.4.2)

Da ein "natürlicher Zustand" von Seen in Mitteleuropa nicht (mehr) meßbar und nicht beschreibbar ist, wird bei der Definition des Leitbildes als "potentiell natürlicher Zustand" ein anthropogener Einfluß toleriert, der berücksichtigt, daß Menschen in den Einzugsgebieten von Seen leben und Flächennutzungen betreiben (vgl. Kapitel A 2).

4. Darstellung der Ergebnisse

In Übereinstimmung mit dem Gesamtkonzept der LAWA zur Gewässerbewertung repräsentiert die Bewertungsstufe 1 einen von menschlichen Einflüssen weitgehend unbelasteten Zustand. In Analogie zur Strukturgütekartierung bei Fließgewässern wird bei der Bewertung von Standgewässern das Leitbild individuell und gewässerspezifisch definiert. Referenzzustand, Istzustand und Bewertung werden daher getrennt dargestellt. Um die Gleichwertigkeit der Zielsetzung der Bewertungssysteme, nämlich das Aufzeigen von Handlungsbedarf für bzw. die Durchsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen, deutlich zu machen, bleibt die plakative Verwendung von Farben ausschließlich der Darstellung der Bewertung vorbehalten. Zur Darstellung von Referenz- und Istzustand als Ergebnis einer wertfreien Klassifizierung werden optisch neutrale Zeichensymbole verwendet. Sie sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tabelle 1 : Darstellung der Trophiegrade

Trophiegrad	Symbole
oligotroph	o
mesotroph	m
eutroph	e1 oder e2
polytroph	p1 oder p2
hypertroph	h

Wegen der großen Zahl von Standgewässern, ihrer sehr unterschiedlichen Größe und wegen des Erfordernisses der "dreigeteilten" Darstellung von Klassifikation und Bewertung ist eine der Gewässergütekarte der Fließgewässer vergleichbare kartografische Darstellung bei Seen nicht möglich. Auch werden bei den Erhebungen und Untersuchungen Informationen und Daten gewonnen, die sich teils ebenfalls nicht für alle Standgewässer in einheitlichem Maßstab, teils gar nicht kartografisch darstellen lassen. Das betrifft z.B. die zur Definition des Referenzzustandes erforderlichen Angaben über das Einzugsgebiet (Größe, Bodenarten und -typen), zum Wasserhaushalt (Wasserfracht, theoretische Wasseraufenthaltszeit) sowie topographische und morphometrische Kenngrößen (Gewässerfläche, Maximaltiefe, Volumen, effektive Länge, effektive Breite) und die daraus abgeleiteten Parameter (mittlere Tiefe und Tiefengradient).

Auf diese Angaben kann bei der Darstellung der Ergebnisse nicht verzichtet werden, allein schon, um die Bewertung nachvollziehbar zu machen. Der wesentliche Teil einer "Gewässergütekarte Seenbewertung" wird daher eine textliche Darstellung sein.

Als optisch eingängige Kurzinformation wird jedem See eine "Plakette" zugeordnet, die über Referenzzustand, Istzustand und Bewertungsstufe informiert (vgl. Kapitel B4).

In einer zentralen zweigeteilten Kreisfläche werden der Referenzzustand (obere Kreishälfte) und der Istzustand (unten) mit Symbolen dargestellt (vgl. Kapitel B 4). Die Bewertungsstufe wird als farbiger, die zentrale Kreisfläche umfassender Ring dargestellt. Dabei finden die gleichen Farben Verwendung wie bei der Darstellung der Güteklassen der Fließgewässer (vgl. Kapitel B 4, Tab. 15 und 16).

Tabelle 2: Farbliche Darstellung und Beschreibung der Bewertungsstufen

Bewertungsstufe	Farbe	Erläuterungen
1	dunkelblau	Keine Nährstoffbelastung, Referenz- und Istzustand übereinstimmend; insbesondere bei oligo- und mesotrophen Seen sind alle Möglichkeiten des präventiven Gewässerschutzes zu nutzen, um den Zustand zu erhalten.
2	hellblau	Geringe Nährstoffbelastung, Referenz- und Istzustand weichen um einen Trophiegrad voneinander ab; Sanierungsbedarf besteht vor allem dann, wenn Aussicht besteht, den See wieder in einen oligo- oder mesotrophen Zustand zu versetzen, da Gewässer dieser Trophiegrade selten und daher besonders schutzwürdig sind.
3	dunkelgrün	mäßige Nährstoffbelastung; über die Dringlichkeit von Sanierungsmaßnahmen ist im Einzelfall zu entscheiden.
4	hellgrün	kritische Nährstoffbelastung; dringender Handlungsbedarf für Sanierungsmaßnahmen. Da bei dieser Bewertung ein besonders effektiver Sanierungserfolg zu erwarten ist, sollte bei diesen Gewässern vordringlich Sanierungsmaßnahmen geprüft und durchgesetzt werden.
5	gelb	starke Nährstoffbelastung; Sanierungsmaßnahmen sind erforderlich, insbes. bei Gewässern, deren Referenzzustand oligo- oder mesotroph ist.
6	orange	sehr starke Nährstoffbelastung; Sanierungsmaßnahmen sind dringend erforderlich; es sollte die Verbesserung um mindestens einen Trophiegrad angestrebt werden.
7	rot	übermäßig hohe Nährstoffbelastung; es ist zu prüfen, ob mit einem vertretbaren (finanziellen) Aufwand durchführbare Sanierungsmaßnahmen Aussicht auf Erfolg haben.

5. Anwendungsbereich

Aus dem naturwissenschaftlichen und methodischen Ansatz des vorgestellten Bewertungssystems ergibt sich, daß es nicht uneingeschränkt auf alle Arten von Standgewässern anwendbar ist. Die folgenden Zusammenstellungen geben eine Übersicht über die Gewässer, auf die das Bewertungssystem nur eingeschränkt anwendbar ist (Tab. 3) bzw. auf die es nicht angewendet werden kann oder für die es möglicherweise modifiziert werden muß (Tab. 4).

Tabelle 3: Standgewässer, auf die das auf trophischen Kriterien aufbauende Bewertungssystem nur eingeschränkt anwendbar ist.

Gewässerart	Begründung
humos gefärbte (Braunwasser-) Seen	Sichttiefe als Kriterium nicht anwendbar
Seen, die häufig oder ständig sedimentgetrübt (einige polymiktische Flachseen) oder geschiebegetrübt (Seen des Berglandes) sind.	Sichttiefe als Kriterium zeitweilig nicht geeignet; Ges.-P als Kriterium zur Beschreibung des Istzustandes nur bedingt geeignet
makrophytendominierte Gewässer	Chlorophyll und Sichttiefe als Kriterien nicht geeignet, da von submersen Makrophyten das Phytoplanktorwachstum durch Konkurrenz und Allelopathie unterdrückt wird (vgl. Tab. 4); als mögliche trophische Kriterien sind zu prüfen: Arteninventar und Bodenbedeckungsgrad der submersen Makrophytenbestände (z.B. Makrophytenindex nach MELZER 1986) und Relation des makrophytengefüllten Wasservolumens zum Seevolumen
ausschließlich grundwassergespeiste Seen	Definition des Referenzzustandes nach Abschätzung des potentiell natürlichen Nährstoffeintrages nur möglich, wenn sich das unterirdische Einzugsgebiet abgrenzen läßt
künstliche Seen mit einem Alter von weniger als 10 Jahren	starke und unregelmäßige Veränderlichkeit aller trophischen Klassifikationskriterien, da die Anfangsentwicklung eines künstlichen Sees gekennzeichnet ist durch eine hohe Instabilität des Systems infolge eines unvollständigen, sich stark verändernden Arteninventars, das geprägt ist durch die Zufälligkeiten einer Erstbesiedlung

Tabelle 4: Standgewässer, auf die das auf trophischen Kriterien aufbauende Bewertungssystem nicht angewendet werden kann bzw. modifiziert werden muß.

