




Auswirkungen fischereilicher Maßnahmen auf den limnologischen Zustand von Seen

 Untersuchungen am Karsee und an anderen oberschwäbischen Seen

Auswirkungen fischereilicher Maßnahmen auf den limnologischen Zustand von Seen

 Untersuchungen am Karsee und an anderen oberschwäbischen Seen



HERAUSGEBER	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Postfach 10 01 63, 76231 Karlsruhe www.lubw.baden-wuerttemberg.de
BEARBEITUNG:	Dipl. Biologe Ralf Haberbosch Büro für Fischereibiologie 88069 Tettngang
REDAKTION	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Institut für Seenforschung 88085 Langenargen Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, 88085 Langenargen Pro Regio Oberschwaben, 88212 Ravensburg
GEFÖRDERT DURCH	Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, 88085 Langenargen Pro Regio Oberschwaben, 88212 Ravensburg
BEZUG	Diese Broschüre ist kostenlos erhältlich bei der Verlagsauslieferung der LUBW, JVA Mannheim – Druckerei Herzogenriedstraße 111, 68169 Mannheim Telefax 0621/398-370, bibliothek@lubw.bwl.de Download unter: www.lubw.baden-wuerttemberg.de/
ISSN	1437-0166
ISBN	3-88251-314-4 (2006), 978-88251-314-1 (2007)
STAND	August 2006, 1. Auflage
BILDNACHWEIS	F. Hoffmann
HERSTELLUNG	medien&werk, Killisfeldstr. 45, 76227 Karlsruhe

Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

Zusammenfassung

Der Karsee bei Wangen im Allgäu war ursprünglich ein von Makrophyten dominierter Klarwassersee. Durch Nährstoffeinträge kam es in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts zu deutlichen Eutrophierungserscheinungen. Ab Ende der 1980er Jahre wurden daher erste limnologische und fischereibiologische Untersuchungen durchgeführt. Der See wurde damals als polytroph eingestuft, sein Fischbestand war von kleinwüchsigen Cypriniden dominiert. Als hauptsächliche Belastungsquellen galten ein unzureichender Kläranlagenanschluss der Gemeinden im Einzugsgebiet sowie eine intensive landwirtschaftliche Nutzung hängiger Flächen als Grünland in unmittelbarer Umgebung des Sees.

Im Rahmen des „Aktionsprogramms zur Sanierung ober-schwäbischer Seen“ wurden ab 1991 kritische landwirtschaftliche Flächen im Einzugsgebiet des Karsees extensiviert. Während einige oberschwäbische Seen wie z. B. Schrecken-see und Schleinsee innerhalb weniger Jahre auf vergleichbare Sanierungsmaßnahmen im Umland mit einem Anstieg der Sichttiefe und Verbesserungen weiterer Wasserparameter reagierten, blieb der ökologische Zustand des Karsees unbefriedigend. Es gelang zwar die Nährstoffgehalte zu senken, äußerlich sichtbare positive Effekte im See waren jedoch kaum festzustellen. Die Bemühungen, weitere Flächen im Einzugsgebiet des Karsees zu extensivieren, wurden daher fortgesetzt. Zudem erhielten bis 1998 die noch ausstehenden Haushalte einen zentralen Abwasseranschluss.

Um das Ziel eines guten ökologischen Zustands zu erreichen, wurden auch unterstützende seeinterne Maßnahmen, so genannte Restaurierungsmaßnahmen, geprüft. Im Jahr 1995 wurde versucht, die Sanierungsbemühungen am Karsee durch einen Eingriff in den Fischbestand zu unterstützen. Ziel war es, durch eine massive Entnahme zooplanktivorer Fische das tierische Plankton zu fördern, damit den Fraßdruck auf die Plankton-Algen zu erhöhen und so längere Klarwasserphasen zu erreichen. Im Anschluss an die Befischungen konnte zwar zunächst eine Verbesserung einzelner Parameter wie z.B. Sichttiefe oder Chlorophyll-a-Gehalt festgestellt werden, nach Ende der Maßnahme stellte sich jedoch schnell wieder der unbefriedigende Ausgangszustand ein.

Im Rahmen des „Aktionsprogramms zur Sanierung ober-schwäbischer Seen“ wurde deshalb am Karsee eine Untersuchung zur Auswirkung einer Biomanipulation (Nahrungskettenmanipulation) durch gezielte Befischungen von Massenfischen durchgeführt. Das Vorhaben mit einer Laufzeit von fünf Jahren (1997–2001) wurde aus Mitteln des Ministeriums für Umwelt und Verkehr sowie der Fischereiabgabe finanziert. Im Projekt sollten Erfahrungen gewonnen werden,

- inwiefern fischereiliche Eingriffe zur Unterstützung von Sanierungsmaßnahmen empfohlen werden können,
- wie nachhaltig diese wirksam sind und
- wie diese sich auf die Beschaffenheit und die Zusammensetzung von Teilen der Lebensgemeinschaft See auswirken.

Bei den Untersuchungen zeigte sich deutlich, dass bei jeder Seensanierung primär die Nährstoffeinträge im hydrologischen Einzugsgebiet so weit reduziert werden müssen, dass sich die Nährstoffgehalte im Gewässer entsprechend verringern können. Eine deutliche Reduzierung der Nährstoffwerte hat in der Regel auch eine Verbesserung der Wasserqualität zur Folge. In Einzelfällen kann eine Biomanipulation als flankierende Maßnahme zu weiteren Sanierungsbemühungen sinnvoll sein, in dem sie als zeitlich begrenzte Maßnahme eine bereits erfolgte Sanierung unterstützt und den Umschwung von einem Algen zu einem Makrophyten dominierten See fördert. Damit dies möglich ist müssen bestimmte Voraussetzungen erfüllt sein. So muss die jährliche Durchschnittskonzentration für Gesamt-Phosphor im betreffenden Gewässer unter 100 µg/l liegen. Je weiter dieser Wert unterschritten wird, desto höher ist die Erfolgswahrscheinlichkeit. Daneben müssen mindestens 75 % der Fischbiomasse entnommen werden, um mit einem nachhaltigen Effekt rechnen zu können.

In Flachseen ist eine langfristige Verbesserung der Wasserqualität nach massiven Befischungsmaßnahmen deutlich aussichtsreicher als in tieferen Seen. Als Sekundäreffekt können sich in flachen Seen mit zunehmender Sichttiefe Makrophyten großflächig ausbreiten und zu einer Stabilisierung des Klarwasserstadiums beitragen. Auch bei günstigen Voraussetzungen ist ein Erfolg nach Biomanipulationsmaßnahmen nicht sicher vorhersagbar. Häufigste Ursache für ein Scheitern ist, dass die angestrebte Entnahmemenge nicht erreicht werden kann.

ZUSAMMENFASSUNG	3
EINLEITUNG	5
GEFÄHRDUNGEN, BELASTUNGEN SOWIE SCHUTZ- UND SANIERUNGSMASSNAHMEN AN OBERSCHWÄBISCHEN SEEN	6
Gefährdungen und Belastungen	6
Schutz- und Sanierungsmaßnahmen	6
DIE UNTERSUCHUNGEN AM KARSEE	8
Das Untersuchungsgewässer	8
Vorgeschichte	8
Ziele des Projekts	9
Untersuchungsmethoden	10
Ergebnisse	13
Physikalisch-chemische Parameter	13
Plankton	16
Makrophyten	17
Fischereibiologische Untersuchungen	17
UNTERSUCHUNGEN UND ERFAHRUNGEN AN WEITEREN OBERSCHWÄBISCHEN SEEN	25
Lengenweiler See	25
Buchsee	26
Rohrsee	28
Schreckensee	30
Schleinsee	32
BIOMANIPULATION – EIN BEITRAG ZUR SANIERUNG VON SEEN?	34
Hegebefischung oder Biomanipulation – Maßnahmen mit unterschiedlichen Zielen und Auswirkungen	34
Rechtliche Fragen im Zusammenhang mit der Biomanipulation	35
Diskussionsstand in der aktuellen Literatur	35
Entscheidungsfindung zur Biomanipulation in Seen	42
BEWERTUNG DER UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE	44
SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE FISCHEREILICHE UND WASSERWIRTSCHAFTLICHE PRAXIS	46
LITERATUR	48

Einleitung

Das Landschaftsbild Oberschwabens ist geprägt durch zahlreiche Seen. Sie dienen als Wasserspeicher und damit auch dem Hochwasserschutz, werden fischereilich genutzt, sind wichtige Erholungsräume für den Menschen und gleichzeitig Lebensraum für zahlreiche gefährdete Tier- und Pflanzenarten.

Die oberschwäbischen Seen entstanden während der letzten Eiszeit, der Würm-Eiszeit, die etwa 10.000 v. Chr. endete. Gemessen an der Entwicklungsgeschichte der Erde handelt es sich somit um relativ junge Gebilde. Auf dem Höhepunkt der Würm-Eiszeit war Oberschwaben unter einer bis zu 1.500 m mächtigen Eisdecke begraben (GERMAN 1976). Die abschmelzenden Gletscher hinterließen Becken und Rinnen in der Landschaft, die sich mit Schmelzwasser füllten. Kam Wasser in abgegrenzten Bereichen zur Ruhe, so sedimentierte feinkörniges Material und dichtete den Boden ab, so dass Seen entstehen konnten. Seen bildeten sich auch durch riesige Eisblöcke, die am Grund der Gletscher abbrachen und von Sediment überdeckt wurden. Sie blieben als Toteis in der Landschaft zurück und schmolzen erst im Verlauf von Jahrhunderten langsam ab. Sofern vom Untergrund her eine entsprechende Abdichtung vorhanden war, entstanden die so genannten Toteisseen.

Alle Stillgewässer unterliegen ab dem Zeitpunkt ihrer Entstehung durch Eintrag von Sedimenten und Nährstoffen einer natürlichen Alterung und damit auch einer Verlandung. Auch in den oberschwäbischen Seen hat ein Verlandungsprozess stattgefunden. Je älter die Seen sind, desto weiter ist dieser fortgeschritten. Dabei verlief die nacheiszeitliche Entwicklung der oberschwäbischen Seen mit unterschiedlicher Geschwindigkeit, abhängig vor allem von der Intensität des Sedimenteintrags und von der Tiefe des jeweiligen Gewässers (KONOLD 1987). So sind einige Seen schon in Moore übergegangen und von der Landkarte verschwunden, während andere bis heute existieren. Gefördert durch die nährstoffreichen Böden Oberschwabens hat jedoch während der letzten Jahrtausende in alle Seen ein mehr oder weniger hoher natürlicher Nährstoffeintrag stattgefunden, und die Seen würden auch heute im Referenzzustand, also ohne menschliche Einwirkungen, einen relativ hohen Nährstoffgehalt aufweisen.

Die oberschwäbischen Seen gehören zu den eher kleinen Stillgewässern. Nur einzelne weisen eine Wasserfläche von mehr als 50 ha auf. Entsprechend ihrer unterschiedlichen Entstehungsgeschichte gibt es sowohl Flachseen mit einer Wassertiefe bis ca. 2 m und einer ausgeprägten Litoralzone als auch tiefere Seen mit überwiegend steil abfallenden Ufern und einer über den Sommer stabilen thermischen Schichtung.

Gefährdungen, Belastungen sowie Schutz- und Sanierungsmaßnahmen an oberschwäbischen Seen

GEFÄHRDUNGEN UND BELASTUNGEN

Die oberschwäbischen Seen und ihr Umland unterliegen einer vielfältigen Nutzung, die vor allem seit der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts zu teilweise deutlichen Belastungen der Gewässer führte. Das größte Problem stellt dabei die anthropogen bedingte Eutrophierung der Seen dar (TRAUTMANN ET AL. 2002). Darunter versteht man den übermäßigen Eintrag von Nährstoffen wie Phosphor oder Stickstoff durch menschliche Tätigkeiten.

