

Konzeptionelle Betrachtungen zum Forschungsprojekt "Untersuchungen über die Eignung funktioneller biozönotischer Eigenschaften zur Charakterisierung und Bewertung von Seen, insbesondere unter dem Aspekt der In-Schutz-Stellung".

Otto Siebeck

1. Vorbemerkungen: Schutz den Naturschutzgebieten!

Naturschutzgebiete werden überall auf der Welt meist aufgrund ihrer landschaftlichen Schönheit, ihres verhältnismäßig naturnahen Zustandes und der in ihnen vorkommenden seltenen oder gar vom Aussterben bedrohten Arten ausgewählt. In unserem dichtbesiedelten, hochindustrialisierten Land ist das beabsichtigte Schutzziel, wenn überhaupt, so nur mit Einschränkungen zu erreichen.

Entweder gibt es anthropogene Einflüsse, die vom Umfeld ausgehen und vor allem in den meist viel zu kleinen Naturschutzgebieten zu erheblichen Schäden führen oder es sind intern entstehende Beeinträchtigungen. Letztere kommen durch herkömmliche Nutzungsrechte, hohe Besucherzahlen u.a. zustande. So stellt sich in vielen Fällen auch nach der Unterschutzstellung die Aufgabe, Schäden möglichst frühzeitig zu erkennen, ihre Ursachen aufzuspüren, gegebenenfalls zu eliminieren oder wenigstens die Folgen einzudämmen, um den angestrebten Schutz zu sichern.

Ogleich die Ausweisung von Naturschutzgebieten der totalen Ausnutzung des übrigen, nicht ausdrücklich geschützten Landes keinen Vorschub leisten darf, besteht kein Zweifel, daß im Falle der Naturschutzgebiete ein kompromißloser Schutz durchgesetzt werden muß (vgl. MARKL 1986). Das ist keine übertriebene Forderung, wenn man bedenkt, daß sie sich in der Bundesrepublik Deutschland vorläufig auf ca. 1,1 % ihrer Gesamtfläche bezieht.

Der Politiker muß wissen, daß diese Forderung nicht mit jenen der zahlreichen Interessenverbände gleichzusetzen ist, die jeweils ihre eigenen, spezifischen Anliegen verfolgen. Sie ist vielmehr als eine prinzipielle Forderung eines jeden einzelnen von uns an unsere Gesellschaft zu verstehen, auch wenn sie de facto nur von einer Minderheit vorgebracht wird.

Das in der Konfrontation mit wirtschaftlichen Interessen in der Regel verdrängte ethische Argument der Ehrfurcht vor dem Leben, das ALBERT SCHWEITZER (vgl. ALTNER 1979) mit dem

Satz "Ich bin das Leben, das leben will, inmitten von Leben, das leben will" ebenso einfach wie treffend formuliert hat, steht schon lange nicht mehr für sich allein: Wir werden täglich mit neuen Folgen der totalen Nichtbeachtung dieser Maxime konfrontiert. Die prinzipielle Problematik unseres Verhaltens hat sich in unzählige Teilprobleme aufgespalten, die an ihrer Wurzel kaum noch zu fassen sind.

Viele Schäden, die wir in unserer Umwelt und unserer Gesundheit beobachten, lassen sich nach Aufdeckung einer Ursache-Wirkung-Beziehung "reparieren". Mitunter lassen sich sogar deren Ursachen vermeiden. Mehr und mehr wird jedoch deutlich - das sog. Wald- und das Robbensterben sind Beispiele dafür -, daß das Zustandekommen spezieller Schäden als Manifestation einer undurchschaubaren Gesamtschädigung des jeweils betroffenen Ökosystems zu werten ist.

So ist neben allen anderen naturwissenschaftlichen Disziplinen gerade auch die Ökosystemforschung herausgefordert. Das bedeutet u.a., daß es neben der so faszinierend erfolgreichen reduktionistischen Forschungsmethodik auch eine holistisch orientierte Forschungsmethodik geben muß. Nur so kann man vermeiden, daß die Forschung unablässig zu immer kleineren Objekten - von Lebensgemeinschaften zu Populationen, Individuen, Organen, Geweben usw. - führt, die man unterhalb der Stufe der Individuen den nicht-ökologisch orientierten naturwissenschaftlichen Disziplinen zuteilen muß, deren Ergebnisse aber immer schwieriger einzuordnen sind, wenn es um das Verständnis ökosystemarer Vorgänge geht.

Ausgehend von der Tatsache, daß Veränderungen in Ökosystemen meist nicht auf einfache Ursache-Wirkung-Beziehungen zurückgeführt werden können (SCHURZ 1987), muß man versuchen, die für das System wesentlichen Teilsysteme aufzuspüren, ihre Eigenschaften beschreiben und ihre Beziehungen untereinander in Modellvorstellungen prüfen. Das ist ein gangbarer Weg, um Ökosysteme zu beschreiben und verstehen zu lernen, ohne daß die Funktion der beteiligten Arten im Detail schon zuvor geklärt sein muß.

Die reduktionistische Methode ist aber nicht überholt. Sie bleibt überall dort, wo sie erfolgreich ist. Aus dem Bereich der ökologischen Forschung werden ihr durch die Ergebnisse der holistischen Vorgehensweise sicher auch Fragestellungen präsentiert werden, die aus ihren eigenen Ergebnissen nicht ohne weiteres abgeleitet werden können.

Wo aber ist es in unserem Lande noch möglich, ungeschädigte Ökosysteme zu erforschen, wenn nicht in jenen Naturschutzgebieten, die man noch als verhältnismäßig naturnah bezeichnen kann? So besehen sind Naturschutzgebiete nicht nur Refugien für intakte Lebensgemeinschaften, sondern auch für Ökosystemanalysen, deren Stellenwert innerhalb der Vielzahl unterschiedlicher umweltorientierter Forschungsrichtungen in Zukunft zweifellos wachsen wird.

Auch das ist ein Grund, daß in Naturschutzgebieten überall dort, wo er nicht von vornherein schon aussichtslos ist, optimaler Schutz angestrebt wird, denn was wir hier lernen, wird uns für die immer notwendigere Hege und Pflege der übrigen Landschaft unentbehrlich sein.

2. Welche Natur wollen wir schützen?

Es gibt keine einheitliche, allgemeinverbindliche Antwort auf diese Frage. Die Naturschutzpraxis zeigt, daß ganz unterschiedliche Ziele verfolgt werden. Einerseits geht es um die Erhaltung naturnaher Verhältnisse, die man durch Selbstüberlassung am besten zu sichern glaubt und andererseits um die Erhaltung spezifischer Vegetationstypen, die - wie z.B. die Heidelandschaft - durch den Menschen entstanden und nur durch Aufrechterhaltung der alten Wirtschaftsform zu erhalten sind (OLSCHOWY 1978).

Ungeachtet dieses Anliegens, auch Teile der Kulturlandschaften zu erhalten, indem eine vom Menschen unbeeinflusste Entwicklung ausgeschlossen wird, gibt es doch zweifellos ein übergeordnetes Ziel des Schutzes in Naturschutzgebieten: Die Erhaltung der natürlichen Entwicklungsmöglichkeiten, die in der ungestörten Natur überall dort beobachtet werden, wo die Vielfalt der Pflanzen- und Tiergesellschaften in komplexen Lebensgemeinschaften organisiert ist und der Einfluß des Menschen in Grenzen bleibt.

In den dichtbesiedelten, hochindustrialisierten und durch Land- und Forstwirtschaft intensiv genutzten Gebieten führt der Einfluß des Menschen letztlich zu einer Reduktion der Vielfalt an Pflanzen und Tieren zugunsten einer geringen Zahl aus wirtschaftlichen Gründen auserwählter sog. Nutzpflanzen und Nutztiere. Letztere werden außerhalb von Naturschutzgebieten mit allen verfügbaren Mitteln gefördert und alle anderen mit allen verfügbaren Mitteln zurückgedrängt.

Es genügt nicht, diese Selektion in den Naturschutzgebieten auszuschließen. Es muß auch ver-

mieden werden, daß die Folgen dieses außerhalb von Naturschutzgebieten zum Zuge kommenden Auswahlverfahrens auf die Naturschutzgebiete übergreifen, um hier - ohne daß es erwünscht wird - letztlich genau dasselbe zu bewirken, wenn auch viel langsamer und daher weniger auffällig.