Gewässerart	Begründung
dystrophe Gewässer; saure oder versauerte Seen mit einem pH < 5; durch toxische Inhaltsstoffe geschädigte Seen	die Gewässer können nicht nach dem Trophiesystem klassifiziert werden
rückgestaute Fließgewässer; künstliche Stauhaltungen mit einer Verweilzeit im Sommerhalbjahr von weniger als 10 Tagen;	Referenzzustand ist nicht definierbar
Flußseen des Flachlandes mit einer Verweilzeit im Sommerhalbjahr von weniger als 5 Tagen	Referenzzustand nach dem potentiell natürlichen Nährstoffeintrag auf Basis der Jahresfracht nicht definierbar; Produktionskriterien Chlorophyll und Sichttiefe verfälscht durch hohe Aus- und Eintragsraten des Phytoplanktons
Kleingewässer (Größe < 1 ha)	"Randeffekte": untergeordnete Bedeutung der Phytoplanktonproduktion für Gesamtstoffhaushalt und Gewässerzustand
Standgewässer mit einer theoretischen Wasseraufenthaltszeit von weniger als etwa 3 Monate	Bei der Definition des Referenzzustandes durch Abschätzung des potentiell natürlichen Nährstoffeintrages auf der Basis von Jahresfrachten werden u.U. (winterliche) Nährstoffeinträge berücksichtigt, die für die trophische Situation im Sommer nicht relevant sind.

Teil B: Gewässerbewertung - Stehende Gewässer

Anleitung für den Anwender

1. Quantitative Beschreibung des Referenzzustandes (A 3.4)

1.1 Potentiell natürlicher Eintrag von Nährstoffen (A 3.4.1)

Zur Ermittlung des potentiell natürlichen Eintrages von Phosphor müssen bekannt sein bzw. aus Karten /Satellitenbildern o.ä. ermittelt werden:

- Gesamtgröße des Niederschlagsgebietes,
- die Flächenanteile der in der Tabelle 5 ausgewiesenen Nutzungen und Bodenarten der Landflächen des Einzugsgebietes,
- die Größe der Seeoberfläche,
- das Seevolumen,
- der mittlere Jahresabfluß der Seezuläufe.

Die erforderlichen Daten sind u.U. schwierig, gelegentlich gar nicht zu ermitteln (z. B. Jahresabfluß bei grundwassergespeisten Seen). Die sich daraus ergebende prinzipielle Ungenauigkeit des so bestimmten Referenzzustandes ist bei dessen Interpretation zu berücksichtigen. Gegebenenfalls muß auf die Bestimmung des Referenzzustandes auf der Basis des potentiell natürlichen Nährstoffeintrages verzichtet werden.

Tabelle 5: Eintragsraten zur Ermittlung eines gewässerspezifischen potentiell natürlichen Phosphoreintrages

1. EINTRAG VON DEN LANDFLÄCHEN DES EINZUGSGEBIETES	
Dauerhaft ungenutzte vegetationsbedeckte Flächen	
Wald u.ä., außer intakte Hochmoore	0,05 kg/ha·a P
intakte Moore	0,20 kg/ha·a P
Nutzflächen (extensive Nutzung)	
kalkreiche Mineralböden	0,05 kg/ha·a P
nährstoffarme Sandböden	0,1 kg/ha·a P
sonstige kalkarme Mineralböden	0,2 kg/ha·a P
Hochmoorböden (sauer)	1,5 kg/ha·a P
Niedermoorböden	0,1 kg/ha·a P
2. DIREKTEINTRAG ÜBER DIE GEWÄSSEROBERFLÄCHE	
Atmosphärischer Eintrag	0,3 kg/ha·a P

Hinweis: Für versiegelte Siedlungsflächen werden die Phosphoreinträge entsprechend der ursprünglich natürlichen Bodenverhältnisse angesetzt.

Die Phosphorfrachten werden berechnet durch Multiplikation der einzelnen Flächenanteile bzw. Eintragsquellen mit den jeweiligen, in Tabelle 5 genannten spezifischen Auswaschungs- bzw. Eintragsraten. Falls durch Messungen geringere Eintragsraten ermittelt werden, sind diese statt der Schätzwerte zur Bestimmung des Referenzzustandes heranzuziehen. Der potentiell natürliche Nährstoffeintrag ergibt sich als Summe der Einzelfrachten.

Aus dem potentiell natürlichen P-Eintrag und dem mittleren Jahresabfluß (Q) der Seezuflüsse wird die mittlere Phosphorkonzentration in den Seezuflüssen (P_i) berechnet:

$$P_i = \frac{\text{Gesamt-P-Fracht [kg/a]}}{\text{Jahresabfluß [10}^6 \text{ m}^3\text{/a]}} \quad [\text{mg / m}^3]$$

Die mittlere Verweilzeit (R_t) des Wassers im See ist der Quotient von Seevolumen und Jahreswasserfracht:

$$R_t = \frac{V \text{ [m}^3\text{]}}{Q \text{ [m}^3\text{/a]}} \quad [\text{a}]$$

Die mittlere im See zu erwartende Gesamt-P- Konzentration (P_λ) ergibt sich aus

$$P_\lambda = \frac{P_i}{1 + \sqrt{R_t}}$$

Die Zuordnung der errechneten Gesamt-Phosphorkonzentrationen zu den Trophiegraden ergibt sich aus Tabelle 6 (vgl. Kapitel 3.2).

Tabelle 6: Zuordnung der errechneten Gesamt-Phosphorkonzentrationen zu den Trophiegraden (in Anlehnung an OECD 1982. - Die Klassengrenzen entsprechen den Schnittpunkten der Verteilungskurven in Abb. 1)

Gesamt-Phosphor (in mg/m ³)	Trophiegrad
bis 15	oligotroph o
> 15 - 45	mesotroph m
> 45 - 85	eutroph e1
≥ 85 - 150	eutroph e2
> 150 - 230	polytroph p1
> 230	polytroph p2

1.2 Trophiesteuernde Kenngrößen der Seebeckenmorphometrie (A 3.4.2)

Für die Berechnung des Referenzzustandes anhand morphometrischer Kenngrößen sind folgende Parameter zu ermitteln:

- Seefläche A [m^2]
- Seevolumen V [m^3]
- maximale Tiefe Z_{max} [m]
- mittlere Tiefe Z_m [m]
- effektive Länge L_{eff} [km]
- effektive Breite B_{eff} [km]
- Tiefengradient F

Voraussetzung für die Ermittlung dieser Daten ist eine exakte Tiefenkarte.

Die **mittlere Tiefe** Z_m errechnet sich aus dem Verhältnis von Seevolumen zu Seefläche:

$$Z_m = \frac{V}{A} \quad [m]$$

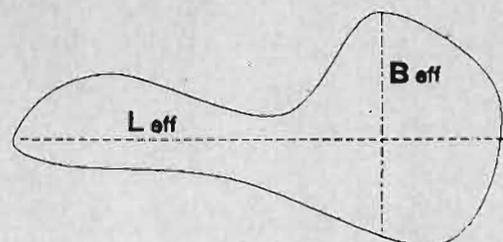
mit V [m^3] und A [m^2].

Der **Tiefengradient** F errechnet sich aus der Formel

$$F = \frac{Z_{max}}{4,785 (L_{eff} + B_{eff})^{0,28}}$$

mit Z_{max} = maximale Tiefe [m]
 L_{eff} = effektive Länge [km]
 B_{eff} = effektive Breite [km]

Die Ermittlung erfolgt - wie in 3.4.2.1 dargelegt - entsprechend der nebenstehenden Prinzipskizze zur kartometrischen Bestimmung der effektiven Länge und der effektiven Breite eines Sees.



Die mittlere sommerliche Sichttiefe des Referenzzustandes errechnet sich nach der im Abschnitt A 3.4.2.2 hergeleiteten Formel

$$ST_{\text{Ref}} = 0,265 \cdot Z_m + 0,425 \cdot F + 0,398$$

Die Referenzsichttiefe kann nach den Tab. 9 bis 11 einer zu erwartenden Chlorophyllkonzentration und im Zusammenhang mit Tab.13 dem Trophiegrad des Referenzzustandes zugeordnet werden. Dabei ist zu unterscheiden zwischen geschichteten Seen (Tab. 9), ungeschichteten Seen (Tab. 10) und Kleinseen (≤ 5 ha; Tab. 11). In Tab. 7 sind die Referenzsichttiefen den Trophiegraden direkt gegenübergestellt.