Durch die Gewässerdüngung kommt es zunächst zu einem verstärkten Wachstum der höheren Wasserpflanzen, der Makrophyten. Bei starken Nährstoffeinträgen werden die Makrophyten in der Regel durch frei im Wasser schwebende Algen, dem Phytoplankton, verdrängt, was zu einer deutlichen Abnahme der Sichttiefe führt. In nährstoffreichen, von Algen dominierten Seen bildet das Phytoplankton häufig Massenvorkommen, so genannte Algenblüten, aus. Die Folgen für das Gewässer sind weit reichend. So entstehen beispielsweise beim Abbau der Algenbiomasse am Gewässergrund Sauerstoffdefizite, was zu Faulschlammbildung führt. Je nach Intensität des Nährstoffeintrags kann es kurzfristig zu einer nachhaltigen Störung des Ökosystems und im Extremfall zum massiven Absterben von Fischen und Kleinlebewesen kommen. Mittel- und langfristig verschiebt sich das Arteninventar der Fische hin zu wenigen toleranten Arten, die zu Massenentwicklungen tendieren (DEHUS & SCHMID 1995; DEHUS & BERG 1998). Der natürliche Verlandungsprozess wird um ein Vielfaches beschleunigt und Nutzungen, wie beispielsweise als Badegewässer, sind nicht mehr oder nur noch eingeschränkt möglich (TRAUTMANN ET AL. 2002).

Früher wurden kommunale Abwässer häufig direkt in Seen oder ihre Zuflüsse eingeleitet. Diese Praxis erwies sich als sehr problematisch, da die zugeführten Nährstoffe lange in dem Stillgewässer verbleiben und es zu einer permanenten Gewässerdüngung kommt. Heute sind die meisten Haushalte an Kläranlagen angeschlossen. Nährstoffbelastungen

aus Abwässern von Kommunen oder Einzelansiedlungen sind nur noch vereinzelt ein Problem.

Die Einflüsse der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung in den Einzugsgebieten vieler oberschwäbischer Seen sind jedoch häufig noch sichtbar (DEHUS 2000; TRAUTMANN ET AL. 2002; STREHLE & TRAUTMANN 2005). Besonders problematisch ist die intensive Nutzung von direkt an Stillgewässer angrenzenden Flächen, insbesondere von abschüssigen Flächen, aus denen leicht Sedimente und Nährstoffe abgeschwemmt und in Seen eingetragen werden können. Auch landwirtschaftlich genutzte Flächen, die direkt an Zuflüsse von Seen grenzen, können bei nicht angepasster Bewirtschaftung eine Quelle für Nährstoffeinträge darstellen. Im Fall der oberschwäbischen Seen wurden zudem häufig Niedermoorflächen entwässert und landwirtschaftlich genutzt. In diesen Bereichen werden in besonderem Maß Nährstoffe über Dränagesysteme ausgetragen (TRAUTMANN ET AL. 2002).

SCHUTZ- UND SANIERUNGSMASSNAHMEN

In der jüngeren Vergangenheit wurden erhebliche Anstrengungen zur Sanierung oberschwäbischer Seen unternommen. Primäres Ziel der Sanierungsbemühungen war, die Nährstoffeinträge in die Seen zu reduzieren und dadurch den Verlandungsprozess zu bremsen und den natürlichen Zustand der Gewässer zu erhalten. Dazu ist vor allem die Reduzierung des Phosphoreintrags notwendig, da dieser in der Regel der das Algenwachstum limitierende Nährstoff ist. Insbesondere im Rahmen des „Aktionsprogramms zur Sanierung Oberschwäbischer Seen“ wurden so gute Erfolge erzielt (STREHLE & TRAUTMANN 2005).

Vor allem folgende Maßnahmen erwiesen sich als zielführend:

- Abwasserbehandlung und -fernhaltung
- Verminderung diffuser Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen
- Anlage von Sedimentationsbecken in Zuflüssen

ABWASSERBEHANDLUNG UND -FERNHALTUNG

In den Einzugsgebieten der oberschwäbischen Seen ist der Anteil der an kommunale Kläranlagen angeschlossenen Haushalte und Betriebe inzwischen sehr hoch. Besonders vor dem Hintergrund der in diesem Gebiet häufigen Einzelansiedlungen und kleinen Weiler kann dieser Erfolg nicht hoch genug bewertet werden. In modernen Kläranlagen wird der überwiegende Teil der organischen, Sauerstoffzehrenden Substanzen abgebaut und auch ein großer Teil der dabei anfallenden Nährstoffe entnommen. Dennoch ist darauf zu achten, Abwasser, auch wenn es geklärt ist, nicht in Seen oder in ihre Zuflüsse einzuleiten, da auch diese Restmenge an Nährstoffen für kleine stehende Gewässer problematisch sein kann. Zudem besteht die Gefahr, über Kläranlagen Keime einzutragen und damit die Qualität der Seen als Badegewässer zu beeinträchtigen.

In Einzugsgebieten von Seen, in denen Entwässerungssysteme als Mischkanalisation betrieben werden, besteht bei starkem Regen die Gefahr, dass ungeklärtes Abwasser über Regenüberläufe in die Oberflächengewässer gelangt. Hier muss für ausreichend große Überlaufbecken gesorgt werden, aus denen das Schmutzwasser bei normalem Abfluss allmählich der Kläranlage zugeführt werden kann. Weitere Möglichkeiten zur Behandlung von Niederschlagswasser sind bei STREHLE & TRAUTMANN (2005) dargestellt.

VERMINDERUNG DIFFUSER NÄHRSTOFFEINTRÄGE AUS LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEN FLÄCHEN

Im Raum Oberschwaben sind die Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in erster Linie auf die Ausbringung von Gülle zurückzuführen (TRAUTMANN ET AL. 2002; STREHLE & TRAUTMANN 2005). Übermäßige Nährstoffverluste sind durch eine bedarfsgerechte Düngung zum richtigen Zeitpunkt zu vermeiden und die Einhaltung eines ausreichenden Abstands zum Gewässer schützt diese vor möglichen Einträgen. Die Sensibilisierung der Landwirtschaft für die Belange des Gewässerschutzes ist daher sehr wichtig (TRAUTMANN ET AL. 2002).

Sehr gute Erfolge bei der Minimierung von Nährstoffeinträgen in stehende Gewässer wurden über die Extensivierung kritischer Flächen erzielt. Wichtig sind hier insbesondere

an Seen oder ihre Zuflüsse direkt angrenzende, hängige Flächen sowie entwässerte Niedermoorflächen, bei denen bei Regenereignissen mit deutlichen Nährstoffverlusten zu rechnen ist. Für die Bereitschaft der Landwirte, diese Flächen nur eingeschränkt zu nutzen, werden vom Land Ausgleichszahlungen gewährt (TRAUTMANN ET AL. 2002).

ANLAGE VON SEDIMENTATIONSBECKEN IN ZUFLÜSSEN

In bestimmten Fällen kann auch die Anlage von Sedimentationsbecken im Zufluss eines Sees sinnvoll sein (HEINRICH & BLUM 2000; STREHLE & TRAUTMANN 2005). In den Becken verringert sich die Strömungsgeschwindigkeit des Zulaufwassers und darin enthaltene Partikel sowie daran gebundene Nährstoffe setzen sich ab. Die Sedimentationsbecken müssen eine ausreichende Größe haben, um auch nach starkem Regen funktionsfähig zu bleiben. Weiter ist darauf zu achten, dass die Becken nicht als Wanderhinderung für Fische wirken. Sie sollten daher im Nebenschluss eines Fließgewässers angelegt werden. Außerdem müssen die abgelagerten Feststoffe rechtzeitig und regelmäßig entnommen werden.

Die Untersuchungen am Karsee

DAS UNTERSUCHUNGSGEWÄSSER

Der Karsee bei Vogt (Abb. 1), Landkreis Ravensburg, entstand gegen Ende der letzten Eiszeit als Toteissee. Er weist eine Wasserfläche von 3 ha und eine Verlandungszone von 0,7 ha auf (LFU 1998). Die Einzugsgebietsgröße beträgt 76 ha.

Die Ufer des ovalen Sees fallen relativ steil ab, ohne ausgeprägte Flachwasserzonen zu bilden. An der tiefsten Stelle werden ca. 6 m gemessen (Abb. 2). Der Karsee gehört zu den dimiktischen Seen. Er ist im Sommer thermisch stabil geschichtet, im Winter bildet sich in der Regel eine geschlossene Eisdecke. Der See wird gespeist durch einen oberirdischen Zufluss sowie Quellen am Gewässergrund und entwässert über den Karbach in die Untere Argen.

Eigentümer des Karsees ist das Land Baden-Württemberg. Das Fischereirecht ist nicht verpachtet, und eine reguläre fischereiliche Bewirtschaftung findet nicht statt. Vom Forstamt Wangen wird aber im Rahmen eines speziellen Projektes zur Erzeugung seuchenfreier Hechte in Zusammenarbeit mit der Fischereiforschungsstelle im Frühjahr re-

gelmäßig eine Fischerei auf Laichhechte durchgeführt. Die Laichprodukte der Hechte werden entnommen und die befruchteten Eier künstlich erbrütet. Die Elterntiere sowie ein Teil der Brut werden wieder in den Karsee zurückgesetzt.

VORGESCHICHTE

Der Karsee war ursprünglich ein von Makrophyten dominierter Klarwassersee mit überwiegend kiesigem Substrat im Litoral. Aufgrund von Nährstoffeinträgen kam es in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts zu einer deutlichen Eutrophierung. Äußerlich auffälligste Veränderung im See war ein massiver Rückgang der Makrophytenbestände und die Eintrübung des Wassers aufgrund einer zunehmenden Phytoplanktondichte. In den 80er Jahren waren häufig so genannte Algenblüten zu beobachten und am Grund bildeten sich mächtige Faulschlammablagerungen.

Daher wurden Ende der 80er und Anfang der 90er Jahre erste limnologische und fischereibiologische Untersuchungen durchgeführt. Der See wurde damals als polytroph



Abb. 1: Der Karsee bei Wangen (Foto: F. Hofmann)