Jeder anthropogene Einfluß, der in den Naturschutzgebieten in diesem Sinne wirksam ist, muß als schädlich bezeichnet werden, und so gehört es zu den besonderen Aufgaben des Naturschutzes, entsprechende Veränderungen auszuschließen. Das ist aber nur möglich, wenn es gelingt, Schäden möglichst frühzeitig zu erkennen und Ursache-Wirkung-Beziehungen aufzuspüren.

3. Zur Problematik geeigneter Schutzmaßnahmen

Die Begründung und Durchsetzung von Schutzmaßnahmen ist einfach, wenn sie sich auf "mechanische" Einflüsse bezieht: Auf das Jagen, Fangen bzw. Sammeln von Lebewesen, auf das Zerstören von Pflanzengesellschaften wie z.B. durch Boote in Uferzonen oder durch das Betreten der besonders empfindlichen Moorflächen. Bei diesen und anderen gravierenden Eingriffen ist der Schaden meist unmittelbar sichtbar, seine Ursachen meist zweifelsfrei belegbar.

Wesentlich schwieriger - sofern überhaupt eine Chance besteht - sind die Ursachen von sich einschleichenden Schäden nachzuweisen, wie sie z.B. in Naturschutzgebieten mit zu kleiner Fläche bereits programmiert oder durch anthropogene Immissionen denkbar sind.

Der Versuch, Schäden nachzuweisen, gründet sich fast immer auf strukturelle Kriterien d.h. auf Veränderungen in der Artenzusammensetzung des betroffenen Lebensraumes. Dementsprechend erfolgt die Beweissicherung, indem der Istzustand anhand der gegebenen Artenzusammensetzung beschrieben wird, um ihn gewissermaßen als Sollzustand den nachgewiesenen Veränderungen gegenüberzustellen und gegebenenfalls Forderungen abzuleiten.

Einwandfreie Forderungen lassen sich aber meist nur dann stellen, wenn dramatische Eingriffe stattgefunden haben wie z.B. durch die Sandoz-Katastrophe im Rhein, in der Regel aber nicht, wenn sich die Schäden eingeschlichen haben. Ohne Kenntnis der Ursachen läßt sich aber auch der Verursacher nicht ermitteln und so ist es kaum möglich, das Verursacherprinzip (Art. 18, 21 und 24 des Bundesgesetzes über den Natur- und Heimatschutz) anzuwenden.

Dramatisch auftretende Schäden dürften in Naturschutzgebieten verhältnismäßig selten sein, einschleichende Schäden dürften - zumindest in den kleineren von ihnen - jedoch zur Regel gehören. Das Schutzziel verlangt, daß auch diese Schäden frühzeitig erkannt werden. Wird der Schaden

Anthropogene Eutrophierung

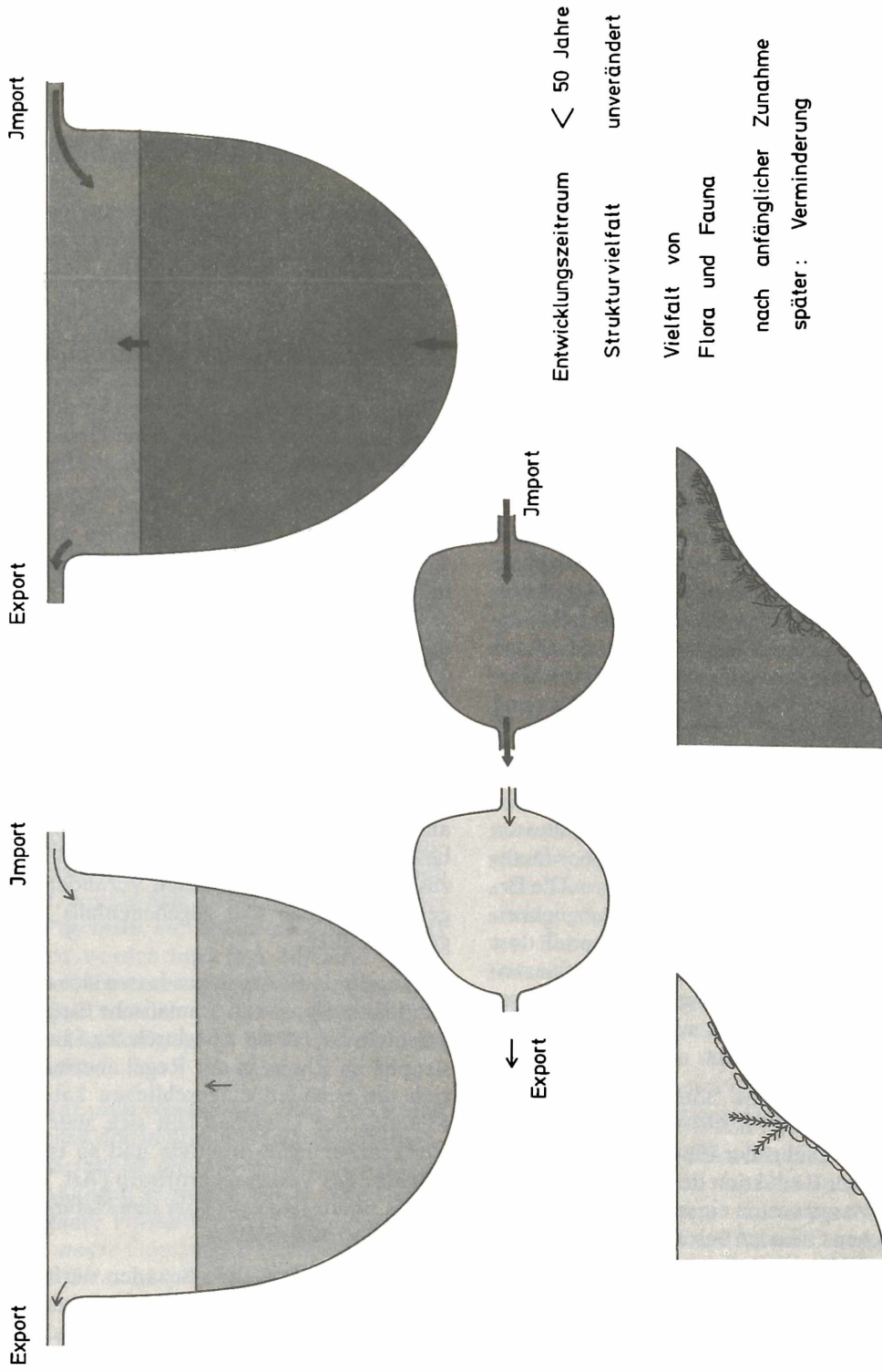


Abbildung 1

Die anthropogene (= rasante) Eutrophierung erfolgt unabhängig vom Verlandungsvorgang.

Keine Veränderung des Flächenanteils der Uferzone, bezogen auf das Seevolumen. Keine vergleichbare Erhöhung der Strukturvielfalt wie bei der Verlandung. Kein funktioneller Wechsel von der Pelagialbiozönose auf die Benthobiozönose.