Tabelle 7: Sichttiefe und Trophiezuweisung im Referenzzustand

Sichttiefe [m]			Trophiegrad
geschichtete Seen	ungeschichtete Seen	Kleinseen	
> 5,9			oligotroph o
< 5,9 - 2,4	$\geq 2,3$	$\geq 1,9$	mesotroph m
< 2,4 - 1,5	< 2,3 - 1,4	< 1,9 - 1,2	eutroph e1
< 1,5 - 1,0	< 1,4 - 0,9	< 1,2 - 0,8	eutroph e2
< 1,0 - 0,60	< 0,90 - 0,55	< 0,80 - 0,50	polytroph p1

1.3 Der Trophiegrad des Referenzzustandes (A 3.4.3)

Wegen der Unabhängigkeit der Ansätze nach 1.1 und 1.2 erfolgt keine rechnerische Verknüpfung. Zusätzlich - allerdings mit Einschränkungen - können zur Beschreibung des Referenzzustandes Literaturangaben (sofern vorhanden) über frühere trophische Zustände des Sees oder etwaige Reste einer oligotraphenten Vegetation (bei ehemals oligo- und mesotrophen Gewässern) herangezogen werden.

Im Falle von nicht übereinstimmenden Ergebnissen der beiden unabhängig voneinander ermittelten Referenzzustände aus dem potentiell natürlichen Nährstoffeintrag und den beckenmorphometrischen Kenngrößen wird wie folgt verfahren:

Ergibt sich bei ungeschichteten Seen nach dem Nährstoffeintrag ein geringeres trophisches Niveau, so ist das als Hinweis zu werten, daß nach dem VOLLENWEIDER-Modell die sommerliche interne P-Rücklösung aus dem Sediment unterschätzt wurde. Referenzzustand ist der aus der Seebeckenmorphometrie abgeleitete.

Bei geschichteten Seen sollte eine Einzelfallprüfung erfolgen, die möglicherweise eine Entscheidung darüber erlaubt, welcher der voneinander abweichenden Referenzzustände als der wahrscheinlichere zur Bewertung verwendet wird. Können die Gründe für die Differenz nicht ermittelt werden, so ist im Sinne des Gewässerschutzes bei geschichteten Seen der geringere Trophiegrad als Bewertungsgrundlage heranzuziehen.

Abweichungen voneinander von mehr als einem Trophiegrad erfordern eine Einzelfallprüfung. Insbesondere ist zu prüfen, ob eine Bewertung des Sees nach der vorliegenden Bewertungsrichtlinie überhaupt möglich ist (vgl. Kapitel A 5, Tabelle 3 und 4).

2. Quantitative Beschreibung des Istzustandes (A 3.5)

2.1 Untersuchungen (Mindestumfang) (A 3.5.1)

- Voraussetzung:

Kenntnis der morphometrischen Gliederung des Sees, nach Möglichkeit eine Tiefenkarte

- Probenahme- und Meßfrequenz:

Der Mindestumfang umfaßt eine Untersuchung zur Zeit der Frühjahrsvollzirkulation (etwa März/April) sowie drei Untersuchungen in möglichst zeitlich gleichen Abständen während der Sommerstagnation (etwa Mai bis September). Empfohlen werden - insbesondere bei der Erstbewertung eines Sees - monatliche Messungen und Probenahmen oder die Verwendung von Datenmaterial aus wenigstens zwei Untersuchungsjahren.

- Probenahme-/Meßstelle:

Unter Beachtung abgeschlossener Seebereiche möglichst über der tiefsten Stelle (bei Flachseen: Seemitte)

- Messungen vor Ort:

■ Sichttiefe

■ Sondenprofil: Wassertemperatur, Sauerstoff, nach Möglichkeit auch Leitfähigkeit und pH-Wert

- Probenahme:

■ Verwendung von Entnahmegeräten mit möglichst geringem Staudruck beim Absenken

■ Entnahmetiefe : 0,5 bis 1,0 m, bei Temperaturschichtung: epilimnische Mischprobe

- fakultative Entnahme von Proben aus anderen Tiefenhorizonten bzw. für weitere Kriterien (z.B. gelöster reaktiver Phosphor (SRP), Nitrat, Nitrit, Ammonium, Gesamtstickstoff, Silizium, Sulfid, DOC/TOC, Calcium, Magnesium, Säure-/Basekapazität, Chlorid, Sulfat, Eisen, Mangan), um über die Klassifizierung hinaus weitere wertvolle Zusatzinformationen zu erhalten.
- Entnahme einer Probe zur Bestimmung des Phytoplanktons, nach Möglichkeit auch eine Zooplanktonprobe

- Anfertigung eines Feldprotokolls mit Zusatzinformationen:

- Windstärke und -richtung
- Bewölkung
- Wasserfärbung, -trübung und -geruch
- Auffälligkeiten (Massenentwicklungen, Organismensterben, Belastungen, Einleitungen usw.)

- Phytoplankton

Zur Bestimmung des Phytoplanktons ist eine Lebendprobe, bei der die Organismen durch Zentrifugation oder Filtration angereichert wurden, oder eine mit Fixiermittel (z.B. Lugol'sche Lösung) versetzte Probe zu verwenden. Um Verfälschungen durch Vermehrung oder Zooplanktonfraß zu verhindern, müssen unfixierte Lebendproben gekühlt transportiert und unmittelbar nach der Probenahme ausgewertet werden. Planktonnetzproben sind für die Bestimmungen nicht geeignet, können aber zusätzlich zur Beurteilung des Anteils größerer Formen und des Zooplanktons mit herangezogen werden.

Die dominierenden Phytoplanktontaxa sind anhand mikroskopisch differenzierbarer Merkmale möglichst bis zur Art oder mindestens bis zur Gattung zu ermitteln. Bei schwer unterscheidbaren Formen sind die jeweils nächsthöheren Taxa zu nennen.

Zur Beurteilung der Dominanzverhältnisse ist der geschätzte prozentuale Biomasseanteil der aufgeführten Algen in 10er-Stufen (ca. 20 %, ca. 30 % usw.) anzugeben.

- Laborarbeit:

Sowohl für die Untersuchung der für die Klassifizierung bzw. Bewertung erforderlichen Kriterien als auch für die fakultativen Parameter sind genormte Analyseverfahren heranzuziehen (DIN- bzw. EN-Vorschriften, Deutsche Einheitsverfahren).

Bei Anwendung anderer Untersuchungsmethoden, sind diese in nachvollziehbarer Form anzugeben, so daß ein Vergleich einschließlich einer Fehlerabschätzung möglich ist.

- Analytik Gesamt-Phosphor: Photometrie mit Ammoniummolybdat nach Aufschluß (DIN 38405, D11-4)
- Analytik Chlorophyll a: Photometrie nach Extraktion mit Ethanol (DIN 38412, L 16)
- Phytoplankton: Halbquantitative Erfassung von mikroskopisch differenzierbaren Taxa (Organismenliste mit Häufigkeitsschätzung)

2.2 Trophiegrad des Istzustandes (A 3.5.2)

Für die Klassifizierung des trophischen Istzustandes von Standgewässern sind folgende Kenngrößen zu ermitteln:

- Gesamtphosphor -Konzentration

- während der Frühjahrszirkulation (je nach Lage des Gewässers und Witterung etwa März /April) bzw. falls dafür keine Daten vorliegen, während der Herbstzirkulation (je nach Lage des Gewässers und Witterung von Mitte Oktober bis Mitte Dezember)
- epilimnisches Mittel zur Zeit der Sommerstagnation bzw. bei ungeschichteten Seen von Mai bis September

- Chlorophyll a - Konzentration

epilimnisches Mittel zur Zeit der Sommerstagnation bzw. im entsprechenden Zeitraum bei polymiktischen Seen unter Ausschluß von Klarwasserstadien (vgl. Kapitel A 3.5.2)

- Sichttiefe

als arithmetisches Sommermittel ohne Klarwasserstadien

Anhand der Größe der Seefläche, des Tiefengradienten und der erhobenen Temperatur-Vertikalprofile wird das zu klassifizierende Gewässer zunächst einem der drei folgenden Seetypen zugeordnet (Tab. 8):

Tab. 8: Zuordnung der Seetypen

Seetyp	Seefläche [ha]	Tiefengradient (Schichtungsstabilität)
Kleinseen	≤ 5	entfällt
ungeschichtete, große Seen	> 5	≤ 1,5
geschichtete große Seen	> 5	> 1,5

Die gewonnenen Eingangsdaten für Gesamt-Phosphor, Chlorophyll a und Sichttiefe werden anschließend gemäß Tabelle 9 bis 11 einem Index im Trophiesystem zugewiesen.