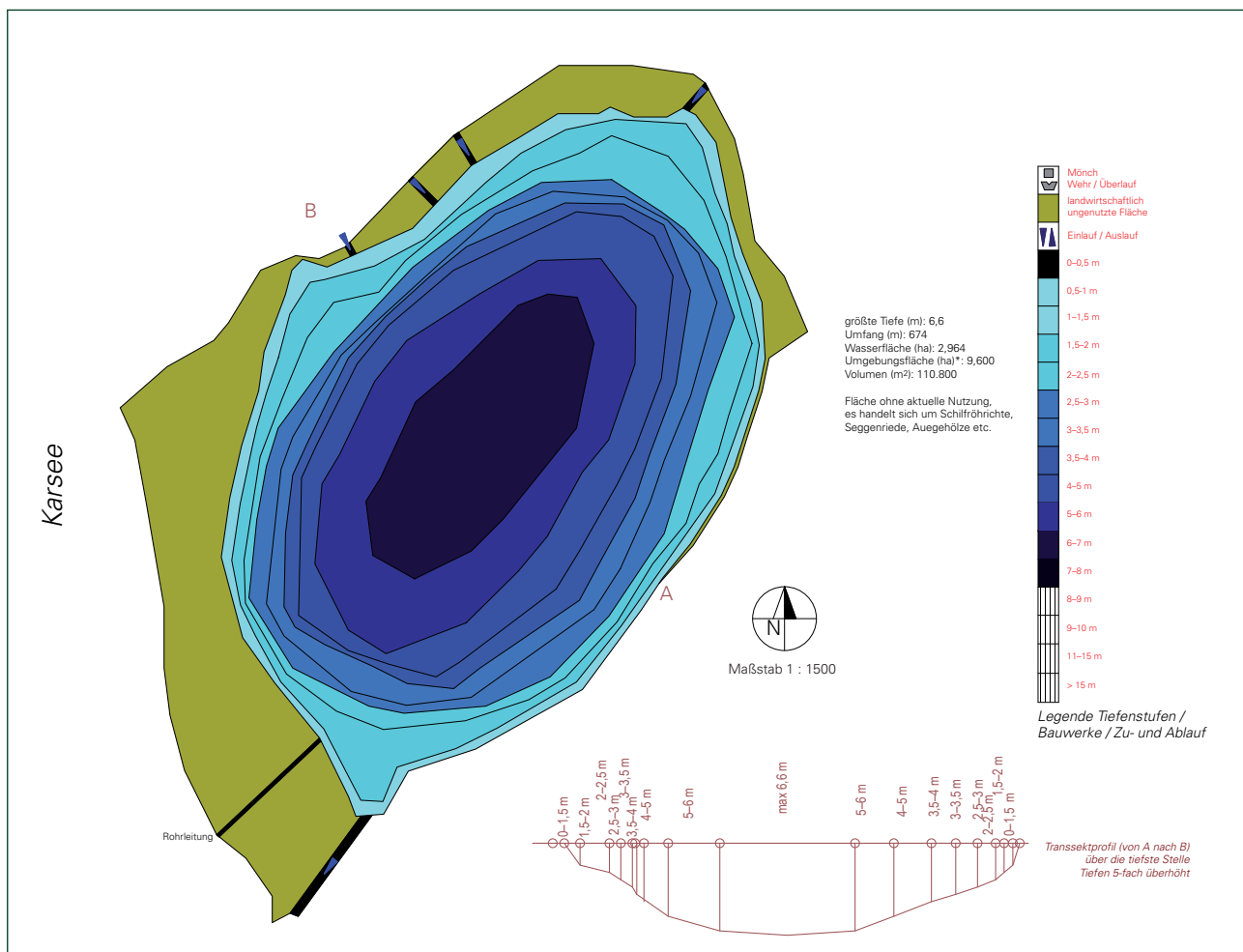


Abb. 2: Tiefenlinienkarte des Karsees (PRO REGIO OBERSCHWABEN 2002).

eingestuft (STREHLE 1988), sein Fischbestand war von kleinwüchsigen Cypriniden dominiert (DEHUS & SCHMID 1995). Als hauptsächliche Belastungsquellen galten ein unzureichender Kläranlagenanschluss der Gemeinden im Einzugsgebiet sowie eine intensive landwirtschaftliche Nutzung hängiger Flächen als Grünland in unmittelbarer Umgebung des Sees.

Im Rahmen des „Aktionsprogramms zur Sanierung oberschwäbischer Seen“ wurde ab 1991 begonnen, kritische landwirtschaftliche Flächen im hydrologischen Einzugsgebiet des Karsees zu extensivieren. Während einige oberschwäbische Seen innerhalb weniger Jahre auf vergleichbare Sanierungsmaßnahmen im Umland mit einem Anstieg der Sichttiefe und Verbesserungen weiterer Wasserparameter reagierten (TRAUTMANN ET AL. 2002), blieb der ökologische Zustand des Karsees unbefriedigend. Es gelang zwar die Nährstoffgehalte zu senken, äußerlich sichtbare positive Effekte im See waren jedoch kaum festzustellen. Aufgrund einer immer noch sehr hohen Algenbiomasse blieb das Wasser trüb und die Sichttiefe gering.

Trotz der durchgeführten Sanierungsmaßnahmen im Umland war folglich davon auszugehen, dass weiterhin ein zu hoher Nährstoffeintrag stattfand. Die Extensivierung weiterer landwirtschaftlicher Flächen im Einzugsgebiet des Karsees wurde daher fortgesetzt. Zudem wurde weiter an der Verbesserung der Abwassersituation im Einzugsgebiet gearbeitet. Bis 1998 erhielten die noch ausstehenden Haushalte einen zentralen Abwasseranschluss.

ZIELE DES PROJEKTS

Um das Ziel eines guten ökologischen Zustands zu erreichen, wurde auch über unterstützende seeinterne Maßnahmen, so genannte Restaurierungsmaßnahmen, nachgedacht. Dazu können Eingriffe in den Fischbestand zählen. In Folge der Nährstoffbelastung kommen Fische häufig mit sehr hoher Individuenzahl vor. Es besteht dann ein starker Fraßdruck insbesondere auf das große Zooplankton, das deutlich dezimiert wird, und das Phytoplankton kann in der Regel hohe Biomassen bilden. Nähere Erläu-

terungen zu diesen Zusammenhängen finden sich im Kapitel „Biomaniplulation – ein Beitrag zur Sanierung von Seen?“

Aus wasserwirtschaftlichen Überlegungen heraus kann sich das Ziel ergeben, mit Hilfe der fischereilichen Bewirtschaftung die Fischbestände eines Sees so zu beeinflussen, dass sie dem möglichst naturnahen „Sollzustand“ eines Sees förderlich sind.

Im Jahr 1995 wurde ein erster Versuch unternommen, die Sanierungsbemühungen am Karsee durch einen Eingriff in den Fischbestand zu unterstützen. Im Anschluss an die Befischungen konnte nach KLINK (1996) zwar zunächst eine Verbesserung einzelner Parameter wie z.B. Sichttiefe oder Chlorophylla-Gehalt festgestellt werden, nach Aussetzen der Maßnahme stellte sich jedoch schnell wieder der nicht zufrieden stellende Ausgangszustand ein (RODAT ET AL. 2001). Ob die Fischentnahmen zu gering waren, um einen nachhaltigen Effekt zu erzielen, oder ob andere Gründe dafür verantwortlich waren, blieb unklar, da keine genaueren Daten zum Fischbestand vor und nach der Befischung vorlagen.

Im Rahmen des „Aktionsprogrammes zur Sanierung oberschwäbischer Seen“ wurde deshalb am Karsee eine Untersuchung zur Auswirkung einer Biomaniplulation (Nahrungskettenmanipulation – siehe auch Kap. „Hegebefi-

schung oder Biomaniplulation“) durch gezielte Befischung von Massenfischen durchgeführt (RODAT ET AL. 2001). Das Vorhaben mit einer Laufzeit von fünf Jahren (1997–2001) wurde aus Mitteln des Ministeriums für Umwelt und Verkehr sowie der Fischereiabgabe finanziert. Im Projekt sollten insbesondere Erfahrungen gewonnen werden,

- inwiefern fischereiliche Eingriffe zur Unterstützung von Sanierungsmaßnahmen empfohlen werden können,
- wie nachhaltig diese wirksam sind und
- wie diese sich auf die Beschaffenheit und die Zusammensetzung von Teilen der Lebensgemeinschaft See auswirken.

Folgende Institutionen und Behörden waren am Projekt beteiligt:

Institut für Seenforschung, Langenargen
Fischereiforschungsstelle, Langenargen
Pro Regio Oberschwaben GmbH, Ravensburg
Forstamt Wangen

UNTERSUCHUNGSMETHODEN

Die Tabellen 1 und 2 geben einen Überblick über die einzelnen Projektphasen und die untersuchten Parameter.

Die Untersuchung der einzelnen Parameter erfolgte entsprechend der nachfolgenden Beschreibung. Im Rah-

Tab. 1: Die Phasen des von 1997–2001 am Karsee durchgeführten Untersuchungsprojekts.

Jahr	Fischereibiologie	Limnologie
1997		Vorarbeiten
1998	Bestandsabschätzung Fische Monatliche Probebefischungen für Nahrungsanalysen und Altersbestimmungen	Bestandsaufnahme Plankton Physikalisch-chemische Parameter intensive Beprobung (7–14tägig)
1999	Intensive Befischung (März–Oktober) Monatliche Probebefischungen für Nahrungsanalysen und Altersbestimmungen	Kontrolluntersuchung intensive Beprobung (7–14tägig)
2000	Bestandsabschätzung Fische Monatliche Probebefischungen für Nahrungsanalysen und Altersbestimmungen	Kontrolluntersuchung extensive Beprobung (monatlich)
2001		Auswertung, Berichterstellung

Tab. 2: Am Karsee von 1998–2000 untersuchte Parameter.

Physikalische Parameter	Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration und -sättigung mit Multifunktionssonde und in 10-cm-Tiefenstufen. Sichttiefe mit Secchi-Scheibe in 10-cm-Tiefenstufen
Chemische Parameter	Wasserproben mit speziellen RUTTNER-Schöpfern in 1-m-Abständen zur Analyse der Phosphorverbindungen PO_4^{3-} , gel., part., ges. P und Stickstoffverbindungen NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+
Phytoplankton	Mischprobe aus 0–4 m mit RUTTNER-Schöpfern zur Pigmentanalyse und Bestimmung der Artendiversität, Abundanz und Biomasse
Zooplankton	Mischprobe aus 0–4 m mit RUTTNER-Schöpfern zur Abschätzung der Abundanz bei Ciliaten. Mit einem Planktonnetz (Maschenweite 100 µm, Durchmesser 16,5 cm) 2 Netzzüge zwischen 4 und 0 m zur Bestimmung der Artendiversität und Abundanz bei Rotatorien, Cladoceren und Copepoden
Fische	Bestandsabschätzung mit der Markierungs-Wiederfang-Methode sowie Bestimmung der Nahrungszusammensetzung, des Alters und des Wachstums

men dieser Veröffentlichung sollen allerdings nur die für die Thematik relevanten Ergebnisse dargestellt und diskutiert werden (zu Detailinformationen siehe RODAT ET AL. 2001).

PHYSIKALISCH-CHEMISCHE PARAMETER

Je nach Projektphase wurden im Rhythmus von ein bis vier Wochen zwischen Februar und November Tiefenprofile von physikalischen Parametern gemessen (Tab. 2). Außerdem wurden monatlich Wasserproben entnommen und im Labor weiterverarbeitet. Die Bestimmung der Phosphor und Stickstoffkomponenten (Tab. 2) erfolgte nach den im Institut für Seenforschung gängigen Methoden. Die Messungen und die Entnahmen der Wasserproben wurden jeweils an der tiefsten Stelle des Sees vorgenommen.

PLANKTOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN

Planktonproben wurden ebenfalls im Rhythmus von einer bis vier Wochen zwischen Februar und November entnommen.

Zur Untersuchung des Phytoplanktons wurden aus den Mischproben Aliquote mit UTERMÖHL'schem Gemisch fixiert und zunächst kühl und dunkel in Glasflaschen gelagert. Das Seewasser wurde zur Bestimmung 1:10 verdünnt, und davon wurden 10 ml in standardisierte Planktonsedimentationskammern gegeben. Das Plankton konnte für 24 Stunden absedimentieren und wurde dann am Umkehrmikroskop Axiovert 135 bei 100–400facher Vergrößerung ausgezählt. Die Bestimmung erfolgte zumeist bis zur Art. Die Berechnung der Biomasse wurde anhand der für den Bodensee verfügbaren Algenlisten (BÜRGI & KÜMMERLIN 1998) durchgeführt.

Zur Auszählung von Rotatorien wurden zunächst, ebenfalls aus den Mischproben, 5 l bzw. 10 l über 30-µm-Gaze filtriert, die Organismen mit Wasser aufgenommen, in Zucker-Formol-Lösung (4% Endkonzentration) fixiert und in PE-Flaschen aufbewahrt.

Je nach Jahreszeit war ein Verdünnen der Proben bis zu 1:80 notwendig. Nach dem Absedimentieren von 10 ml für

24 Stunden in Sedimentationskammern erfolgte die Auszählung je nach Individuendichte bei 100–200facher Vergrößerung am Umkehrmikroskop Axiovert 135. Die Organismen wurden, wenn möglich, bis zur Art bestimmt.

Beim Crustaceen-Plankton wurden die Proben, wie bei den Rotatorien beschrieben, weiterverarbeitet. Die Bestimmung und Zählung der großen Formen erfolgte in Planktonkammern bei 16facher Vergrößerung. Kleine Formen wurden in Sedimentationskammern bei 100facher Vergrößerung am Umkehrmikroskop Axiovert 135 erfasst. Die Bestimmung erfolgte, wenn möglich, bis zur Art.