Natürliche Eutrophierung

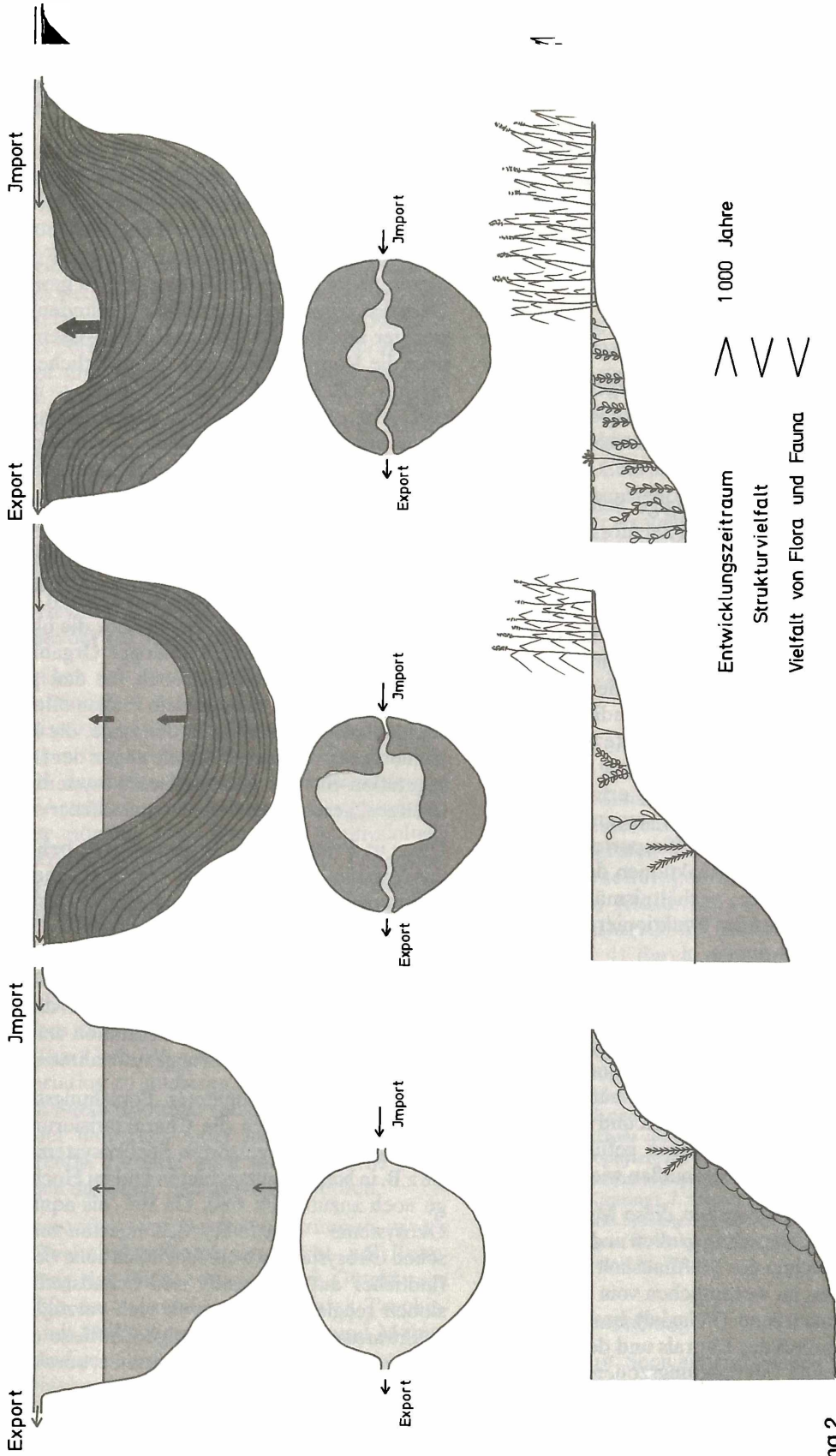


Abbildung 2

Die natürliche Eutrophierung ist an den Verlandungsvorgang geknüpft.

Die Nährstoffversorgung der trophogenen Zone wird gefördert, weil der Weg zwischen ihr und dem Nährstoffe abgebenden Sediment kürzer wird. Der Flächenanteil der Uferzone, bezogen auf das Seevolumen, nimmt zu, ebenso die Strukturvielfalt, an welcher die Makrophyten in erheblichem Umfang beteiligt sind. Die funktionelle Dominanz der pelagischen Organismengemeinschaft wird von der Benthosgesellschaft übernommen.

durch den Nachweis, daß langlebige Arten (Wirbeltiere, höhere Pflanzen) ausgestorben sind, aufgedeckt, so dürfte es für geeignete Gegenmaßnahmen meist schon zu spät sein, obgleich eine Wiedereinbürgerung nicht von vornherein ausgeschlossen werden sollte. Unabhängig davon ergibt sich die Frage, Methoden zu entwickeln, die geeignet sind, Schädigungen bereits im Anfangsstadium zu erkennen.

Aufgrund der unterschiedlichen Organisation von Ökosystemen ist es unmöglich, eine Methode zu entwickeln, die in jedem Fall geeignet ist, Fröhschäden nachzuweisen. Die weiteren Betrachtungen sollen daher auf das Ökosystem See eingeschränkt werden.

4. Schutz und Kontrolle von Seeökosystemen

Ein wirksamer Schutz und frühzeitiger Nachweis von Schädigungen setzen hinreichende Kenntnisse über das Funktionieren von Ökosystemen voraus.

Betrachtet man das einschlägige Schrifttum, so fällt auf, daß in der bisherigen Seenforschung eine deutliche Präferenz für die wirtschaftlich herausragenden Seen besteht: Gut untersuchte Seen sind meist die für Fischerei, für Trinkwassergewinnung, für Touristik u.a. bedeutsamen. Ihre Gefährdung erregte die Öffentlichkeit begreiflicherweise besonders. Ihre Bevorzugung für die Forschung erklärt sich daher aus der Notwendigkeit, wirtschaftliche Einbußen durch geeignete Sanierungs- bzw. Restaurierungsmaßnahmen zu vermeiden. Der in diesem Zusammenhang erforderlichen Grundlagenforschung bot sich wegen der durch hohe anthropogene Nährstoffimporte besonders raschen und auffälligen Reaktionen der betroffenen Seen die Chance, verhältnismäßig schnell neue Einsichten über das Funktionieren von Seeökosystemen zu gewinnen.

So ist in den letzten 40 Jahren sehr viel über die großen, tiefen und durch massive anthropogene Nährstoffimporte gestörten Seen bekannt geworden. Die Aufdeckung zahlreicher Korrelationen, darunter auch kausaler Zusammenhänge wie z.B. zwischen Nährstoffimportgrößen und Produktivität, hat zu Modellvorstellungen geführt, die für Theorie und Praxis gleichermaßen wichtig sind.

Ihrer Genese zufolge gelten diese Modelle aber nur für die verhältnismäßig großen und tiefen Binnenseen, in welchen der Stoffhaushalt des gesamten Ökosystems im wesentlichen vom Geschehen in der Freiwasserzone (Pelagial) bestimmt wird und so der Einfluß des Litorals und der unmittelbaren Umgebung (Verlandungszonen) m.E. vernachlässigt werden kann. In der Regel handelt es sich sogar um Seen, die aufgrund ihrer morphometrischen und hydrografischen Eigenschaften die Voraussetzungen für den Typ des nährstoffarmen (oligotrophen) Sees erfüllten und ausschließlich durch die massiven anthropogenen Nährstoffim-

porte innerhalb von wenigen Jahrzehnten oder sogar nur innerhalb weniger Jahre alle Kennzeichen hocheutropher Seen angenommen haben (vgl. Abb. 1).

Unter dem Einfluß der anhaltend hohen Nährstoffimporte reagierten die betroffenen Seen in vielerlei Hinsicht gleichartig und so ist es kein Wunder, daß diese Reaktionen in der Forschung mehr Beachtung gefunden haben als die Unterschiede zwischen ihnen.

Aus der Kenntnis vieler prinzipieller Zusammenhänge, die im Verlaufe der rasanten Eutrophierung nachgewiesen werden konnten, gelang es aber auch, wichtige Einsichten über das Funktionieren unbelasteter Seeökosysteme zu gewinnen. Dennoch wissen wir über diese "gesunden" Seen weniger als über die "kranken". Wir wissen wenig über die Vorgänge während der natürlichen Sukzession - z.B. im Verlauf der Verlandung - in Seen (vgl. Abb. 2). Wir beginnen gerade etwas über Steuerungs- und Regelvorgänge im pelagischen Nahrungsgewebe von "unten" nach "oben" und vice versa zu verstehen. Wir wissen nicht, welche Organismengruppen eine ähnliche funktionelle Dominanz wie das herbivore Zooplankton erreichen, wenn die Pelagialgesellschaft im Verlaufe der Verlandung von einer Litoralgesellschaft "abgelöst" wird und wir wissen wenig über die ökologische Effizienz funktionell analoger Organismengesellschaften. So bleiben auch für den praktischen Naturschutz an Seen viele Fragen offen. Wir sind beispielsweise nicht in der Lage, die Folgen kleinerer oder größerer Zerstörungen der Litoralvegetation für das gesamte Seeökosystem abzuschätzen, geschweige denn zu quantifizieren.

Diese und viele andere Wissenslücken behindern das Verständnis langfristiger biozönotischer Veränderungen, wie sie z.B. in ungestörten, insbesondere auch in kleinen und/oder flachen d.h. von Natur aus eutrophen Seen im Verlaufe der weiteren Entwicklung beobachtet werden. Sehr lückenhaft sind auch unsere Kenntnisse über die Vorgänge in Seen nach erfolgter Reduktion der Nährstoffimporte durch Sanierungsmaßnahmen.

Diese hier nur angedeuteten Forschungsdefizite behindern aber auch die Charakterisierung und Bewertung von ungestörten Seeökosystemen wie sie z.B. in Naturschutzgebieten und im Hochgebirge noch anzutreffen sind. Da sie - als aquatische Ökosysteme - gegenüber den meisten terrestrischen Ökosystemen wahrscheinlich sehr viel empfindlicher auf Nährstoff- und Schadstoffimmisionen reagieren, würden sie sich vorzüglich als Frühwarnsysteme für derartige Einflüsse eignen, doch fehlen hinreichende Kenntnisse, um sie dafür optimal zu nutzen.