Tabelle 9 : Indexzuweisung im Trophiesystem für geschichtete Seen

Datenbasis: 105 geschichtete Seen					
Trophiegrad	Trophieindex	Chl-a	Sichttiefe [m]	Gesamt-P [$\mu\text{g/l}$] Frühjahr	Gesamt-P [$\mu\text{g/l}$] Sommer
oligotroph	0,50	0,9	14,38	2	1
	0,60	1,1	13,10	3	2
	0,70	1,2	12,07	3	2
	0,80	1,3	11,00	4	2
	0,90	1,5	10,03	4	3
	1,00	1,7	9,15	5	3
	1,10	1,9	8,40	6	4
	1,20	2,1	7,66	7	5
	1,30	2,4	6,99	8	6
	1,40	2,7	6,45	10	7
mesotroph	1,50	3,0	5,88	11	8
	1,60	3,4	5,36	14	10
	1,70	3,8	4,93	16	11
	1,80	4,3	4,50	19	13
	1,90	4,8	4,10	22	16
	2,00	5,4	3,74	26	19
	2,10	6,1	3,44	30	22
	2,20	6,8	3,14	36	27
	2,30	7,7	2,87	42	32
	2,40	8,6	2,64	49	37
eutroph 1	2,50	9,7	2,40	58	45
	2,60	11	2,19	69	53
	2,70	12	2,02	80	63
	2,80	14	1,84	94	75
	2,90	15	1,68	112	89
eutroph 2	3,00	17	1,53	132	107
	3,10	19	1,41	153	125
	3,20	22	1,29	181	149
	3,30	25	1,17	214	178
	3,40	28	1,08	249	210
polytroph 1	3,50	31	0,98	295	250
	3,60	35	0,90	348	298
	3,70	39	0,83	406	351
	3,80	44	0,75	479	418
	3,90	50	0,69	> 500	499
polytroph 2	4,00	56	0,63	> 500	> 500
	4,10	63	0,58	> 500	> 500
	4,20	71	0,53	> 500	> 500
	4,30	80	0,48	> 500	> 500
	4,40	89	0,44	> 500	> 500
	4,50	100	0,40	> 500	> 500

Tabelle 10 : Indexzuweisung im Trophiesystem für ungeschichtete Seen

Datenbasis: 65 ungeschichtete Seen					
Trophiegrad	Trophieindex	Chl-a	Sichttiefe [m]	Gesamt-P [$\mu\text{g/l}$] Frühjahr	Gesamt-P [$\mu\text{g/l}$] Sommer
mesotroph	2,00	5,4	3,62	10	13
	2,10	6,1	3,32	12	14
	2,20	6,8	3,02	13	16
	2,30	7,7	2,74	15	19
	2,40	8,6	2,51	17	21
	2,50	9,7	2,28	20	24
eutroph 1	2,60	11	2,07	23	27
	2,70	12	1,90	26	31
	2,80	14	1,72	29	35
	2,90	15	1,56	34	40
	3,00	17	1,42	39	46
eutroph 2	3,10	19	1,30	44	51
	3,20	22	1,18	50	59
	3,30	25	1,07	58	67
	3,40	28	0,98	65	75
	3,50	31	0,89	75	86
polytroph 1	3,60	35	0,81	86	98
	3,70	39	0,74	97	110
	3,80	44	0,68	111	125
	3,90	50	0,61	128	143
	4,00	56	0,56	146	163
polytroph 2	4,10	63	0,51	166	183
	4,20	71	0,46	190	209
	4,30	80	0,42	218	238
	4,40	89	0,39	247	268
	4,50	100	0,35	281	304
hypertroph	4,60	113	0,32	324	348
	4,70	126	0,29	367	392
	4,80	143	0,26	421	447
	4,90	161	0,24	482	> 500
	5,00	181	0,22	> 500	> 500

Tabelle 11 : Indexzuweisung im Trophiesystem für Kleinseen

Datenbasis: 88 Kleinseen					
Trophiegrad	Trophieindex	Chl-a	Sichttiefe [m]	Gesamt-P [$\mu\text{g/l}$] Frühjahr	Gesamt-P [$\mu\text{g/l}$] Sommer
mesotroph	2,00	5,4	2,99	9	16
	2,10	6,1	2,76	10	18
	2,20	6,8	2,52	12	20
	2,30	7,7	2,30	14	22
	2,40	8,6	2,12	16	25
	2,50	9,7	1,94	18	28
eutroph 1	2,60	11	1,77	21	31
	2,70	12	1,63	25	34
	2,80	14	1,49	29	38
	2,90	15	1,36	34	43
	3,00	17	1,24	39	47
eutroph 2	3,10	19	1,14	45	52
	3,20	22	1,04	53	59
	3,30	25	0,95	61	65
	3,40	28	0,88	71	72
	3,50	31	0,80	82	81
polytroph 1	3,60	35	0,73	96	90
	3,70	39	0,68	111	100
	3,80	44	0,62	129	111
	3,90	50	0,56	150	124
	4,00	56	0,52	175	139
polytroph 2	4,10	63	0,47	202	154
	4,20	71	0,43	235	171
	4,30	80	0,40	275	191
	4,40	89	0,36	316	212
	4,50	100	0,33	367	235
hypertroph	4,60	113	0,30	430	264
	4,70	126	0,28	495	292
	4,80	143	0,26	>500	326
	4,90	161	0,23	>500	364
	5,00	181	0,21	> 500	406

Aus den Einzelindizes wird mit dem Wichtungsfaktor ein Gesamtindex nach der folgenden allgemeinen Formel errechnet:

$$I_{\text{Ges}} = \frac{(I_{\text{GP-FVZ}} \times Wf_{\text{GP-FVZ}}) + (I_{\text{GP-SM}} \times Wf_{\text{GP-SM}}) + (I_{\text{Chla}} \times Wf_{\text{Chla}}) + (I_{\text{ST}} \times Wf_{\text{ST}})}{\sum Wf}$$

I_{Ges} - Gesamtindex

$I_{\text{GP-FVZ}}$ - Index für Gesamtphosphor zur Frühjahrsvollzirkulation

$I_{\text{GP-SM}}$ - Index für Gesamtphosphor als epilimnisches Sommermittel

I_{Chla} - Index für Chlorophyll a als epilimnisches Sommermittel

I_{ST} - Index für Sichttiefe als Sommermittel

Wf - Wichtungsfaktor

Tabelle 12: Trophieanzeigende Parameter und zugeordnete Wichtungsfaktoren zur Berechnung des Gesamtindex

Parameter	Wichtungsfaktor
Chlorophyll a	10
Sichttiefe	7
Gesamtphosphor Frühjahr	5
Gesamtphosphor Sommer	5

Diese Wichtungsfaktoren sind für alle Seentypen gültig.

Der Gesamtindex wird auf eine Stelle nach dem Komma gerundet und ermöglicht die Zuordnung zum Trophiegrad. Dem Gesamtindex entsprechen die in Tabelle 13 aufgeführten trophischen Zustände. **Das Ergebnis der Istzustandsklassifikation ist die verbale Beschreibung des aktuellen Trophiegrades.**

Tabelle 13: Zuordnung des Gesamtindex zur Trophiestufe

Index	trophischer Zustand
0,5 bis 1,5	oligotroph (o)
> 1,5 bis 2,5	mesotroph (m)
> 2,5 bis 3,0	eutroph (e1)
> 3,0 bis 3,5	eutroph (e2)
> 3,5 bis 4,0	polytroph (p1)
> 4,0 bis 4,5	polytroph (p2)
> 4,5	hypertroph (h)

3. Bewertung (A 3.6)

Die abschließende Bewertung des trophischen Zustandes eines Sees erfolgt durch den Vergleich der (nach Kapitel B 2 ermittelten) Trophiestufe im Istzustand mit der Trophiestufe des (nach Kapitel B 1 ermittelten) Referenzzustandes. Maßstab der Bewertung ist der Abstand beider Trophiestufen voneinander, wobei eine siebenstufige Bewertungsskala verwendet wird. Dabei bedeutet die Bewertungszahl 1 die beste und die Bewertungszahl 7 die schlechteste Bewertungsstufe.