UNTERSUCHUNGEN ZUM MAKROPHYTEN-BESTAND

Während der Projektes wurde am Karssee jährlich eine Grobkartierung der submersen Makrophyten durchgeführt. Die Beprobung erfolgte vom Boot aus mit Hilfe eines Krauthakens. An den einzelnen Probenstellen wurden die Häufigkeiten der einzelnen Arten ermittelt und die Wassertiefe festgehalten.

FISCHEREIBIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN

BESTANDSABSCHÄTZUNG 1998 UND 2000

Um mögliche Veränderungen im Fischbestand dokumentieren und den Fraßdruck auf das Zooplankton realistisch einschätzen zu können, muss sowohl Struktur als auch Größe des Fischbestandes möglichst genau bekannt sein. Daher wurden im ersten Untersuchungsjahr 1998 die Populationsgrößen der häufigsten Arten Barsch (*Perca fluviatilis*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) und Brachsen (*Abramis brama*) mit Hilfe der Markierungs-Wiederfang-Methode abgeschätzt.

Die zu markierenden Fische wurden mit Trappnetzen (Großreusen) gefangen. Dazu waren zwei Trappnetze (Maschenweiten 10 und 12 mm) vom 2. April bis 2. Juni 1998 an insgesamt 44 Tagen im Einsatz. Bei einem Trappnetz handelt es sich um ein passives Fanggerät, in dem vor allem Fische gefangen werden, die einen intensiven Ortswechsel zeigen. Insbesondere laichbereite Fische sind sehr aktiv und werden daher vorrangig kurz vor und während der Laichzeit mit dieser Großreuse erfasst. Außerdem sind adulte männliche Fische aktiver als

weibliche und große aktiver als kleine und werden daher in Trappnetzen proportional häufiger gefangen.

Die Netze wurden in der Regel täglich, mindestens jedoch jeden zweiten Tag kontrolliert. Zusätzlich zu den Trappnetzen kam am 27.04.1998 ein großes Zugnetz (Flügelänge: 75 m; Höhe der Flügel: 3–8 m; Maschenweiten Flügel: 20–25 mm, Sack: 11–18 mm) zum Einsatz. Die Fische aus den eingesetzten Fanggeräten waren zum überwiegenden Teil unbeschädigt und konnten für den Markierungsversuch verwendet werden.

Die gefangenen Fische wurden vor dem Markieren in ein Betäubungsbad (2-Phenoxy-Ethanol; Fa. Sigma Chemical, St. Louis, USA) verbracht. Nach dem Vermessen (Genauigkeit: 0,5 cm) erfolgte die Markierung mit *Micro-Tags* (Fa. Northwest Marine Technology (NMT), Shaw Island Wash., USA). Bei diesen handelt es sich um kleine Stahl-Stifte (1,1×0,2 mm) mit einem Strich-Code, mit denen eine Gruppen- oder Individualmarkierung möglich ist. Die Fische, denen die *Tags* mit Hilfe eines Injektors (Tag Injector Mark IV, NMT) im Kopfbereich in das Muskel- oder Bindegewebe injiziert wurden, konnten später über einen Metalldetektor (Field Sampling Detector FSD-I, NMT) als markiert wieder erkannt werden. Zur genauen Identifizierung einzelner Fische oder von Gruppen mussten die *Micro-Tags* herauspräpariert und die Codes gelesen werden.

Barsche konnten ab einer Körperlänge von 6,0 cm, Rotaugen und Rotfeder ab 8,0 cm und Brachsen ab 10,0 cm Körperlänge unbeschadet markiert werden. Die Markierungsaktion wurde in der Regel so lange fortgeführt, bis genügend Wiederfänge für eine ausreichend genaue Bestandsabschätzung registriert werden konnten. Über den Anteil der Wiederfänge am Gesamtfang lässt sich die Populationsgröße abschätzen. Diese Abschätzung wurde in der vorliegenden Untersuchung für die einzelnen Arten und, von wenigen Ausnahmen abgesehen, nach Geschlechtern und Größenklassen getrennt vorgenommen. Im Rahmen der vorliegenden Darstellung sind die errechneten Bestandsgrößen von Männchen und Weibchen zusammengefasst; Detaildaten sind bei RODAT ET AL. 2001 zu finden.

Aus den ermittelten Abundanzen und dem mittleren Gewicht der entsprechenden Fische lässt sich für die einzelnen Arten die Gesamtbioasse berechnen. Die Berechnungen

wurden nach dem Modell M_t (POLLOCK ET AL. 1990) mit Hilfe eines an der Fischereiforschungsstelle (Dehus, Blank) und der Universität Konstanz (Dr. Nagel) entwickelten Computerprogramms durchgeführt. Für den Ukelei (*Alburnus alburnus*), der ebenfalls im Karssee vorkommt, waren die Verluste durch die Fangprozedur relativ hoch. Daher wurde auf eine Abschätzung der Abundanz für diese Art verzichtet.

Um einen Überblick über den Bestand weiterer Arten wie Hecht (*Esox lucius*), Wels (*Silurus glanis*) oder Schleie (*Tinca tinca*) zu erhalten, erfolgte eine Markierung dieser Arten mit Alcian-Blau Lösung (2,5 %; Fa. Sigma Chemical, St. Louis, USA). Die Farbmarkierung wurde mit Hilfe eines Druck-Injektors (Dermo-Jet; Fa. Medicalis Medizintechnologie, Hamburg) auf die gespreizte Schwanzflosse oder auf die Basis der Brustflossen aufgebracht.

Im Jahr 2000 wurde die Bestandsabschätzung entsprechend der 1998 angewandten Methode wiederholt. Vom 9. März bis 19. April 2000 waren an insgesamt 42 Tagen 3 Trappnetze (Maschenweiten 10, 12 bzw. 16 mm) im Einsatz. Vom 25. April bis 25. Mai 2000 wurde das engmaschige Trappnetz für weitere 31 Tage gestellt. Um eine korrekte Bestandsabschätzung für das Jahr 2000 vorzunehmen, durften 1998 angebrachte Markierungen nicht mehr berücksichtigt werden. Daher wurden bei der Verwendung von *Micro-Tags* in den beiden Markierungsjahren verschiedene Körperseiten für die Markierung verwendet. Für markierte Wiederfänge konnte mit Hilfe eines Präzisions-Detektors (NMT) die Lage der *Tags* und somit das Markierungsjahr festgestellt werden. Die Alcian-Blau-Markierungen aus dem Jahr 1998 waren im Jahr 2000 in der Regel nicht mehr sichtbar.

NAHRUNGSANALYSEN UND ALTERSBESTIMMUNGEN

Während der drei Untersuchungsjahre wurden zwischen April und Oktober monatlich Fische für Nahrungsanalysen und Altersbestimmungen gefangen. Dazu kamen in den frühen Morgenstunden kurzzeitig (2–3 h) exponierte Kiemennetze (Bodennetze, 6 bis 37 mm Maschenweite) sowie ein Elektrofischfanggerät (7,5 kW; Fa. EFKO, Leutkirch) zum Einsatz. Für alle gefangenen Fische wurden Länge (Genauigkeit: 0,5 cm), Gewicht (Genauigkeit: 0,1 g) und Geschlecht bestimmt.

Die Nahrungsanalysen sollten vor allem einen Überblick ermöglichen, welche Arten und Längengruppen im Jahresverlauf bevorzugt Plankton oder Benthon aufnehmen. Für jeweils drei Fische pro 1 cm-Längensklasse der Arten Barsch, Rotaugen, Rotfeder, Brachsen und Ukelei wurde der Mageninhalt analysiert. Nach Entnahme des Magen-Darm-Trakts und dessen Konservierung in unverdünntem Isopropylalkohol erfolgte die Untersuchung des Magen-Darm-Inhalts bzw. bei Barschen des Mageninhalts unter dem Binokular bei geeigneter Vergrößerung. Dabei wurde differenziert zwischen Plankton (kleine und große Cladoceren, Copepoden), Benthon (Großgruppen) und Detritus. Für jeden Magen bzw. Magen-Darm-Trakt wurden der Füllungsgrad sowie der Volumen-Anteil der identifizierten Nahrungsbestandteile am Gesamtvolumen abgeschätzt.

Altersbestimmungen wurden jeweils für im Oktober, nach Abschluss der Wachstumsperiode gefangene Barsche, Rotaugen, Rotfedern und Brachsen durchgeführt. Bei Cypriniden erfolgte die Altersbestimmung anhand von Schuppen aus dem Bereich zwischen Rückenflosse und Seitenlinie, bei Barschen wurden in der Regel Kiemendeckel, teilweise auch Schuppen aus dem Bereich der Brustflossen, verwendet. Über Alter-Längen-Beziehungen kann das Wachstum der verschiedenen Arten beurteilt werden.

Durch die individuelle Markierung von Fischen mit *Micro-Tags* war es zudem möglich, bei einzelnen Fischen den Längenzuwachs zwischen Erstfang- und Wiederfangtermin zu bestimmen.

Gutes Wachstum deutet in der Regel darauf hin, dass die Tiere eine ausreichende Nahrungsgrundlage im betreffenden Gewässer vorfinden und die Bestandsdichte verhältnismäßig niedrig ist. Dagegen werden schlechte Wachstumsverhältnisse normalerweise bei Beständen mit hohen Individuendichten gefunden.

FISCHENTNAHMEN 1999

Die im Projekt konzipierte intensive Fischentnahme wurde vom 17. März bis 28. Oktober 1999 mit unterschiedlichen Methoden durchgeführt. Zum Einsatz kamen ein Trappnetz, zehn Kiemennetze verschiedener Maschenweiten und ein Zugnetz. Das Trappnetz (10 mm Maschenweite)

wurde im Zeitraum von 17. März bis 10. Juni 1999 an 80 Tagen gestellt. Die Kiemennetze (Bodennetze) mit Maschenweiten von 6 bis 37 mm wurden von Anfang Mai bis Anfang Juli sowie Ende Oktober bei insgesamt 15 Befischungen verwendet. Die Netze wurden jeweils am späten Nachmittag gestellt und in den frühen Morgenstunden des folgenden Tages wieder eingeholt. Ende Mai und Anfang Juni wurde außerdem an drei Tagen ein engmaschiges Zugnetz (Maschenweite 10 mm im Steert) mit 20 m Flügellänge eingesetzt. Dieser Geräteeinsatz entspricht einer intensiven Befischung eines Gewässers von der Größe des Karsees.

Die Fänge wurden nach Arten getrennt gezählt, gewogen und auf Markierungen überprüft. Für die häufigen Arten Barsch, Rotaugen, Rotfeder und Brachsen wurde pro Fang und Art eine repräsentative Auswahl von 50 Fischen auf 0,5 cm genau vermessen und auf 0,1 g genau gewogen. Gefangene Hechte, Welse und Schleien wurden vermessen, mit einem Farbpunkt (Alcian-Blau) versehen und wieder ausgesetzt. In die Fangzahlen des Jahres 1999 gingen ebenfalls die im Rahmen der monatlichen Probebefischungen entnommenen Fische ein.

ERGEBNISSE

PHYSIKALISCH-CHEMISCHE PARAMETER

Der Karsee zeigte sich während der Untersuchungsphase als typisch dimiktischer See mit zwei vollständigen Zirkulationen im Frühjahr und Herbst, einer stabilen Temperaturschichtung während der Eisbedeckung und im Sommer sowie einer ausgeprägten Sprungschicht zwischen 2 und 3 m Wassertiefe während der Sommer-Stagnation. Die **Temperaturverhältnisse** für das Jahr 1998 sind in Abbildung 3 (oben) dargestellt. In den beiden folgenden Jahren herrschten prinzipiell ähnliche Bedingungen, allerdings führten lang anhaltende Regenfälle in Verbindung mit starkem Wind im Frühjahr und Sommer zu einem verzögerten Aufbau der thermischen Schichtung sowie zu wiederholten Teildurchmischungen.