Alle diese Wissenslücken kommen voll zum Tragen, wenn man sich mit den mittelgroßen und kleinen, meist flachen Seen in Naturschutzgebieten befassen möchte. Da sie in der Regel keinen ebenso massiven anthropogenen Einflüssen aus-

gesetzt sind wie viele der großen Seen außerhalb von Naturschutzgebieten, sind ihre Reaktionen auf die sich einschleichenden Belastungen weniger auffällig, langfristig aber nicht weniger schädlich. Würde man abwarten, bis sie schließlich die bekannten Reaktionen der anthropogen stark belasteten Seen zeigen, so dürfte es in der Regel für erfolgreiche Gegenmaßnahmen bereits zu spät sein.

5. Nachweis von Schädigungen anhand struktureller oder funktioneller biozönotischer Eigenschaften?

Der frühzeitige Nachweis von Schädigungen anhand welcher Größen er auch immer erfolgen soll - setzt voraus, daß die wesentlichen Kenndaten des betreffenden Seeökosystems hinreichend bekannt sind. Unter den strukturellen Kenndaten soll die Artenzusammensetzung seiner Lebensgemeinschaften im Pelagial, Litoral und Profundal verstanden werden; unter den funktionellen Kenndaten die biozönotischen Leistungsgrößen wie z.B. die Rate der Primärproduktion des Phytoplanktons und des autotrophen Periphytons, die Respirationsrate der autotrophen und der heterotrophen Organismengesellschaft, die Grazingrate des herbivoren Zooplanktons und die Sedimentationsrate der partikulären organischen Substanz.

Gegenüber den strukturellen Kenndaten haben die funktionellen den Vorteil, daß sie zumindest Hinweise auf bestehende Ursache-Wirkung-Beziehungen liefern. Anhand struktureller Kenndaten, z.B. durch den Nachweis einer Veränderung in der Artenzusammensetzung ist das grundsätzlich nur möglich, wenn über die Ökophysiologie der betreffenden Arten hinreichende Kenntnisse vorliegen. Das trifft nur für einen verschwindend kleinen Teil in der Gesamtheit bekannter Arten zu.

Da alle Kenndaten, die strukturellen wie die funktionellen, keine konstanten Größen sind, sondern vor allem aus saisonalen Gründen erheblich variieren, führt kein Weg daran vorbei, das Ausmaß der Variation zu studieren. Auf dieser Grundlage können Seeökosysteme verschiedenen Typen zugeordnet und kurz- oder langfristige Entwicklungstrends, darunter auch solche, welche Schädigungen anzeigen, nachgewiesen werden.

Die Anwendung von Bewertungskriterien, wie sie in der Technischen Gewässeraufsicht - z.B. Kennzeichnung der Fließgewässer durch Güteklassen mit Hilfe des Saprobiensystems, durch Trophiestufen mit Hilfe chemischer Indices und Makrophytenindices - erfolgt, ist streng genommen nur zum Nachweis auffälliger Veränderungen z.B. durch massive anthropogene Nährstoffbelastungen geeignet. Für eine ökologisch hinreichend informative Beschreibung und Charakterisierung aquatischer Lebensräume und für den frühzeitigen (d.h. bezüglich erfolversprechender Gegen-

maßnahmen rechtzeitigen!) Nachweis von sich einschleichenden Schädigungen sind sie aus naheliegenden Gründen ungeeignet.

Es ist daher bedauerlich, daß auch das Monitoring zur Gewässerkontrolle z.B. im Anschluß an Sanierungsmaßnahmen in Seen fast durchwegs auf wenige chemische und eine noch geringere Anzahl biotischer Kenngrößen beschränkt wird. Unter diesen Umständen wird die Tatsache, daß ein "technisch therapierter See nicht unbedingt auch ökologisch rehabilitiert" ist (DVWK Merkblätter 1988), ignoriert.

Wahrscheinlich führen die Methoden der multivariaten Statistik zur Beschreibung von Tier- und Pflanzengesellschaften zu einer befriedigenderen Darstellung von Lebensgemeinschaften und damit auch zu einer besseren Kontrolle (z.B. WILDI und ORLÓCI, 1983).

Es fragt sich jedoch, ob man nicht auch funktionelle Größen in verstärktem Umfang zur Beschreibung und Charakterisierung aquatischer Ökosysteme heranziehen soll, da sie - wie schon angedeutet - eher als strukturelle Größen geeignet sind, Ursache-Wirkung-Beziehungen aufzuzeigen. Für die Grundlagenforschung ist das seit langem selbstverständlich, in der wasserwirtschaftlichen Praxis, bei der Durchführung von Monitoring-Programmen und im praktischen Naturschutz - soweit er sich auf Gewässer bezieht - jedoch keineswegs.

Mit einem Forschungsauftrag, dessen Thema auch für dieses Referat gewählt worden ist, hat das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen diese Problematik erstmals aufgegriffen und ihre Bearbeitung in Seen der Naturschutzgebiete SEEONER SEEN (Brunnsee, Klostersee) (Abb. 3) und EGGSTÄTT-HEMHOFER-SEENPLATTE (Thalersee) (Abb. 4) durch die Limnologische Station Seeon des Zoologischen Instituts der Universität München ermöglicht.

Das vierjährige Projekt wird am 31.12.1989 beendet. Es schließt die folgenden Teilthemen ein: Primärproduktion, Community-Respiration, Grazing durch das herbivore Zooplankton, Sedimentation, Periphytonstudien, Arteninventur des Phytoplanktons und m.E. der litoralen Makrovertebraten und der Makrophyten. An den Arbeiten sind durchgehend beteiligt: R. Holzmann (Phytoplankton), J. Platzeck (Primärproduktion und Grazing), J. Steiner (Sedimentation). Zeitweilig waren bzw. sind beteiligt: Ch. Boltz, B. Henschel, Th. Henschel, B. Höffgen, H. Maier, C. Orendt, A. Peither, W. Riss, I. Ritzl, U. Scherner, M. Weiss.

6. Problemstellung

Das Konzept, Seen anhand geeigneter struktureller und funktioneller Kenndaten zu beschreiben, um auf dieser Grundlage zu einer Charakterisierung ihres Zustandes, zu einer Bewertung ihrer Schutzwürdigkeit und gegebenenfalls zu einer Verbesserung ihres Schutzes zu gelangen, setzt streng genommen eine umfassende Ökosystem-



Abbildung 3

Naturschutzgebiet "Seener Seen"

Die ökologisch besonders wertvollen Bereiche um den Griessee (G) und den Brunensee (B) sowie um den Seeleitensee (S) sind als getrennte Inseln geschützt. Nur durch den besonderen Schutz des nicht zum Naturschutzgebiet gehörenden Zwischenstücks beiderseits des Brunneeausflusses bzw. Seeleitenzuflasses kann eine Isolation beider Naturschutzinseln voneinander verhindert werden. Gefährdet wären auch die Kleingewässer um den Griessee (G), wenn die vom umliegenden, nicht mehr zum Naturschutzgebiet gehörenden Wald bewirkte Pufferung nicht erhalten bleibt.