Die Bewertungsstufe erhält man unter Verwendung der Tabelle 14 wie folgt:

- Entsprechend dem erhaltenen Gesamtindexwert wird nach Tabelle 13 die Trophiestufe für den Istzustand zugewiesen.
- Die Trophiestufe für den Referenzzustand ergibt sich aus der Tabelle 6 und 7. Die "Verknüpfung" erfolgt nach Kapitel B 1.3.
- Die Trophiestufen werden in Tabelle 14 nach Istzustand (Zeile 2) und Referenzzustand (Spalte 1) gekennzeichnet.
- Die Bewertungsstufe für den betreffenden See ergibt sich aus Tabelle 14 im Schnittfeld der Spalte für den Istzustand und der Reihe für den Referenzzustand.

Beispiel 1:

Für See A wird der Referenzzustand mesotroph (m, Spalte 1, Zeile 6) und der Istzustand hoch eutroph (e2, Zeile 3, Spalte 5) ermittelt. In Tabelle 14 kann man im Schnittfeld der Zeile 6 und Spalte 5 die Bewertungsstufe 3 ablesen.

Beispiel 2:

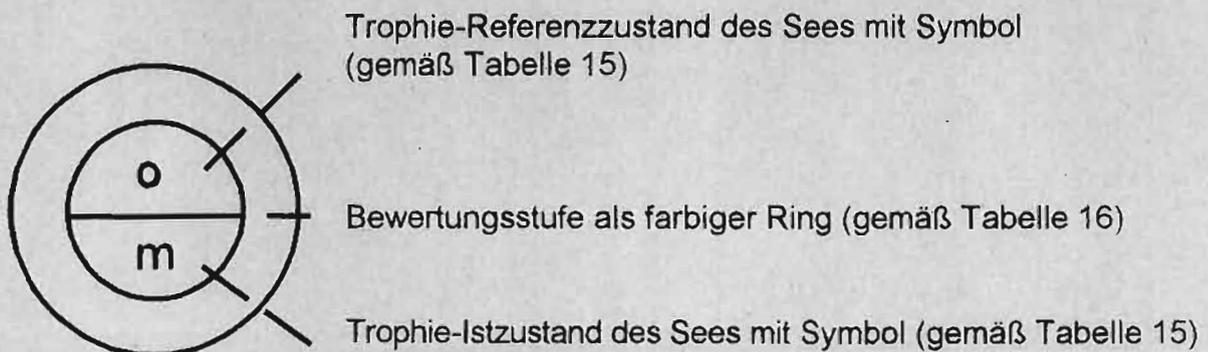
Für See B wird der Referenzzustand hoch eutroph (e2, Spalte 1, Zeile 8) und der Istzustand hoch polytroph (p2, Zeile 3, Spalte 7) ermittelt. In Tabelle 14 kann man im Schnittfeld der Zeile 8 und Spalte 7 die Bewertungsstufe 5 ablesen.

Tab. 14: Bewertungsstufen 1 - 7 in Abhängigkeit vom trophischen Istzustand und vom Referenzzustand eines Standgewässers.

	Istzustand						
	oligo-troph	meso-troph	eutroph		polytroph		hyper-troph
Symbol	o	m	e1	e2	p1	p2	h
Referenzzustand							
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
p2, h	kommen definitionsgemäß als Referenzzustand nicht vor						

4. Darstellung der Ergebnisse (A 4)

Das Ergebnis der Trophieklassifikation eines Sees im Istzustand und im Referenzzustand sowie die daraus abgeleiteten Bewertungsstufen werden in einer optisch einprägsamen Form dargestellt. Gemäß Kapitel A 4 wird jedem See eine "Plakette" zugeordnet, die wie folgt aufgebaut ist:



Die Symbole zur Kennzeichnung der Trophiegrade sind der Tabelle 15, die Farbgebung des Bewertungsringes der Tabelle 16 zu entnehmen.

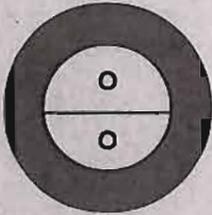
Tab. 15: Symbole zur Kennzeichnung des Trophiegrades im Ist- und Referenzzustand

Trophiegrad	Symbol
oligotroph	o
mesotroph	m
eutroph	e1 und e2
polytroph	p1 und p2
hypertroph	h

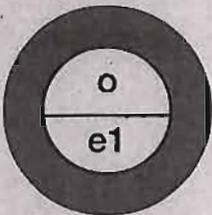
Tab. 16: Farbliche Kennzeichnung der Bewertungsstufen

Bewertungsstufe	Farbe
1	dunkelblau
2	hellblau
3	dunkelgrün
4	hellgrün
5	gelb
6	orange
7	rot

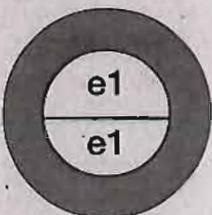
Nachfolgend verdeutlichen einige Beispiele von Klassifikationen und Bewertungen den Gebrauch der Plakette:



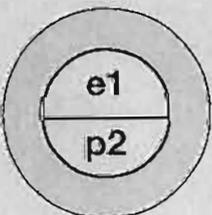
Beispiel 1: Referenzzustand: oligotroph
Istzustand: oligotroph
Bewertungsstufe: 1



Beispiel 2: Referenzzustand: oligotroph
Istzustand: eutroph e1
Bewertungsstufe: 3



Beispiel 3: Referenzzustand: eutroph e1
Istzustand: eutroph e1
Bewertungsstufe: 1



Beispiel 4: Referenzzustand: eutroph e1
Istzustand: polytroph p2
Bewertungsstufe: 5

5. Anwendungsbeispiele

Schlensee (Schleswig-Holstein)

1. Referenzzustand

1.1 nach potentiell natürlichem Phosphoreintrag

	Fläche [ha]	Eintrag [kg/a P]
Einzugsgebiet	477	
Flächennutzung:		
Wald	53	2,65
intaktes Moor		
saure Hochmoore		
Niedermoore		
kalkreiche Mineralböden	424	21,2
nährstoffarme Sandböden		
sonstige kalkarme Mineralböden		
Atmosphäre		38,1
Summe der Mindesteinträge		61,95
Jahresabfluß (Q)	10 ⁶ m ³ 2,5	
theoretische mittlere Verweilzeit (R _t)	a 8,6	
theoret. mittl. Zufluß-Konzentration (P _i)	mg/m ³ 24,8	
theoret. mittl. Phosphor-Konz. im See (P _i)	mg/m ³ 6,3	

Trophiegrad nach potentielltem P-Eintrag **oligotroph**

1.2 nach Morphometrie

Gewässerfläche (A)	ha	127	
Gewässervolumen	10 ⁶ m ³	20,70	
mittlere Tiefe (Z _m)	m	16,30	
maximale Tiefe (Z _{max})	m	45,00	
effektive Länge (L _{eff})	km	1,94	
effektive Breite (B _{eff})	km	0,91	
theoretische Epilimniontiefe (Z _{epi})	m	6,42	
Tiefengradient (F)		7,01	geschichteter See
Verknüpfung Z _m und F (theoret. Sichttiefe)	m	7,70	Tab. 9: Index = 1,20

Trophiegrad nach Morphometrie **oligotroph**

Resultierender Referenzzustand **oligotroph**

2. Istzustand

	Meßwert	Index	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll a	mg/m ³ 8,3	2,37	10,0	23,70
Sichttiefe	m 3,1	2,21	7,0	15,47
Gesamt-Phosphor (Frühjahr)	mg/m ³ 110	2,89	5,0	14,45
Gesamt-Phosphor (Sommer)	mg/m ³ 30	2,26	5,0	11,30
Summe			27,0	64,92
Gesamtrophie - Index		2,4		

Resultierender Istzustand **mesotroph**

Dominante Phytoplankter (Sommer):

Stephanodiscus hantzschii ca. 30 %

Rhodomonas minuta var. *nanoplanktonica* ca. 20 %

Coelastrum microporum ca. 20 %

Cryptomonas ovata ca. 10 %;