Für die **elektrische Leitfähigkeit** wurden während der Frühjahrszirkulation Werte von ca. 400–430 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Mit zunehmender Schichtung ging die Leitfähigkeit im Oberflächenwasser bis ca. 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zurück. Im Tiefenwasser stiegen die Werte gleichzeitig auf bis zu ca. 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$

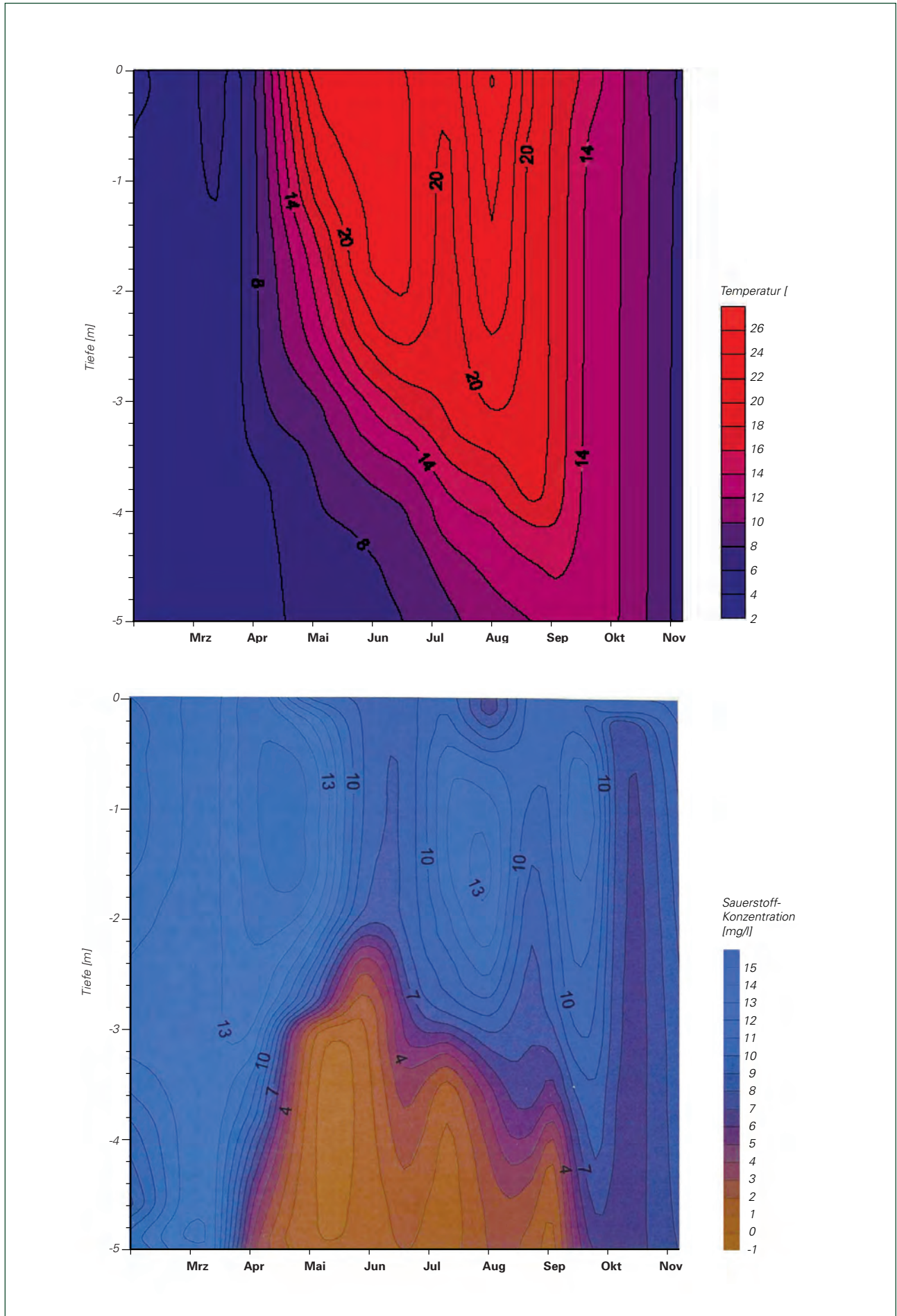


Abb. 3: Jahresverlauf der Temperatur (oben) und Sauerstoff-Konzentration (unten) im Karssee für das Jahr 1998.

an. Gravierende Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren waren nicht festzustellen.

Die gemessenen Sauerstoff-Konzentrationen sind typisch für einen eutrophen See. Während der Sommer-Stagnation trat im Epilimnion in der Regel eine deutliche Sauerstoff-Übersättigung bis maximal 240 % auf, im Hypolimnion war eine Sauerstoff-Zehrung zu beobachten. Unterhalb 3 m Wassertiefe war der See während der Sommermonate sauerstofffrei. Abbildung 3 (unten) zeigt die Verhältnisse für das Jahr 1998. Abgesehen von einzelnen wetterbedingten Einflüssen wurden in den beiden Folgejahren vergleichbare Werte gemessen.

Die Sichttiefe war während der drei Untersuchungs-jahre gering. Die Minimalwerte lagen zwischen 0,6 und 0,8 m, die maximalen Sichttiefen betragen zwischen 1,5 und 1,7 m. Eine erhöhte Sichttiefe im Anschluss an die intensiven Befischungen im Jahr 1999 war nicht festzustellen (Abb. 4 oben).

Die Konzentration des Gesamt-Phosphors war während des Untersuchungszeitraums leicht rückläufig (Jahres-

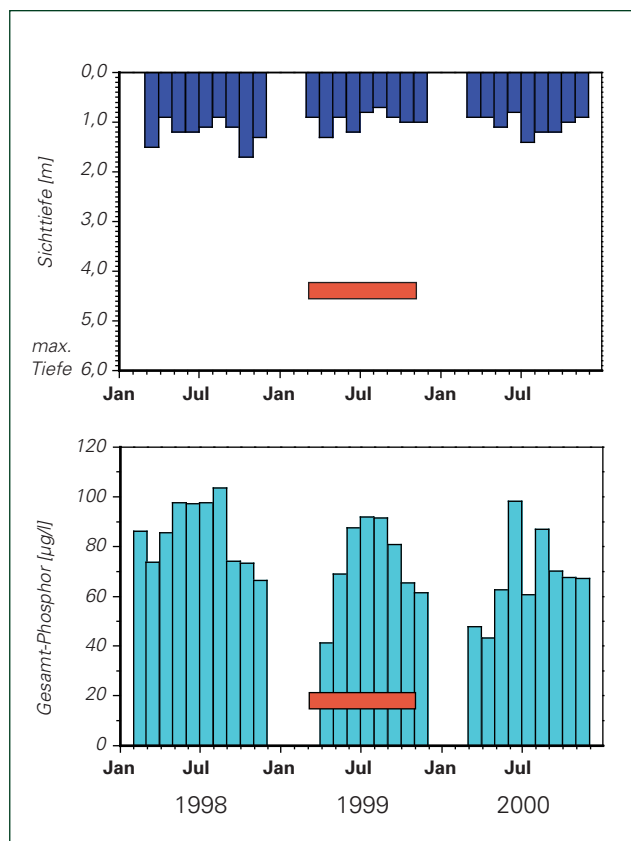


Abb. 4: Sichttiefe (oben) und Gesamt-Phosphor-Konzentration (unten) im Karssee während der Jahre 1998–2000. Die Phase der intensiven Befischung von März bis Oktober 1999 ist als roter Balken dargestellt. Während der Wintermonate wurden keine Werte erhoben.

mittel über alle Tiefen 1998: 86 µg/l; 1999: 74 µg/l; 2000: 67 µg/l). Abbildung 4 (unten) zeigt den Jahresverlauf in den Jahren 1998–2000. Während der Sommer-Stagnation wurden im Epilimnion Konzentrationen zwischen 50 und 100 µg/l gemessen, im Hypolimnion traten aufgrund von Rücklösungsvorgängen aus dem Sediment relativ hohe maximale Werte auf (1998: 253 µg/l, 1999: 145 µg/l, 2000: 153 µg/l).

Nitrat war während der Sommer-Stagnation in der Regel vollständig aufgebraucht. Im Jahr 1998 gingen die Werte

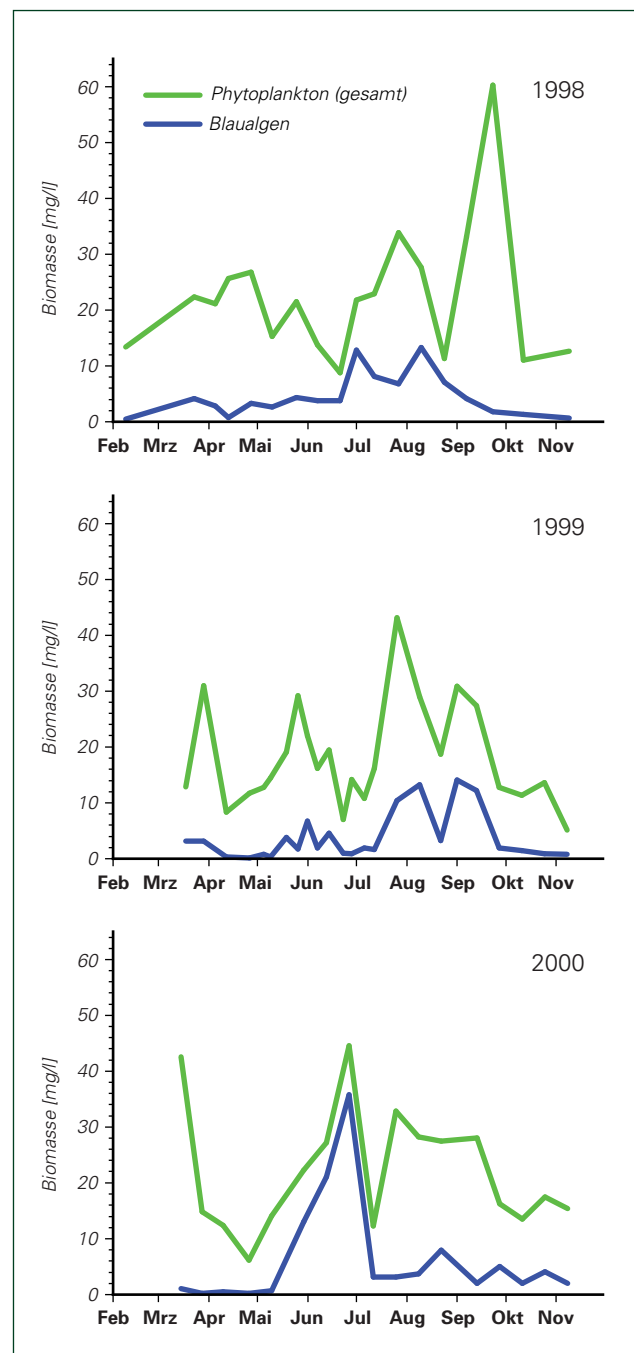


Abb. 5: Jahresverlauf der Phytoplankton-Entwicklung (Gesamt-Biomasse und Anteil der Blaualgen) im Karssee während der Jahre 1998, 1999 und 2000.

sowohl im Epi- als im Hypolimnion bis Mitte Mai nahezu auf 0 µg/l zurück. Insbesondere im Jahr 1999 war aufgrund relativ hoher Werte im Epilimnion, bedingt durch die lang anhaltenden Regenfälle im Frühjahr, ein Nitrat-Eintrag bis Juli nachweisbar und die Nitrat-Limitierung war erst zum Ende der Sommer-Stagnation festzustellen. Während der Zirkulationsphasen im Frühjahr wurden im Untersuchungszeitraum maximale Werte von 1100–1300 µg/l gemessen.

Ammonium war während der Sommer-Stagnation im Epilimnion kaum nachzuweisen, im anoxischen Hypolimnion wurden dagegen in allen drei Untersuchungsjahren mit 1346–2770 µg/l hohe Konzentrationen festgestellt.

PLANKTON

Das **Phytoplankton** wies über die gesamte Untersuchungsphase eine stabile, artenreiche Zusammensetzung auf. In den einzelnen Untersuchungsjahren wurden zwischen 90 und 107 Arten bzw. Gattungen gefunden, alle Familien waren repräsentiert.