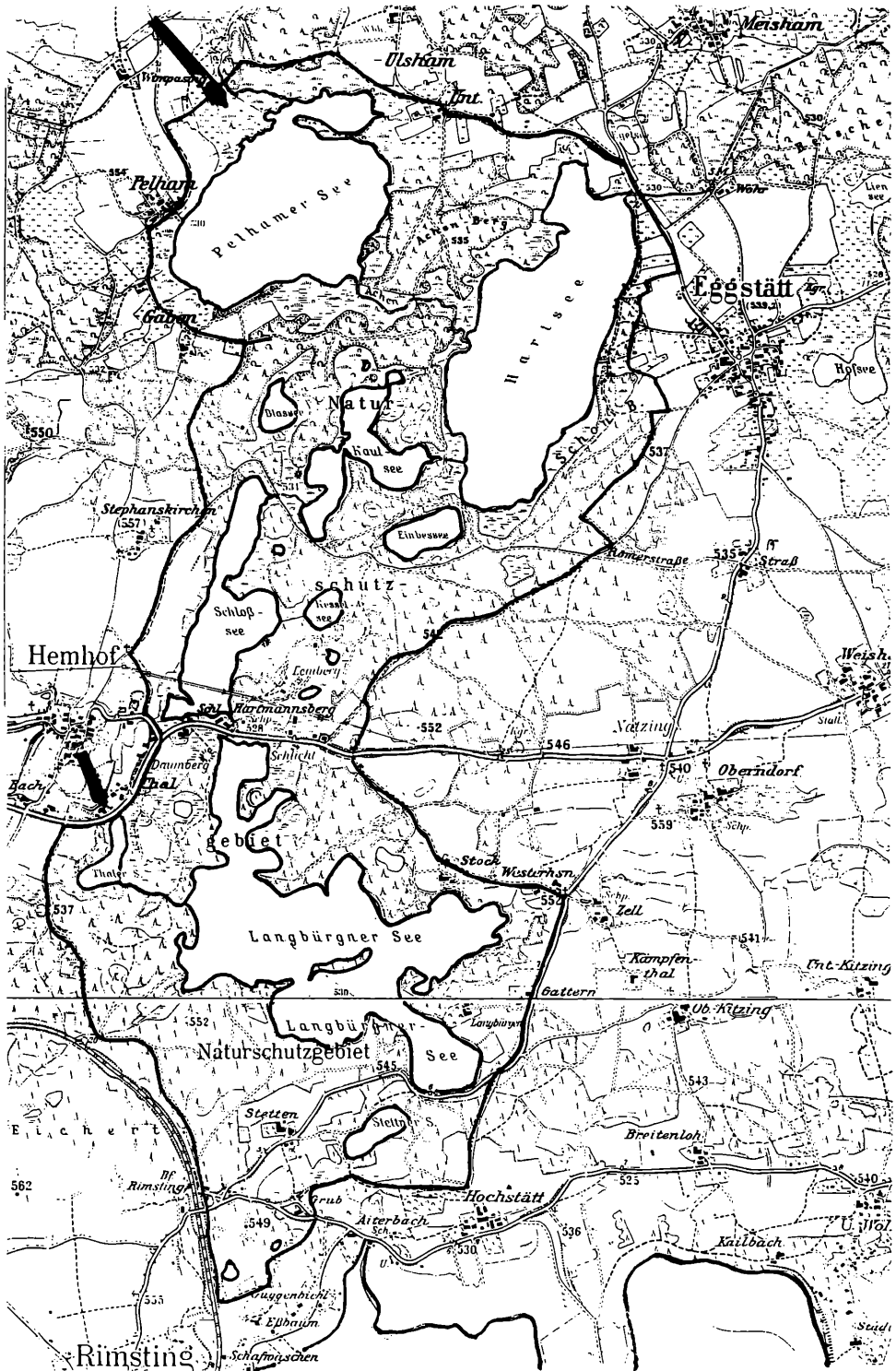


Abbildung 4

Naturschutzgebiet "Eggstätt-Hemhofer-Seeplatte"

Durch hohe Nährstoffimporte in den Pelhamer- und Thalersee (Pfeile) werden die betreffenden Ökosysteme an das System der bewirtschafteten Landgebiete "angeschlossen" und damit im Laufe der Zeit von letzterem dominiert. (Näheres im Text, vgl. Abschnitt 6).

analyse voraus, die zumindest an verschiedenen Seentypen exemplarisch durchgeführt werden sollte. Nur unter dieser Voraussetzung ist eine erhebliche Reduzierung weiterer Untersuchungen im Rahmen von Monitor-Programmen gerechtfertigt.

Der in unserem Forschungsprojekt gegebene finanzielle Rahmen zwang jedoch von Anfang an zu einer erheblichen Einschränkung der Untersuchungen, für welche folgende Arbeitshypothese entwickelt worden ist: Es wird davon ausgegangen, daß der Stoffhaushalt in hinreichend großen und tiefen Seen im wesentlichen durch das Geschehen in der Freiwasserzone bestimmt wird. Hier nimmt das Grazing des herbivoren Zooplanktons eine Schlüsselrolle ein, die für das gesamte Seeökosystem von größter Bedeutung ist. Man kann - stark vereinfachend - zwei Grenzfälle in Betracht ziehen: Im ersten Fall soll das gesamte Phytoplankton vom herbivoren Zooplankton gefressen werden, im zweiten Fall soll überhaupt kein Phytoplankton durch Fraß verloren gehen. Selbstverständlich ist weder der eine noch der andere Fall realisiert. Die in Wirklichkeit vorkommenden Fälle sind in verschiedenen Seen aber sicher nicht identisch, sondern irgendwo zwischen den beiden Grenzfällen anzuordnen (vgl. Abb. 5).

Je mehr die jeweils gegebene Situation dem zuerst genannten Grenzfall ähnelt, desto größer ist der Anteil phytoplanktischer Biomasse, der über das herbivore Zooplankton in das Nahrungsgewebe des Sees eingeschleust wird und desto geringer ist der Anteil, der dem bakteriellen Abbau anheimfällt und so den sommerlichen Sauerstoffvorrat des Hypolimnions mehr oder weniger reduziert. Je mehr sich die gegebene Situation dem an zweiter Stelle genannten Grenzfall nähert, desto spärlicher ist die phytoplanktische Biomasse, die durch Fraß in das Nahrungsgewebe eingeschleust und so zum Aufbau und Erhalt dieser Lebensgemeinschaft verwendet wird. Nun fällt der größte Teil des Phytoplanktons dem bakteriellen Abbau anheim. Der hypolimnische Sauerstoffvorrat wird stark reduziert, wenn nicht sogar ganz aufgebraucht, so daß anoxische Lebensbedingungen zustandekommen.

Die Schlüsselfunktion des herbivoren Zooplanktons ist somit sowohl durch ihre Bedeutung für den Aufbau und die Erhaltung des pelagischen Nahrungsgewebes als auch für die Lebensbedingungen im Hypolimnion gekennzeichnet. Sie läßt sich in erster Näherung durch die Grazingrate definieren, wobei der Quotient aus Produktionsrate (PR) und Grazingrate (GR) für das Seeökosystem nach dem Vorhergegangenen von besonderer Bedeutung ist.

Änderungen im Verhältnis der beiden Größen sind beispielsweise möglich, wenn sich die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons ändert und damit auch der freißbare Anteil. Dieser kann z.B. dadurch reduziert werden, daß zu große Arten

auftreten oder solche, die aufgrund ihres Geschmacks oder toxischer Eigenschaften (De MOTT 1986, LAMPERT 1981) vom herbivoren Zooplankton nicht angenommen werden. Der nichtgefressene Anteil kann aber auch bei gleichbleibender Artenzusammensetzung abnehmen, wenn die herbivore Zooplanktongesellschaft einem zunehmenden Fraßdruck ausgesetzt ist. Es ist seit langem bekannt (z.B. LAMPERT 1983), daß die hypolimnische Sauerstoffzehrung als Folge der Eutrophierung durch hohen Fischbestand verstärkt werden kann.

In Seen, die sich hinsichtlich ihrer biozönotischen Eigenschaften Jahr für Jahr innerhalb gewisser, vor allem jahreszeitlich bedingter Grenzen gleich verhalten, sollte auch das Verhältnis zwischen Produktionsrate und Grazingrate in aufeinanderfolgenden Jahren ähnlich sein. Das kann aber nur in ungestörten, d.h. anthropogen nicht stark belasteten Seeökosystemen erwartet werden. Die Zunahme der Rate der hypolimnischen Sauerstoffzehrung in mit Nährstoffen belasteten Seen ist ein deutlicher Hinweis darauf, daß der Anteil des nicht gefressenen Phytoplanktons wächst.

Neben anderen Kenngrößen sollte somit auch das *Verhältnis zwischen Produktions- und Grazingrate* eine geeignete Größe sein, um Seen zu charakterisieren und auf dieser Basis Störungen nachzuweisen. Das setzt auch in diesem Fall voraus, daß die Ausgangssituation hinreichend bekannt ist.

Damit sind wir bei der gestellten Aufgabe angelangt. *Die Frage lautet: Ist es möglich, Seen anhand des genannten Quotienten zu beschreiben und voneinander zu unterscheiden?*

Wie bereits angemerkt (vgl. Abschnitt 5), haben wir uns nicht auf diese beiden Größen beschränkt, sondern weitere Kriterien einbezogen. Unter diesen sei die Sedimentationsrate hervorgehoben. Sie informiert in erster Näherung über jenen Anteil des Phytoplanktons, der nicht gefressen worden ist, sondern dem bakteriellen Abbau anheimfällt, sofern die Profundalbiozönose eine unwesentliche Rolle spielt.