3. Bewertung

2

Gr. Seddiner See (Brandenburg)

1. Referenzzustand

1.1 nach potentiell natürlichem Phosphoreintrag

	Fläche [ha]	Eintrag [kg/a P]
Einzugsgebiet	1180	
Flächennutzung:		
Wald	534,5	26,73
intaktes Moor		
saure Hochmoore		
Niedermoore	48,4	4,84
kalkreiche Mineralböden	594,1	29,71
nährstoffarme Sandböden		
sonstige kalkarme Mineralböden		
Atmosphäre		70,8
Summe der Mindesteinträge		132,08
Jahresabfluß (Q)	10 ⁶ m ³ 2,23	
theoretische mittlere Verweilzeit (R _t)	a 3	
theoret. mittl. Zufluß-Konzentration (P _i)	mg/m ³ 59,2	
theoret. mittl. Phosphor-Konz. im See (P _s)	mg/m ³ 21,7	

Trophiegrad nach potentiell P-Eintrag **mesotroph**

1.2 nach Morphometrie

Gewässerfläche (A)	ha	236	
Gewässervolumen	10 ⁶ m ³	6,60	
mittlere Tiefe (Z _m)	m	2,70	
maximale Tiefe (Z _{max})	m	5,80	
effektive Länge (L _{eff})	km	3,20	
effektive Breite (B _{eff})	km	0,63	
theoretische Epilimniontiefe (Z _{epi})	m	6,97	
Tiefengradient (F)		0,83	ungeschichteter See
Verknüpfung Z _m und F (theoret. Sichttiefe)	m	1,47	Tab. 10: Index = 2,96

Trophiegrad nach Morphometrie **eutroph (e1)**

Resultierender Referenzzustand **eutroph (e1)**

2. Istzustand

	Meßwert	Index	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll a	mg/m ³ 84,7	4,35	10,0	43,50
Sichttiefe	m 0,45	4,23	7,0	29,61
Gesamt-Phosphor (Frühjahr)	mg/m ³ 77	3,52	5,0	17,60
Gesamt-Phosphor (Sommer)	mg/m ³ 78	3,43	5,0	17,15
Summe			27,0	107,86
Gesamtrophie - Index		4		

Resultierender Istzustand **polytroph (p1)**

Dominante Phytoplankter (Sommer):

Limnothrix redekei ca. 40 %

Planktothrix argardhii ca. 30 %

Pseudanabaena spec. ca. 10 %

3. Bewertung

3

Tressower See (Mecklenburg-Vorpommern)

1. Referenzzustand

1.1 nach potentiell natürlichem Phosphoreintrag

	Fläche [ha]	Eintrag [kg/a P]
Einzugsgebiet	1480	
Flächennutzung:		
Wald	300	15
intaktes Moor		
saure Hochmoore		
Niedermoore		
kalkreiche Mineralböden	920	46
nährstoffarme Sandböden	260	26
sonstige kalkarme Mineralböden		
Atmosphäre		18,9
Summe der Mindesteinträge	kg/a P	105,9
Jahresabfluß (Q)	10 ⁶ m ³	2,2
theoretische mittlere Verweilzeit (R _t)	a	2,1
theoret. mittl. Zufluß-Konzentration (P _i)	mg/m ³	48,1
theoret. mittl. Phosphor-Konz. im See (P _i)	mg/m ³	19,6

Trophiegrad nach potentielltem P-Eintrag **mesotroph**

1.2 nach Morphometrie

Gewässerfläche (A)	ha	63	
Gewässervolumen	10 ⁶ m ³	4,51	
mittlere Tiefe (Z _m)	m	7,16	
maximale Tiefe (Z _{max})	m	21,00	
effektive Länge (L _{eff})	km	1,69	
effektive Breite (B _{eff})	km	0,55	
theoretische Epilimniontiefe (Z _{epi})	m	6,00	
Tiefengradient (F)		3,50	geschichteter See
Verknüpfung Z _m und F (theoret. Sichttiefe)	m	3,78	Tab. 9: Index = 1,99

Trophiegrad nach Morphometrie **mesotroph**

Resultierender Referenzzustand **mesotroph**

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-Phosphor (Frühjahr)	mg/m ³	300	3,51	5	17,55
Gesamt-Phosphor (Sommer)	mg/m ³	105	2,99	5	14,95
Summe				27	87,31
Gesamtrophie - Index					3,2

Resultierender Istzustand **eutroph 2**

Dominante Phytoplankter (Sommer):

Pandorina morum ca. 10 %

Planktothrix agardhii ca. 20 %

Ceratium hirundinella ca. 40 %

Asterionella formosa ca. 20 %

3. Bewertung

3

Wummsee (Brandenburg)

1. Referenzzustand

1.1 nach potentiell natürlichem Phosphoreintrag

	Fläche [ha]	Eintrag [kg/a P]
Einzugsgebiet	861	
Flächennutzung:		
Wald	834,2	41,71
intaktes Moor		
saure Hochmoore		
Niedermoore		
kalkreiche Mineralböden	26,8	1,34
nährstoffarme Sandböden		
sonstige kalkarme Mineralböden		
Atmosphäre		44,4
Summe der Mindesteinträge		87,45
Jahresabfluß (Q)	10 ⁶ m ³	0,33
theoretische mittlere Verweilzeit (R _t)	a	52,8
theoret. mittl. Zufluß-Konzentration (P _i)	mg/m ³	265,0
theoret. mittl. Phosphor-Konz. im See (P _s)	mg/m ³	32,1

Trophiegrad nach potentielltem P-Eintrag **mesotroph**

1.2 nach Morphometrie

Gewässerfläche (A)	ha	148	
Gewässervolumen	10 ⁶ m ³	17,44	
mittlere Tiefe (Z _m)	m	11,80	
maximale Tiefe (Z _{max})	m	35,90	
effektive Länge (L _{eff})	km	2,30	
effektive Breite (B _{eff})	km	1,40	
theoretische Epilimniontiefe (Z _{epi})	m	6,90	
Tiefengradient (F)		5,20	geschichteter See
Verknüpfung Z _m und F (theoret. Sichttiefe)	m	5,74	Tab. 9: Index = 1,54

Trophiegrad nach Morphometrie **mesotroph**

Resultierender Referenzzustand **mesotroph**

2. Istzustand

	Meßwert	Index	Wichtung	Berechnung	
Chlorophyll a	mg/m ³	2,3	1,26	10	12,60
Sichttiefe	m	6,9	1,32	7	9,24
Gesamt-Phosphor (Frühjahr)	mg/m ³	22	1,9	5	9,50
Gesamt-Phosphor (Sommer)	mg/m ³	24	2,13	5	10,65
Summe				27	41,99
Gesamtrophie - Index		1,6			

Resultierender Istzustand **mesotroph**

Dominante Phytoplankter (Sommer):

Cryptophyceae ca. 50 %	Chrysophyceae ca. 10 %
Dinophyceae ca. 10 %	Pikoplankton spec. ca. 20 %

3. Bewertung

1

6. Literatur

Fachbereichsstandard (1982): "Nutzung und Schutz der Gewässer - stehende Binnengewässer - Klassifizierung". TGL 27885/01, Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft, 16 S.

HENNING, E. (1986): Bewertung des Zustandes von Seen - eine Literaturstudie. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, Bd. D 7, Kiel, 143 S.

JAKUSCHKO, O. F. (Hrsg.) (1988) : Die Seen Weißrußlands (russ.). - Verlag Uradjai, Minsk, 215 S.

MELZER, A. (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 4/86, München, 210 S.

MIETZ, O. (1991): Allgemeine limnologische Charakteristik von 12 Potsdamer Landseen unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses von topographischen und morphometrischen Parametern auf den Chlorophyll-a-Gehalt. Dissertation, Humboldt Universität Berlin, 129 S.

MIETZ, O. & H. VIETINGHOFF (1994): Zu den funktionellen Abhängigkeiten zwischen morphometrischen, topographischen und trophischen Kriterien von Seen. Wasserwirtschaft 84 (12), 662-667

MIETZ, O. (1995): Allgemeiner hydrogeographisch-limnologischer Überblick über die Seen Brandenburgs und die Entwicklung eines Klassifikationsmodells für die glazialen Seen des norddeutschen Tieflandes. Habilitationsschrift Humboldt-Universität Berlin, 208 S.