Die Gesamtbiomasse im Jahresverlauf war während der drei Untersuchungsjahre ähnlich und auf hohem Niveau (Jahresmittel 1998: 21,8 mg/l; 1999: 24,3 mg/l; 2000: 23,2 mg/l). Ein Rückgang im Anschluss an die Befischungen konnte nicht festgestellt werden (Abb. 5).

Blualgen waren während der beiden ersten Untersuchungsjahre nicht auffällig vertreten, bestimmten aber im Jahr 2000 mit höheren Abundanzen den Frühsommeraspekt (Abb. 5 unten). Dabei handelte es sich um die kleinen Arten *Merismopedia glauca* und *Synechocystis* sp. Toxine bildende Blualgen (*Anabaena*-, *Microcystis*-, *Oscillatoria*-, Arten) waren während des gesamten Untersuchungszeitraums lediglich mit äußerst geringen Biomasseanteilen nachzuweisen.

Die Artenzusammensetzung wurde in den Jahren 1999 und 2000 deutlich durch das Wettergeschehen beeinflusst. Die Sukzession der Algenfamilien war durch niedrige Temperaturen und Durchmischungen immer wieder unterbrochen. Es traten dann vor allem kleine Arten auf, die durch schnelles Wachstum das Freiwasser rasch wiederbesiedeln konnten.

Ciliaten und Rotatorien waren während des gesamten Untersuchungszeitraumes mit hohen bis sehr hohen Individuendichten vertreten. Besonders im Frühjahr und Herbst während der Zirkulationsphasen wurden, aufgrund der verstärkten Bakterienzufuhr aus dem Hypolimnion, die höchsten Abundanzen (Maximalwert Ciliaten: 400.000 Ind./l; Maximalwert Rotatorien: 22.000 Ind./l) erreicht. Beide Organismengruppen zeigten in den Jahren 1999 und 2000 aufgrund der häufigen wetterbedingten Teildurchmischungen teilweise deutlich höhere maximale Besiedlungsdichten als 1998.

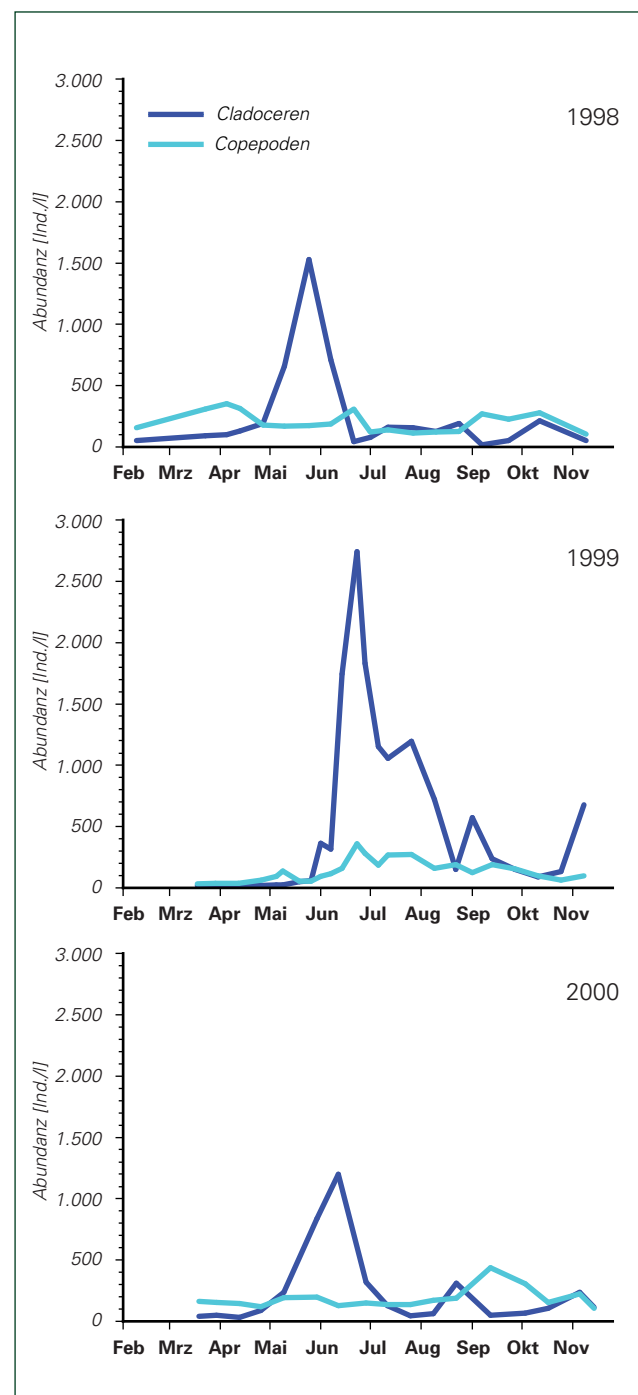


Abb. 6: Jahresverlauf des Crustaceen-Planktons (Abundanz) im Karssee in den Jahren 1998, 1999 und 2000.

Das Crustaceen-Plankton des Karsees wurde während der Zirkulationsphasen in der Regel von Copepoden bestimmt. Sie erreichten dabei Konzentrationen bis zu etwa 400 Individuen pro Liter (Abb. 6).

Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet dominierte jedoch mit *Bosmina longirostris* ein kleiner Filtrierer aus der Gruppe der Cladoceren. Diese Art erreichte in den einzelnen Untersuchungsjahren Anteile zwischen 50 % und 80 % des gesamten Zooplanktons sowie maximale Individuendichten zwischen 1.200 und 2.800 Individuen pro Liter. Das Cladoceren-Maximum, das in der Regel Ende Mai bis Anfang Juni beobachtet wurde (Abb. 6 oben, unten), war fast ausschließlich auf *Bosmina longirostris* zurückzuführen. Im Jahr 1999 wurde durch die zeitliche Verzögerung der Phytoplanktonentwicklung auch das Maximum der Cladoceren um einen Monat verschoben. Erst Ende Juni konnte *Bosmina longirostris* den Frühjahrspeak ausbilden (Abb. 6 Mitte).

Im Jahr 1999 waren Anzeichen zu beobachten, dass durch die Fischentnahmen möglicherweise eine gewisse Reduzierung des Fraßdrucks auf das Zooplankton erreicht werden konnte. So war das Cladoceren-Maximum mit bis zu etwa 2.800 Individuen pro Liter deutlich höher als im Vorjahr (ca. 1.500 Ind./l) und *Bosmina longirostris* konnte eine hohe Besiedlungsdichte bis Mitte August aufrecht erhalten (Abb. 6 oben, Mitte). Jedoch schon im Folgejahr (Abb. 6 unten) zeigte das Crustaceen-Plankton wieder Verhältnisse ähnlich der Ausgangssituation vor den Fischentnahmen.

Große Filtrierer spielten während der gesamten Untersuchungsphase keine wesentliche Rolle. Auch nach den Befischungen im Jahr 1999 konnten Vertreter dieser Gruppe (z.B. *Daphnia*-Arten) keine Bestände mit nennenswerten Individuendichten aufbauen. Folglich bestand offensichtlich auch nach den massiven Fischentnahmen ein beträchtlicher Fraßdruck auf das Zooplankton.

MAKROPHYTEN

Im Karsee konnten vier Makrophytenarten nachgewiesen werden. So bedeckte *Nymphaea alba* (Weiße Seerose) als Vertreter der Schwimmblattpflanzen größere Flächen. Von den untergetauchten Wasserpflanzen nahm *Ceratophyllum demersum* (Rauhes Hornblatt) die dichtesten Bestände ein und

erreichte mit 2 m Wassertiefe auch die tiefste Ausbreitung. Weniger häufig kamen *Potamogeton crispus* (Krauses Laichkraut) und nur vereinzelt *Polygonum amphibium* (Wasser-Knöterich) vor.

Die Verhältnisse veränderten sich während des Untersuchungszeitraums kaum. Eine Ausbreitung der Makrophyten über eine Wassertiefe von 2 m hinaus war nicht zu beobachten.

FISCHEREIBIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN

BESTANDSABSCHÄTZUNG 1998

Im Frühjahr 1998 wurden mit Trappnetzen und im Rahmen einer Zugnetz-Befischung insgesamt 10.175 Fische gefangen. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die nachgewiesenen Arten, die Anzahl der während der jeweiligen Befischungsphase gefangenen Tiere, den Anteil der Wiederfänge am Gesamtfang sowie über die Anzahl der im Jahr 1998 markierten und in den See zurückgesetzten Fische. Unter den insgesamt 10.175 gefangenen Fischen waren 7,9 % Wiederfänge, 7.850 Fische wurden markiert.

Neben den in Tabelle 3 aufgelisteten Arten wurden einzelne Aale und vereinzelt Hybriden aus Brachsen und Rotaugen sowie aus Brachsen und Rotfeder gefangen. Da sie nur selten in den Fängen vorkamen, waren sie für die weitere Auswertung nicht relevant und werden hier nicht aufgeführt.

Für die häufigen Arten Barsch, Rotaugen, Rotfeder und Brachsen wurde für 1998 eine Gesamtabundanz von ca. 15.000 Fischen/ha und eine Biomasse von ca. 330 kg/ha berechnet. Mit jeweils ca. 6.000 Fischen/ha wiesen das Rotau-

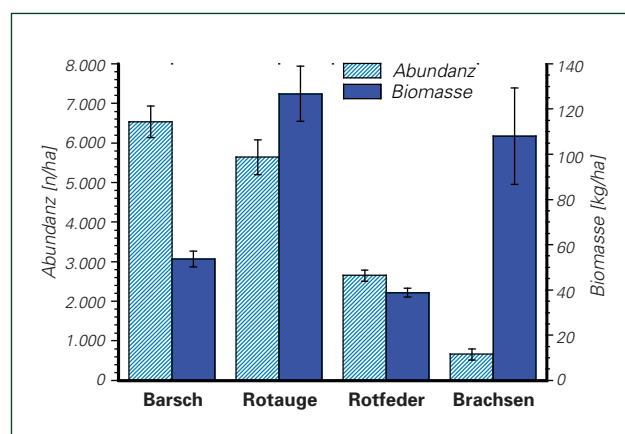


Abb. 7: Abundanz und Biomasse der im Karsee häufigen Arten für das Jahr 1998. Die in dieser und den folgenden Abbildungen eingetragenen Standardabweichungen sind als Fehlerbalken dargestellt.

ge und der Barsch die höchsten Abundanzen auf, bei der Biomasse dominierten mit 127 kg/ha das Rotauge und mit 108 kg/ha der Brachsen (Abb. 7).

Die für Barsche in den einzelnen Längengruppen berechneten Bestandsgrößen sind in Abbildung 8 dargestellt. Fische mit 8 und 9 cm dominierten deutlich den Bestand. Größere Exemplare waren nur vereinzelt vertreten. Der größte gefangene Barsch wies eine Länge von 22,0 cm auf.

Die in den Längensklassen 6 und 7 cm berechneten Abundanzen beruhen lediglich auf männlichen Tieren und waren somit tatsächlich etwa doppelt so hoch. Weibliche Barsche waren mit der entsprechenden Größe noch nicht geschlechtsreif und wurden mit den eingesetzten Trappnetzen kaum erfasst.

Beim Rotauge dominierten 1998 die Längensklassen von 11–14 cm (Abb. 8). Kleine Rotaugen zwischen 8 und 10 cm Körperlänge waren nur selten vertreten und auch für größere Längensklassen (> 14 cm) wurden nur sehr geringe Abundanzen festgestellt. Das größte Rotauge war 23,5 cm lang.