Der geschilderten Arbeitshypothese liegt eine sehr stark vereinfachende Darstellung der Beziehungen innerhalb der Pelagialbiozönose zugrunde. Die bisherigen Ergebnisse zeigen jedoch, daß es zumindest in Seen, die sich hinsichtlich ihrer Nährstoffbelastung stark voneinander unterscheiden, möglich ist, verschiedene Verhältnisse zwischen Produktions- und Grazingrate nachzuweisen. Auch im Falle der anderen funktionellen Größen ergeben sich z.T. auffällige Unterschiede.

Als weitgehend unbelasteten See, dessen Eigenschaften noch am ehesten einem mesotrophen Typ entsprechen, wählten wir den Brunensee aus dem Naturschutzgebiet SEEONER SEEN. Als Gegenstück wählten wir den Thalersee, der im Naturschutzgebiet EGGSTÄTT-HEMHOFER-SEENPLATTE liegt, durch seinen Zufluß aber

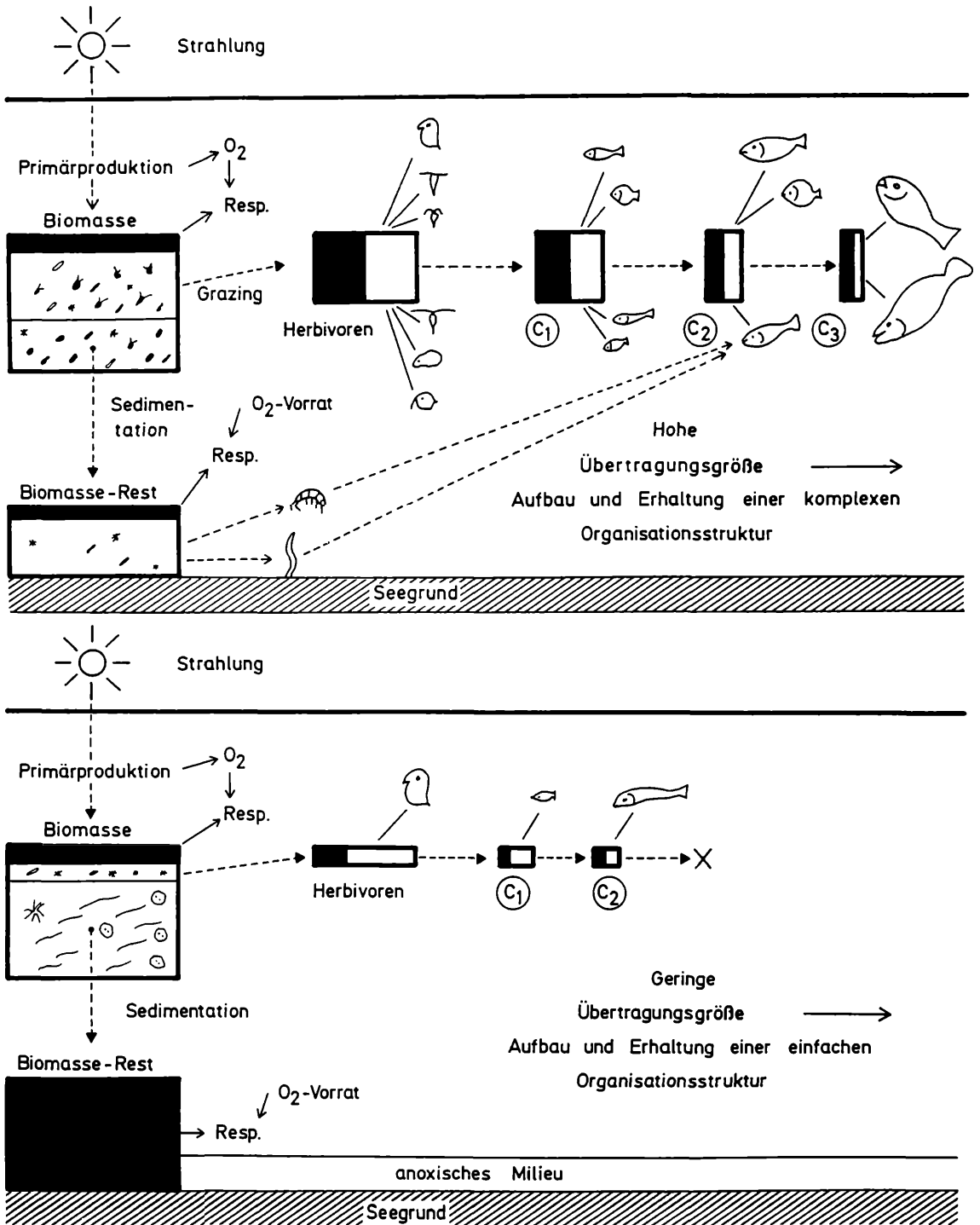


Abbildung 5

Schematische Darstellung zur Erläuterung des Untersuchungskonzepts.

Erklärung im Text. Die schwarzen Flächenanteile sind willkürlich; sie repräsentieren nicht den tatsächlichen Anteil veratmeter Biomasse.

sehr stark mit Nährstoffen belastet wird. Er entspricht in seinen Eigenschaften einem eutrophen bis hypertrophen See. Schließlich wählen wir als Beispiel für eine mittlere Position zwischen diesen beiden Seen den Klostersee bei Seon, der als mäßig eutroph eingestuft werden kann.

7. Vorläufige Ergebnisse

Wir beschränken uns auf den Vergleich zwischen dem Brunnsee aus dem Naturschutzgebiet SEE-ONER SEEN und dem Thalersee im Naturschutzgebiet EGGSTÄTT-HEMHOFER-SEEN-PLATTE, weil die Ergebnisse der Untersuchungen im Klostersee noch unvollständig sind.

Beide Seen unterscheiden sich hinsichtlich der ausgewählten funktionellen Größen erheblich voneinander. So liegt die sommerliche Rate der Nettoproduktion des Phytoplanktons im Brunnsee zwischen $4-10 \text{ mg C/m}^3 \text{ h}$, im Thalersee hingegen zwischen $36-146 \text{ mg C/m}^3 \text{ h}$.

Die Ursache dieses auffälligen Unterschiedes liegt vor allem in der unterschiedlichen Phytoplanktondichte zwischen beiden Seen: Im Brunnsee liegt die sommerliche Phytoplanktonbiomasse (Frischgewicht) bei 500 mg/m^2 , im Thalersee hingegen bei 9000 mg/m^2 . Die Unterschiede in der Primärproduktion, vor allem im Falle des Thalersees, sind ganz besonders auf Fluktuationen in der Phytoplanktondichte - m.E. auch auf das witterungsbedingte unterschiedliche Strahlungsangebot - zurückzuführen.

Große Unterschiede zwischen beiden Seen ergeben sich auch aus den Untersuchungen, die am Periphyton auf künstlichen Substraten durchgeführt worden sind. So wurden im Brunnsee als Maß für die Biomasse des algischen Aufwuchses ca. 21 mg Chl a/m^2 und im Thalersee mit ca. 159 mg Chl a/m^2 etwa das 8fache gemessen. Die Produktionswerte lagen im Thalersee im Mittel um den Faktor 3 über jenen im Brunnsee.

Aus den Untersuchungen über die Grazingrate des herbivoren Crustaceenplanktons ergab sich, daß im Brunnsee im Mittel täglich zwischen 10-23 % der vorhandenen phytoplanktischen Biomasse gefressen werden (vgl. Abb. 6), im Thalersee aber nur 1-7 %. Der Quotient aus der Bruttoprimaryproduktionsrate und der Grazingrate liegt im Brunnsee zwischen 2.0-5.9, im Thalersee zwischen 4.0-145.5.

Die Ergebnisse bestätigen, daß im Thalersee meist ein geringerer Anteil der phytoplanktischen Produktion gefressen wird als im Brunnsee (vgl. Abb. 7). Die breite Spanne zwischen den Extremwerten - vor allem im Falle des Thalersees - deutet bereits die Schwierigkeiten an, mit welchen gerechnet werden muß, wenn Seen auf dieser Grundlage miteinander verglichen werden sollen. Sie können hier im Detail nicht behandelt werden, doch sei angemerkt, daß der Aufwand der experimentellen

Freilanduntersuchungen zur Bestimmung der Grazingrate die Zahl der Wiederholungen pro See während der Sommerstagnation in engen Grenzen (bisher < 8) hält. Es stellt sich daher vor allem die Frage nach den Möglichkeiten, diesen Aufwand durch Abwandlung der Meßmethode zugunsten einer höheren Zahl von Versuchswiederholungen zu reduzieren. Es ist besonders bemerkenswert, daß vor allem im Thalersee eine hohe Streuung der Einzelwerte (Thalersee $41,4 \pm 52,0$, Brunnsee $3,8 \pm 1,6$) beobachtet wird. Vielleicht sind die besonders hohen Fluktuationen im Thalersee, die auf einen verhältnismäßig raschen Wechsel in der Phytoplanktonzusammensetzung und Dichte zurückzuführen sind, ein charakteristisches Merkmal von Seen, die durch hohe Nährstoffimporte stark belastet sind.