MIETZ, O., VIETINGHOFF, H. & J. GABRYSCH (1996): Ermittlung des potentiell-natürlichen Trophiezustandes von Seen. - DVWK-Forschungsauftrag, Potsdam (unveröff.)

NAUMANN, E. (1921): Einige Grundbegriffe der regionalen Limnologie. Lunds Univ. Arsskrift N. F., Adv. 2, Bd. 17, Nr. 8, 22 S.

NAUMANN, E. (1932): Grundzüge der regionalen Limnologie. Binnengewässer Bd. XI, Stuttgart, 176 S.

OECD - Organization for Economic Cooperation and Development (1982): Eutrophication of Waters- Monitoring, assessment and control. Paris, 154 S.

OHLE, W. (1965): Nährstoffanreicherung der Gewässer durch Düngemittel und Meliorationen. - Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 12, 54-83

THIENEMANN, A. (1914/15): Physikalische und chemische Untersuchungen an den Maaren der Eifel. Verh. Naturhist. Ver. preuß. Rheinl. Westf., Teil I: Bd. 70, 249-303 und Teil II: Bd 71, 273-389

THIENEMANN, A. (1925): Die Binnengewässer Mitteleuropas. Die Binnengewässer Bd. I, Stuttgart

THIENEMANN, A. (1928): Der Sauerstoff im eutrophen und oligotrophen See. - Die Binnengewässer Bd. IV, Stuttgart

VENTZ, D. (1974): Die Einflußnahme von Umgebungsfaktoren und morphometrischen Faktoren auf den Stoffhaushalt von Seen. Diss. Dresden, 111 S.

VOLLENWEIDER, R. A. (1979): Das Nährstoffbelastungskonzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozeß stehender Gewässer und Tal-sperren. Z. f. Wasser- und Abwasserforschung 12 (2), 46 - 56

7. Anhang

Anhang-Tabelle: Vergleich der auf Wasserqualitätsparameter aufbauenden Gewässergüteklassifizierungen von Fließgewässern und von Standgewässern

	Fließgewässer	Standgewässer
relevante Prozesse	Saprobie	Trophie
bewertete allochthone (anthropogene) Belastung	organische, sauerstoffzehrende Stoffe	anorganische Pflanzennährstoffe
Auswirkungen der Belastung	Sauerstoffzehrung Sauerstoffuntersättigung, Auftreten von Abbauprodukten (z.B. Ammonium) Eutrophierung (zeit- und raumversetzt)	gesteigerte Primärproduktion (gekoppelt mit Sauerstoffproduktion) Sauerstoffübersättigung, Erhöhung des pH-Wertes, erhöhtes Angebot von organ. Substanzen, Zunahme der Trübung, verstärkte Sauerstoffzehrung, insbesondere im Hypolimnion
Rückkopplungen in Hinblick auf die zu bewertende Belastung	"Sekundärbelastung" infolge Eutrophierung (zeit- und raumversetzt)	stark: "interne Düngung" (zeit-, aber nicht raumversetzt)
primär hauptsächlich betroffene Biota	tierische (sauerstoffbedürftige) Organismen	Pflanzen
"Leistungsträger" der durch die Belastung ausgelösten Prozesse	Destruenten (Bakterien, Pilze) und sekundär (Nahrungskette!) Konsumenten	Primärproduzenten, insbesondere Phytoplankton
Bewertungsansatz	Indikatorsystem	Vergleich von Istzustand und Leitbild
Verfahrensablauf		
1. Untersuchung	Feststellung des Istzustandes anhand der Belastungsauswirkungen (Organismenbesiedlung)	Feststellung des Istzustandes anhand der Belastungsauslöser und -auswirkungen (chemisch und physikalisch meßbare Parameter)
2. Klassifikation des Istzustandes	= Bewertung (Saprobien-system)	wertfrei beschreibend (Trophiesystem)
3. Klassifikation des Leitbildes	± einheitlich definiert für alle Fließgewässer innerhalb eines Naturraumes	individuell definiert
4. Bewertung	= Klassifikation (Gewässergüteklassen)	erfolgt nach Klassifikation durch Vergleich von Istzustand und Leitbild (Bewertungsstufen)
Leitbild	potenziell natürlicher Zustand, naturraumspezifisch Güteklasse I, I-II oder II	potenziell natürlicher Zustand, wird individuell definiert: den naturräumlichen Bedingungen entsprechender Trophiegrad (einschließlich einer anthropogenen Komponente)
Zielvorstellung von Schutz- und Sanierungsmaßnahmen	Leitbild oder mindestens Güteklasse II (z.B. Niedersachsen, Bayern)	Leitbild
Erreichbarkeit des Leitbildes durch geeignete Schutz- und Sanierungsmaßnahmen	prinzipiell möglich, oft erreichbar	prinzipiell möglich, oft nicht erreichbar
unbelasteter Zustand	Leitbild: je nach Naturraum nur GK I, I-II oder II (per-wörtlich genommener - Definition eigentlich nur GK I)	je nach naturräumlichen Randbedingungen sind verschiedene Trophiegrade möglich - mit Ausnahme (per Definition) der Zustand "polytroph" und "hypertroph"
Vorkommen eines (hinsichtlich der relevanten Belastung) anthropogen unbeeinflussten Zustandes in Mitteleuropa	de facto möglich, da organische, sauerstoffzehrende Substanzen erst in relativ hohen Konzentrationen* systemverändernd wirksam werden und weil das "natürliche" (allochthone und autochthone) Angebot organischer Substanzen selbst in unbelasteten Gewässern über dem eines "unvermeidbaren" Eintrages liegen kann. *(im mg/l-Bereich)	kaum möglich und wahrscheinlich auch nicht gegeben, da die Belastungsfaktoren (Pflanzennährstoffe, insbesondere P) bereits in extrem geringen Konzentrationen* wirksam sind und selbst ein "unvermeidbarer" anthropogener Eintrag (z.B. bei oligotrophen Systemen allein schon auf dem atmosphärischen Weg, bei eutrophen Seen durch Landnutzungen im Einzugsgebiet) in gleicher Größenordnung oder über einem "natürlichen" Eintrag liegt. *(im µg/l-Bereich)

Korrelationsgleichungen

1. geschichtete Seen

$$\text{Chl a} = 30,55 / \text{ST}^{1,31}; \quad r = -0,87; \quad R = 0,76$$

$$\text{Chl a} = 0,52 \times \text{TP}_F^{0,72}; \quad r = 0,71; \quad R = 0,50$$

$$\text{Chl a} = 0,73 \times \text{TP}_S^{0,68}; \quad r = 0,63; \quad R = 0,40$$

(n = 105, Signifikanzschwelle bei 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit: 0,1909)

2. ungeschichtete Seen

$$\text{Chl a} = 27,1 / \text{ST}^{1,25}; \quad r = -0,81; \quad R = 0,65$$

$$\text{Chl a} = 0,70 \times \text{TP}_F^{0,88}; \quad r = 0,71; \quad R = 0,51$$

$$\text{Chl a} = 0,52 \times \text{TP}_S^{0,92}; \quad r = 0,75; \quad R = 0,57$$

(n = 65, Signifikanzschwelle bei 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit: 0,2423)

3. Kleinseen

$$\text{Chl a} = 23,30 / \text{ST}^{1,33}; \quad r = -0,81; \quad R = 0,66$$

$$\text{Chl a} = 1,00 \times \text{TP}_F^{0,78}; \quad r = 0,61; \quad R = 0,38$$

$$\text{Chl a} = 0,26 \times \text{TP}_S^{1,09}; \quad r = 0,73; \quad R = 0,54$$

(n = 88, Signifikanzschwelle bei 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit: 0,2084)

r = Korrelationskoeffizient

R = Bestimmtheitsmaß

TP_F = Gesamt-Phosphorkonzentration Frühjahr

TP_S = Gesamt-Phosphorkonzentration Sommer

ST = Sichttiefe

(TP- und Chl a-Konzentrationen in mg/m³, ST in m)

Indexberechnung

1. Indexberechnung Chlorophyll a

$$\text{Index} = 0,56 + 0,856 \ln \text{Chl a} \quad (= 0,56 + 1,97 \log \text{Chl a})$$