Bei der Rotfeder wurden im Frühjahr 1998 überwiegend Männchen gefangen. Bei den später durchgeführten Kiemennetz-Befischungen zeigte sich, dass die Weibchen, wahrscheinlich aufgrund ungünstiger Witterung, teilweise nicht abgelaicht hatten. Daher waren sie wohl im Frühjahr kaum aktiv und wurden mit den Trappnetzen entsprechend weniger häufig gefangen. Die höchsten Abundanzen wurden für Rotfedern in den Längengruppen 9 bis 11 cm festgestellt (Abb. 8). Wie beim Barsch ist der Bestand an Rotfedern in den unteren Längensklassen und der Gesamtbestand unterschätzt.

Die für Brachsen in den einzelnen Längengruppen berechneten Bestandsgrößen sind in Abbildung 8 dargestellt. Tiere in den Längengruppen von 23–26 cm dominierten deutlich den Bestand, für höhere Längensklassen berechnete Abundanzen waren sehr niedrig. Das größte Exemplar wies eine Länge von 49,0 cm auf. Brachsen im Längenbereich von 10–20 cm fehlten weitgehend in den Fängen. Offensichtlich ist hier mindestens ein Jahrgang weitgehend ausgefallen. In den Längensklassen 7–10 cm konnte aufgrund fehlender Wiederfänge nur die Anzahl gefangener Tiere berücksichtigt werden.

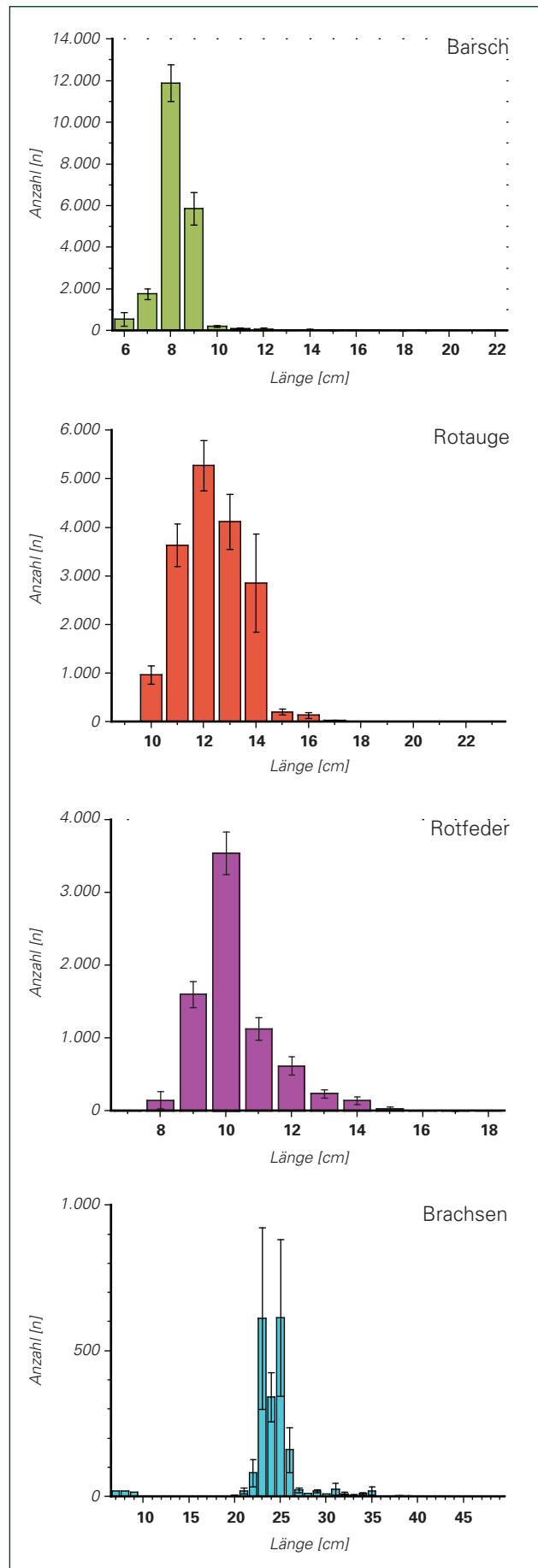


Abb. 8: Berechnete Bestandsgrößen in den einzelnen Längengruppen von Barsch, Rotauge, Rotfeder und Brachsen im Karssee für das Jahr 1998. Sofern in einzelnen Längensklassen Wiederfänge fehlten, sind in dieser und den folgenden Abbildungen die Fangzahlen dargestellt.

Beim Ukelei wurde auf eine Berechnung der Abundanzen aufgrund hoher Verluste während der Fänge und Markierungsaktionen verzichtet. In den Fängen dominierten Individuen der Längengruppen 12 bis 14 cm, der größte gefangene Ukelei maß 17,0 cm.

Schleien waren während der Markierungsphase im Frühjahr 1998 nur selten im Fang vertreten (Tab. 3). Bei den nachgewiesenen Exemplaren handelte es sich überwiegend um ältere Exemplare mit einer Körperlänge von 17,0 bis 49,0 cm, Jungfische konnten nicht nachgewiesen werden. Die Art pflanzt sich im Karssee offensichtlich nur unregelmäßig fort.

Die in Tabelle 3 angegebenen Fangzahlen für den Hecht wurden ab Anfang April erhoben, als die Laichzeit schon weitgehend beendet war, und unterschätzen daher die Bestandsstärke dieser Art im Karssee. Während einer im Februar und März 1998 im Karssee durchgeführten Fischerei auf laichreife Hechte wurden etwa 100 Exemplare mit Längen zwischen 30,0 und 90,0 cm registriert.

FISCHENTNAHMEN 1999

Vom 19.03. bis 28.10.1999 wurden insgesamt 34.513 Fische mit einem Gesamtgewicht von 368 kg entnommen. Dabei

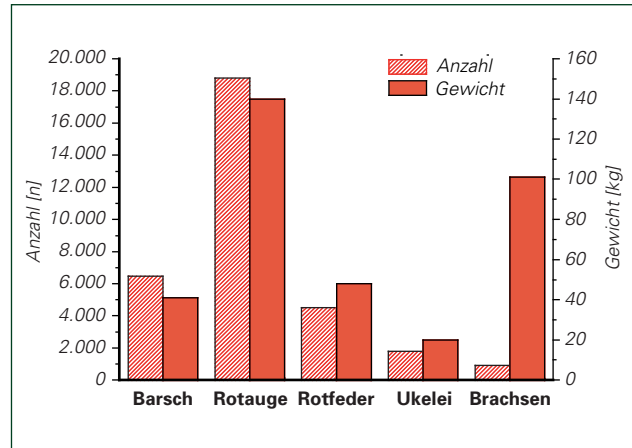


Abb. 9: Anzahl und Gewicht der im Jahr 1999 aus dem Karssee entnommenen Fische. Die selten im Fang vertretenen Hybriden (Brachsen x Rotauge, Brachsen x Rotfeder) sind hier nicht berücksichtigt.

war das Rotauge zahlenmäßig die mit Abstand häufigste Art. Den Hauptanteil am Fanggewicht hatten Rotauge und Brachsen (Abb. 9).

Die Abbildung 10 zeigt den im Jahr 1998 für Barsch, Rotauge, Rotfeder und Brachsen abgeschätzten Bestand sowie die 1999 durchgeführte Entnahme. Insbesondere beim Rotauge wird deutlich, dass es sich bei der großen Anzahl der im Jahr 1999 entnommenen kleinen Fische überwiegend um Tiere mit einer Körperlänge von 7–8 cm handelte. Diese Rotaugen waren im Jahr 1999 zweijährig (Abb. 13 Mitte) und waren ein Jahr zuvor als einjährige Tiere mit ca. 5 cm Körperlänge mit dem Trappnetz noch nicht zu erfassen und

Tab. 3: Anzahl der im Rahmen des Markierungsversuchs vom 03.04.–02.06.1998 im Karssee gefangenen Fische, den Anteil der Wiederfänge und die Anzahl der Fische, die markiert wurden. Welse wurden im Jahr 1998 nicht markiert.

Art	Zeitraum	Gesamtfang	Wiederfänge (%)	markierte Fische
Barsch	03.04.–19.04.	3.507	251 (7,2)	2.938
Rotauge	03.04.–16.05.	2.995	216 (7,2)	2.423
Rotfeder	03.04.–02.06.	2.240	232 (10,4)	1.743
Brachsen	03.04.–02.06.	504	50 (9,9)	368
Ukelei	03.04.–02.06.	819	40 (4,9)	346
Schleie	03.04.–02.06.	19	4 (21,0)	15
Hecht	03.04.–31.05.	32	15 (46,9)	17
Wels	03.04.–02.06.	52	–	–
Gesamt	03.04.–02.06.	10.175	808 (7,9)	7.850

Tab. 4: Anzahl der im Rahmen des Markierungsversuchs vom 11.03.–25.05.2000 mit Trappnetzen im Karssee gefangenen Fische, den Anteil der Wiederfänge sowie die Anzahl der Fische, die markiert wurden. Schleien wurden im Jahr 2000 nicht markiert.

Art	Zeitraum	Gesamtfang	Wiederfänge (%)	markierte Fische
Barsch	11.03.–26.04.	2.263	180 (7,9)	1.946
Rotauge	11.03.–25.05.	4.405	270 (6,1)	3.639
Rotfeder	11.03.–22.05.	299	9 (3,0)	257
Brachsen	11.03.–17.05.	115	11 (9,6)	96
Ukelei	11.03.–12.05.	40	1 (2,5)	28
Schleie	03.05.–25.05.	18	–	–
Hecht	11.03.–28.04.	90	31 (34,4)	59
Wels	26.04.–25.05.	85	57 (67,1)	28
Gesamt	11.03.–25.05.	7.315	559 (7,6)	6.053

konnten somit auch nicht in die Bestandsabschätzung eingehen (Abb. 13 oben). Zweijährige Rotaugen wurden im Rahmen der Bestandsabschätzung 1998 nicht festgestellt und auch die Altersgruppe III war in diesem Jahr nur schwach vertreten.

Insgesamt handelte es sich bei etwa der Hälfte der entnommenen Fische um nachgewachsene Exemplare, die im Rahmen der Bestandsabschätzung 1998 aufgrund ihrer geringen Größe nicht erfasst werden konnten.

BESTANDSABSCHÄTZUNG 2000

Im Frühjahr 2000 wurden mit Trappnetzen 7.315 Fische gefangen (Tab. 4). Darunter befanden sich 7,6% Wiederfänge, insgesamt wurden 6.053 Fische markiert und in den See zurückgesetzt.

Neben den in Tabelle 4 aufgeführten Arten waren in den Fängen selten Hybriden aus Brachsen und Rotaugen sowie Hybriden aus Brachsen und Rotfeder vertreten. Für Barsch und Rotaugen konnten Bestandsabschätzungen durchgeführt werden. Eine Berechnung der Abundanzen von Rotfeder und Brachsen war im Jahr 2000 aufgrund zu geringer Fänge bzw. Wiederfänge nicht möglich.

Für Barsch und Rotaugen wurde im Jahr 2000 eine Gesamtabundanz von ca. 23.000 Fischen/ha und eine Biomasse von ca. 140 kg/ha berechnet. Somit wurde im Jahr nach der intensiven Befischung für diese beiden Arten eine deutlich höhere Abundanz ermittelt als 1998 für Barsch, Rotaugen, Rotfeder und Brachsen zusammen (ca. 15.000 Fische/ha). Vor allem beim Rotaugen lag die Abundanz wesentlich höher als zwei Jahre zuvor, beim Barsch war sie nur unwesentlich höher (Abb. 11 oben). Die im Jahr 2000 berechnete Biomasse lag sowohl beim Rotaugen als auch beim Barsch unter den 1998 festgestellten Werten (Abb. 11 unten). Im Vergleich zu 1998 hat also bei beiden Arten der Anteil kleiner Fische deutlich zugenommen.