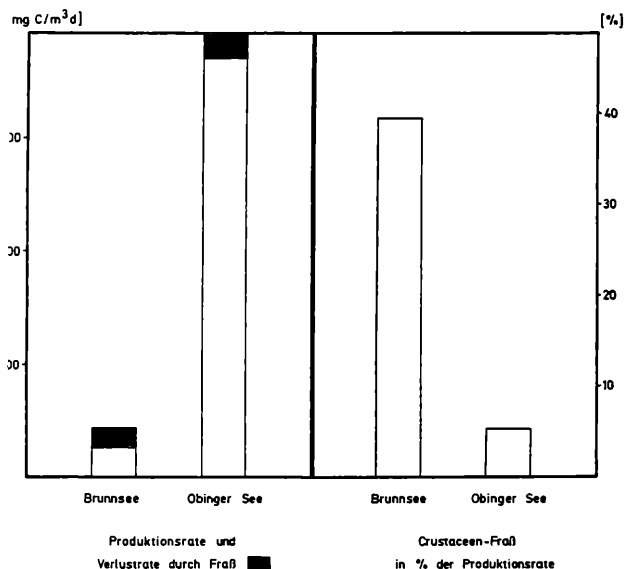


Abbildung 6

Produktionsrate und Anteil der Fraßrate (Grazingrate = schwarz) durch das herbivore Zooplankton.

Rechts ist der Anteil der Grazingrate in % der Produktionsrate angegeben.

Besonders deutlich unterscheiden sich die Sedimentationsraten der organischen Substanz beider Seen.

Im Brunnsee liegen die Werte zwischen $0,1 - 0,3 \text{ g/m}^2 \text{ d}$, im Thalersee zwischen $2,1 - 4,0 \text{ g/m}^2 \text{ d}$. Da die gemessenen Werte im wesentlichen auf dem sedimentierten partikulären organischen Material beruhen, welches im See entstanden und nicht aus der Umgebung importiert worden ist, handelt es sich vor allem um das sedimentierte Phytoplankton, das im Lichtmikroskop z.T. noch erkennbar und im Rasterelektronenmikroskop m.E. sogar noch identifizierbar ist (z.B. Diatomeen).

Es würde zu weit führen, nun auch die wichtigsten Ergebnisse der Arteninventuren (Phytoplankton-

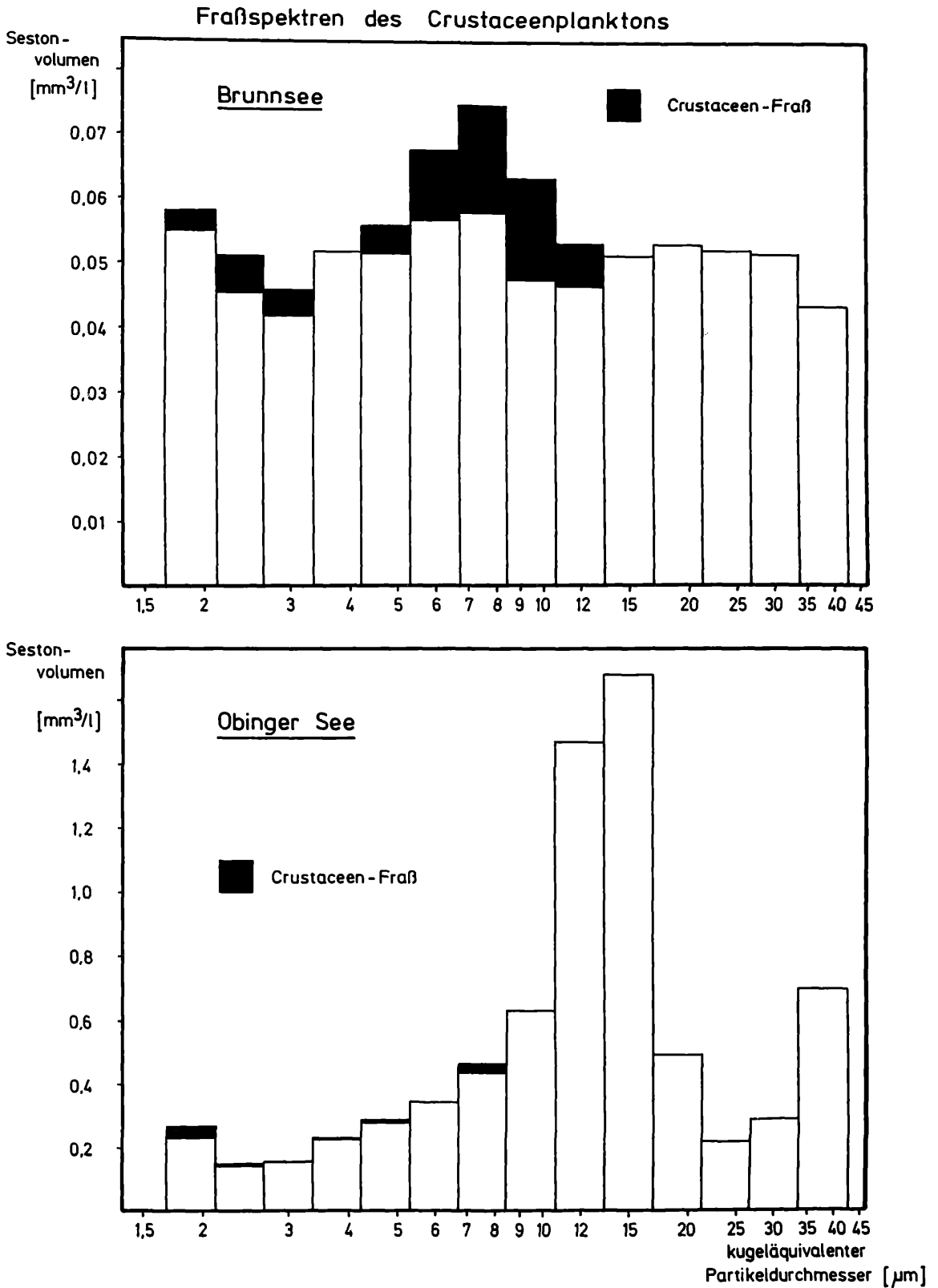


Abbildung 7

Größenspektrum des Phytoplanktons in einem mesotrophen und in einem hocheutrophen See.

Der gefressene Anteil ist durch die schwarzen Abschnitte bezeichnet. Die Darstellung zeigt, daß in beiden Seen die kleineren Algen bevorzugt werden. Man beachte die unterschiedlichen Größenangaben auf der Ordinate!