2. Indexberechnung Seen geschichtet

$$\text{Index} - \text{ST} = 3,482 - 1,121 \ln \text{ST}$$

$$\text{Index} - \text{TP}_F = 0,0008 + 0,615 \ln \text{TP}_F$$

$$\text{Index} - \text{TP}_S = 0,291 + 0,591 \ln \text{TP}_S$$

$$\text{Ges-Index} = 1,164 + 0,317 \ln \text{Chl a} - 0,291 \ln \text{ST} + 0,114 \ln \text{TP}_F + 0,109 \ln \text{TP}_S$$

3. Indexberechnung Seen ungeschichtet

$$\text{Index} - \text{ST} = 3,379 - 1,068 \ln \text{ST}$$

$$\text{Index} - \text{TP}_F = 0,256 + 0,752 \ln \text{TP}_F$$

$$\text{Index} - \text{TP}_S = 0,0004 + 0,786 \ln \text{TP}_S$$

$$\text{Ges-Index} = 1,131 + 0,317 \ln \text{Chl a} - 0,277 \ln \text{ST} + 0,139 \ln \text{TP}_F + 0,146 \ln \text{TP}_S$$

4. Indexberechnung Kleinseen

$$\text{Index} - \text{ST} = 3,249 - 1,135 \ln \text{ST}$$

$$\text{Index} - \text{TP}_F = 0,560 + 0,666 \ln \text{TP}_F$$

$$\text{Index} - \text{TP}_S = -0,592 + 0,931 \ln \text{TP}_S$$

$$\text{Ges-Index} = 1,044 + 0,317 \ln \text{Chl a} - 0,294 \ln \text{ST} + 0,123 \ln \text{TP}_F + 0,172 \ln \text{TP}_S$$

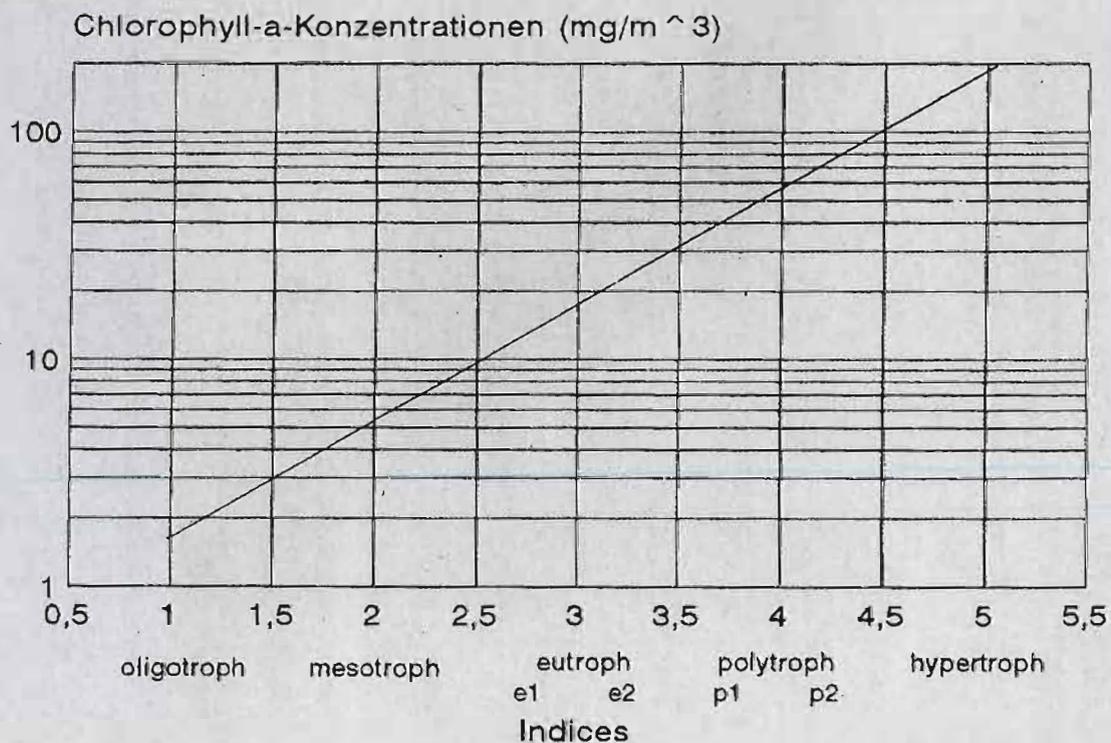
Berechnung des Gesamtindex unter Berücksichtigung der Wichtungsfaktoren (vgl. Tabelle 12).

Indexberechnung Chlorophyll a

$$\text{Index} = 0,56 + 0,856 \ln \text{Chl a} \quad \text{oder} \quad \text{Index} = 0,560 + \log 1,97 \text{Chl a}$$

Die Funktion zur Berechnung der Trophieindices wird definiert durch die Punkte Chlorophyll a / (Trophie-)Index (3/1,5 = obere Grenze des Trophiebereiches oligotroph) und (100/4,5 = obere Grenze des Trophiebereiches polytroph). Die Indexzuweisungen für die anderen trophieanzeigenden Parameter (Tab. 9 - 11) ergeben sich aus deren Korrelationen mit Chlorophyll a (siehe S. 63; vgl. Abb. 8 bis 10).

Abb. 11: Indexzuweisung der mittleren sommerlichen Chlorophyll a-Gehalte





Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern

Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser wurde 1956 als "Zusammenschluß der für die Wasserwirtschaft und das Wasserrecht zuständigen Ministerien der Länder" gebildet. Ziel der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser ist es auftauchende Fragestellungen gemeinsam zu erörtern, Lösungen zu erarbeiten und Empfehlungen zur Umsetzung zu initiieren. Aber auch aktuelle Fragen im nationalen, supranationalen und internationalen Bereich werden aufgenommen, auf breiter Basis diskutiert und die Ergebnisse bei den entsprechenden Organisationen eingebracht. Zur Erfüllung dieser Ziele hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) fünf Arbeitsgruppen und themenspezifische Arbeitskreise eingerichtet, die die Themenfelder Wasserrecht, Gewässerkunde, Gewässer- und Meeresschutz, Ökologie, Hochwasserschutz, Küstenschutz, Grundwasser, Wasserversorgung, Kommunal- und Industrieabwasser und den Umgang mit wassergefährdenden Stoffen bearbeiten. Die Ergebnisse aus dieser Arbeit sind Grundlage für einen einheitlichen wasserwirtschaftlichen Vollzug in den Ländern. Trotzdem lassen die erarbeiteten Muster noch ausreichend Raum für die Berücksichtigung regionaler Besonderheiten. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser informiert die Öffentlichkeit mit einer Vielzahl von Schriften fortlaufend und aktuell über die Ergebnisse aus den Arbeitsgruppen, über Erfolge und Ansprüche der Wasserwirtschaft und des Wasserrechts der Länder.

Diese können über die Kulturbuch-Verlag GmbH, Sprosserweg 3, 12351 Berlin,
e-mail: kbvinfo@kulturbuch-verlag.de Fax: 030 661 78 28 bezogen werden.

Weitere Veröffentlichungen der LAWA aus der Schriftenreihe "Empfehlungen":

Oberirdische Gewässer:

Empfehlungen zum Einsatz von kontinuierlichen Biotestverfahren für die
Gewässerüberwachung (Deutsch/Englisch)

Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland, Empfehlungen für die
regelmäßige Untersuchung der Beschaffenheit der Fließgewässer in den Ländern
der BRD, LAWA-Untersuchungsprogramm

Pegelvorschrift, Stammtext

Pegelvorschrift, Anlage C

Pegelvorschrift, Anlage D, Anhang II Meßgeräte

Atmosphärische Deposition, Richtlinie für die Beobachtung und Auswertung der
Niederschlagsbeschaffenheit

Küstengewässer:

Empfehlungen zum Schließen von Lücken in Wasserstandsganglinien des
Tideaußengebietes

Grund- und Trinkwasser:

Richtlinien für Heilquellengebiete

Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von
Grundwasserschäden 1994

Anlagenbezogener Gewässerschutz:

Anforderungen an Abfüllanlagen für Tankstellen