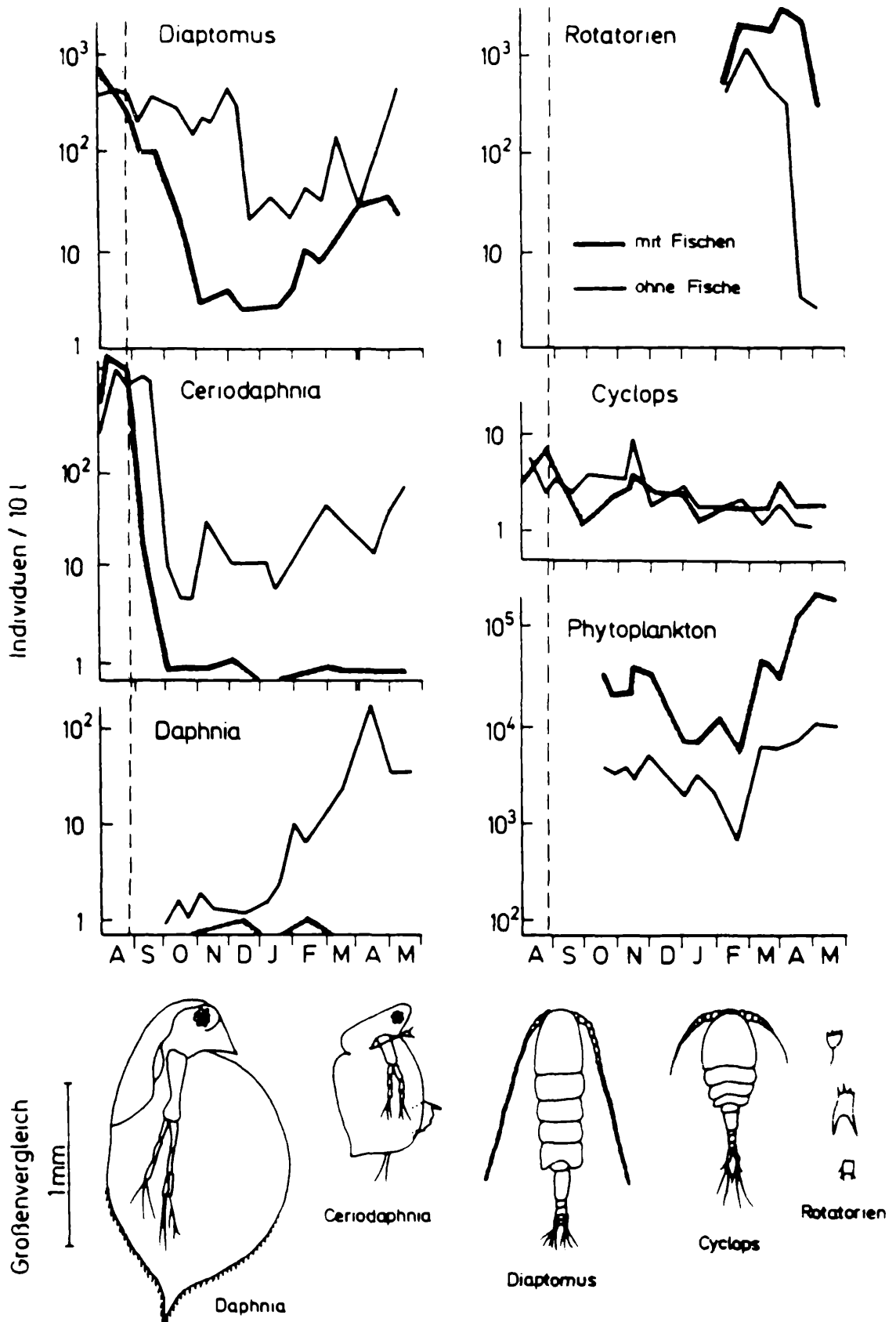


Abbildung 8

Entwicklung der Individuendichte von Zooplanktonorganismen (Herbivore: Diaptomus, Ceriodaphnia, Daphnia und m.E. Rotatorien und den omnivoren Cyclops) und vom Phytoplankton in großen, in den See gehängten Containern mit und ohne Fischbesatz. Man beachte, daß die Phytoplanktondichte in Gegenwart von Fischen höher ist! (aus: LAMPERT 1983)

Zooplankton-Makrovertebraten- und Makrophytenzusammensetzung) zusammenzufassen. Ein besonders interessanter Befund sei jedoch abschließend herausgestellt: Im anthropogen stark mit Nährstoffen belasteten Thalersee wurden im Phytoplankton bisher 87 Arten nachgewiesen, im fast unbelasteten Brunnsee bisher 83, d.h. es gibt zwischen den beiden Seen keinen wesentlichen Unterschied.

Vergleicht man das Ergebnis der Arteninventur in der Gruppe der Makrovertebraten, soweit sie auf Makrophyten vorkommen, so ergeben sich für den Thalersee 88 Taxa, für den Brunnsee aber nur 50.

Dieser Vergleich zeigt, daß die unter dem Einfluß von hohen anthropogenen Nährstoffimporten in Seen (wie bei jeder anderen Streß-Situation und in jedem anderen Lebensraum) zu erwartende Artenreduktion anscheinend erst in einem weit fortgeschrittenen Stadium der rasanten Eutrophierung eintritt. Ein empfindliches Kriterium ist der Nachweis einer Artenreduktion bei Belastungen durch Nährstoffimporte und ihren Folgen in Seen daher wohl kaum (vgl. Abb. 8).

8. Schlußbetrachtung

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, daß man auch die kleinen Seen anhand funktioneller Eigenschaften unterscheiden kann. Offen ist jedoch, welcher Differenzierungsgrad hierbei erreicht werden wird. Eine Beantwortung dieser Frage ist erst möglich, wenn eine größere Anzahl verschiedener Seen vergleichend untersucht worden ist.

In den ungestörten mesotrophen (wahrscheinlich auch in den oligotrophen) Seen ist die Variationsbreite der ausgewählten funktionellen Größen anscheinend verhältnismäßig klein, in den anthropogen eutrophierten, d.h. gestörten Seen jedoch hoch. Weitere Vergleiche mit anderen Seen müssen zeigen, ob sich diese Aussage bestätigen wird. Jedenfalls reicht der hier durchgeführte Vergleich von zwei Seen für eine Verallgemeinerung keineswegs aus.

Obleich im anthropogen stark belasteten Thalersee mehrmals im Jahr auffällige Wasserblüten, z.B. durch *Planktothrix agardhii*, zustandekommen, die Sichttiefen auf unter 1 m sinken und die anoxische Tiefenzone sich innerhalb von 1 - 2 Wochen nach Beginn der Sommerstagnation bis zu einer Tiefe von 4 m unter der Wasseroberfläche ausdehnt, ist in diesem See gegenüber den wenig belasteten Seen des Naturschutzgebietes keine Artenreduktion im Bereich des Phytoplanktons und der Makrovertebraten auf den Makrophyten nachweisbar.

Selbstverständlich reicht auch in diesem Fall das an nur zwei Seen gewonnene Untersuchungsergebnis für eine Verallgemeinerung nicht aus, doch liefert es immerhin den Hinweis, daß die Artenvielfalt der Evertebraten erst in einem weit fortgeschrittenen Zustand der Eutrophierung reduziert wird und somit nicht als Indiz zur Früherkennung von Schäden in Frage kommt. Dasselbe gilt m.E. auch für Indikatororganismen.

Für die Praxis des Schutzes von Gewässern, insbesondere in Naturschutzgebieten, ist daher noch sehr viel Grundlagenforschung zu leisten. Die Übertragung der in der wasserwirtschaftlichen Praxis üblichen Methoden auf die Gewässer in Naturschutzgebieten ist wegen ihres geringen ökologischen Informationsgehalts nicht vertretbar, ganz abgesehen davon, daß die Anwendung von Gütekriterien aus der Sicht irgendwelcher Nutzungsansprüche in diesem Fall unangemessen ist.

9. Literatur

- ALTNER, G. (1979):
Wahrnehmung der Interessen der Natur und Möglichkeiten, diese im Zivilisationsprozeß zur Geltung zu bringen, S. 112 - 131; in: Klaus M. Meyer-Abich, Hrsg. Friede mit der Natur, Herder Verlag.
- DVWK (1988):
Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Sanierung und Restaurierung von Seen; Hrsg. Dt. Verb. f. Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., pp. 33
- De MOTT, W.R. (1986):
The role of taste in food selection by freshwater Zoo plankton. *Oecologia* 69, 334 - 340.
- LAMPERT, W. (1981):
Inhibitory and toxic effects of blue-green algae of *Daphnia*. - *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 66, 285 - 298.
- LAMPERT, W. (1983):
Biomaniipulation - eine neue Chance zur Seesanierung? *BIUZ* 3, 79 - 86.
- MARKL, H. (1986):
Natur als Kulturaufgabe; Deutsche Verlagsanstalt, Stuttgart, pp. 391.
- OLSCHOWY, G. (1978):
Erhaltung wertvoller Kulturlandschaften, 812 - 817, in: Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland. Hrsg. G. Olschowy, P. Parey-Verlag Hamburg, Berlin.
- SCHURZ, J. (1987):
Ökosysteme in systemtheoretischer Hinsicht; *CLB Chemie für Labor und Betrieb* 38. Jg., H. 9, 461 - 466.
- WILDI, O. und ORLÓCI, L. (1983):
Management and Multivariate Analysis of Vegetation Data. *Ber. Eidgen. Anst. forstl. Versuchswesen*, 215 pp. 139.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Otto Siebeck
Limnologische Station Seeon
D-8221 Seeon

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: [3_1990](#)

Autor(en)/Author(s): Siebeck Otto

Artikel/Article: [Konzeptionelle Betrachtungen zum Forschungsprojekt "Untersuchungen über die Eignung funktioneller bio- zönotischer Eigenschaften zur Charakterisierung und Bewertung von Seen, insbesondere unter dem Aspekt der In-Schutz-Stellung" 64-77](#)