Abbildung 12 macht deutlich, dass die Bestände von Barsch und Rotaugen im Jahr 2000 von Jungfischen dominiert waren. Beim Barsch waren Fische der Längengruppe 6 cm deutlich häufiger als 1998 (Abb. 12 oben). Bei diesen Fischen handelte es sich hauptsächlich um den Jahrgang 1999, die

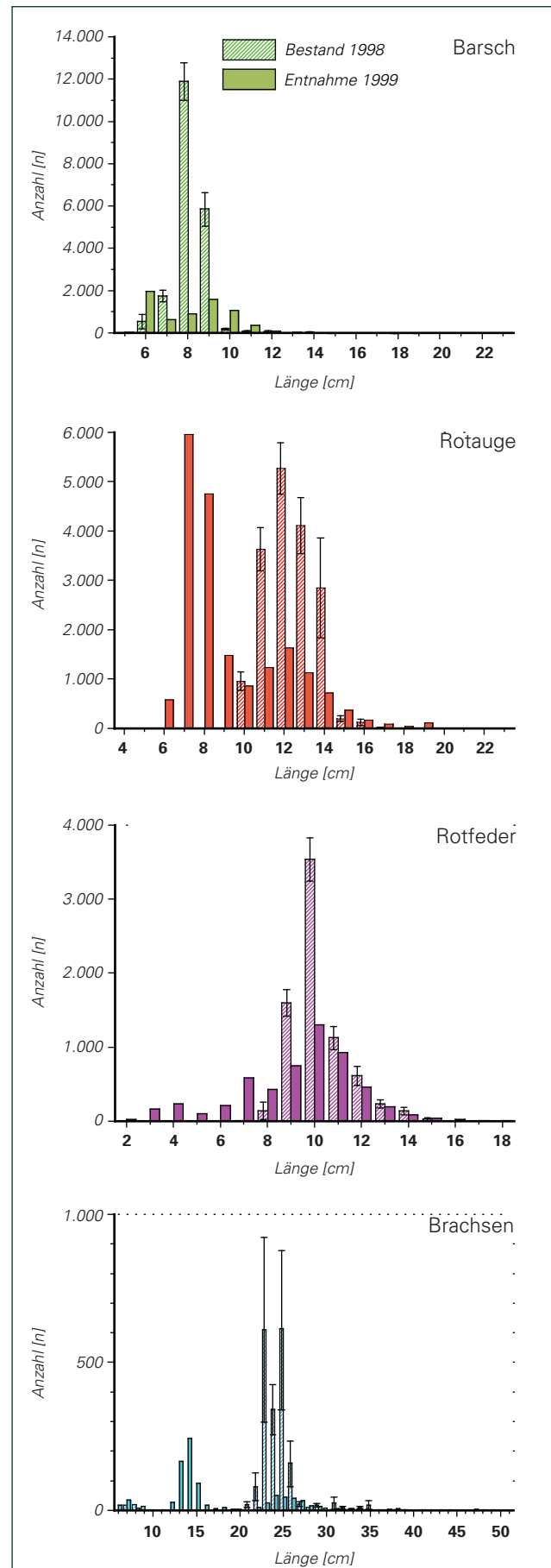


Abb. 10: Die für die einzelnen Längengruppen berechneten Bestandsgrößen (schraffierte Balken) für Barsch, Rotaugen, Rotfeder und Brachsen im Karssee für das Jahr 1998 und die im Jahr 1999 jeweils entnommene Mengen (ausgefüllte Balken).

im Rahmen der 1999 durchgeführten Fischartnahmen aufgrund ihrer geringen Größe selbstverständlich nicht gefangen und entnommen werden konnten. Barsche, die im Jahr 2000 eine Länge von 8 bis 9 cm aufwiesen, gehörten überwiegend dem Jahrgang 1998 an. Sie wurden 1999 als einjährige Tiere zumindest teilweise erfasst und entnommen, und es ist davon ausgehen, dass ihre im Jahr 2000 festgestellten Abundanzen durch die vorangegangenen Entnahmen beeinflusst sind.

Für kleine Rotaugen mit einer Körperlänge von 8 bis 9 cm wurde für das Jahr 2000 eine Individuenzahl von ca. 42.000 Tieren berechnet. Dies entspricht nahezu dem 1998 für alle Arten berechneten Gesamtbestand von ca. 47.000 Fischen (Abb. 12 unten). Diese Rotaugen waren im Jahr 2000 drei Jahre alt, sind folglich Jahrgang 1997 (Abb. 13 unten), und wurden 1999 als zweijährige Tiere (7–8 cm Körperlänge) intensiv entnommen (Abb. 13 Mitte). Trotz der intensiven Entnahme war dieser Jahrgang im darauf folgenden Jahr 2000, als eine Bestandskontrolle durchgeführt wurde (Abb.

13 unten), immer noch stark vertreten. Demnach konnte durch die Fischartnahmen keine effektive Bestandsreduzierung erreicht werden.

In den Altersklassen IV bis VI wurden für das Jahr 2000 deutlich niedrigere Rotaugen-Abundanzen berechnet als für 1998 (Abb. 13). In diesen Altersklassen haben sich folglich die Fischartnahmen mehr oder weniger deutlich ausgewirkt. Es ist aber festzuhalten, dass es sich bei den Jahrgängen 1994–1996 (Altersklassen II–IV im Jahr 1998) um verhältnismäßig schwache Jahrgänge gehandelt hat.

Für die Schleie bestätigte sich der 1998 gewonnene Eindruck. Auch im Jahr 2000 war die Art nur selten in den Fängen vertreten (Tab. 4). Das Fehlen von einzelnen Jahrgängen deutet darauf hin, dass sich die Schleie im Karsee nur unregelmäßig erfolgreich fortpflanzen kann.

Der Hechtbestand im Karsee kann als gut bezeichnet werden. Die für die Jahre 1998 (Tab. 3) und 2000 (Tab.

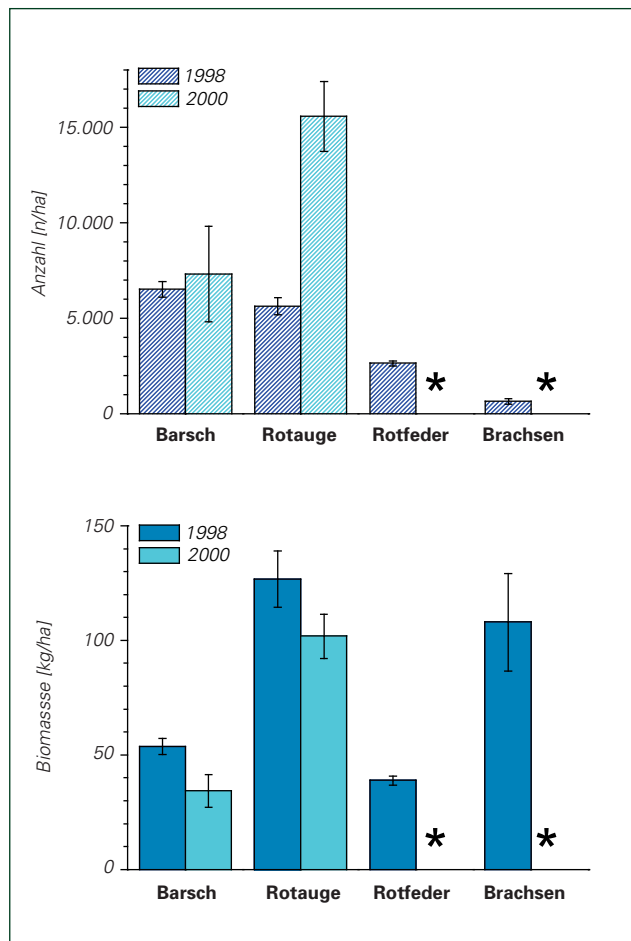


Abb. 11: Berechnete Abundanz (oben) und Biomasse (unten) der im Karsee häufigen Arten, vergleichend dargestellt für die Jahre 1998 und 2000. *: Für Rotfeder und Brachsen war die Berechnung von Abundanz und Biomasse im Jahr 2000 nicht möglich.

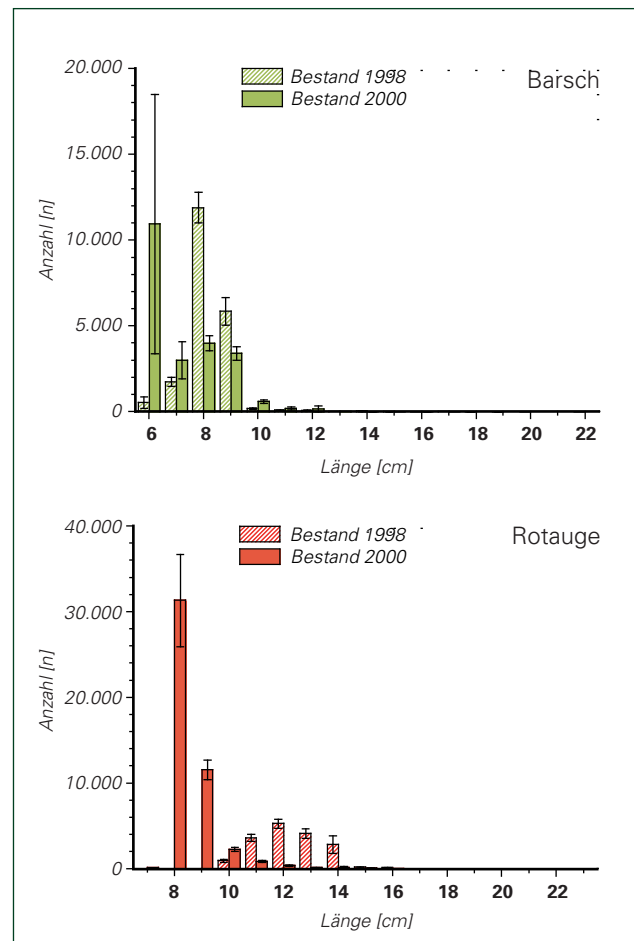


Abb. 12: Berechnete Bestandsgrößen der Barsche (oben) und Rotaugen (unten) im Karsee, vergleichend dargestellt für die Jahre 1998 und 2000. Beim Barsch bestehen die Längengruppen 6 und 7 cm überwiegend aus Männchen. Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung insbesondere der Y-Achsen.

4) angegebenen Zahlen der Hechtfänge sind jedoch nicht direkt vergleichbar, da die Befischungszeiten unterschiedlich waren.

Welse wurden im Jahr 2000 relativ häufig gefangen, wobei eine hohe Wiederfangrate auffiel. Insgesamt wurden 28 Exemplare markiert und dann teilweise sehr häufig wieder gefangen.

NAHRUNGSANALYSEN

Zooplankton-Konsumenten im Karsee waren vor allem die Jungfische (Körperlänge bis ca. 6 cm) von Barsch, Rotaugen und Rotfeder sowie Brachsen bis ca. 20 cm und Ukelei, bei denen auch adulte Exemplare zu einem wesentlichen Anteil tierisches Plankton aufgenommen hatten. In der Regel wurden Copepoden und kleine Cladoceren in unterschiedlichen Anteilen als Nahrung genutzt, lediglich kleine Barsche nahmen bevorzugt Copepoden auf. Große Cladoceren, die 1998 bei den Nahrungsuntersuchungen nicht nachgewiesen werden konnten, waren auch nach den Befischungen selten und spielten keine wesentliche Rolle im Nahrungsspektrum der untersuchten Fische.

Da Barsch und Rotaugen im Untersuchungszeitraum die mit Abstand häufigsten Fischarten waren, ging der stärkste Fraßdruck auf das Zooplankton im Karsee von Jungfischen dieser beiden Arten aus.

WACHSTUM DER FISCHTE IM KARSEE

Die Untersuchungen zum Wachstum der im Karsee häufigen Fischarten ergaben keine Hinweise auf wesentliche Veränderungen während des Untersuchungszeitraums. Weder über Wiederfänge markierter Fische noch über Alter-Längen-Beziehungen konnte eine Steigerung der Wachstumsleistung im Anschluss an die intensiven Fischentnahmen festgestellt werden. Die Abbildung 14 zeigt die Alter-Längen-Beziehungen von Barsch und Rotaugen vor den Fischentnahmen und danach.

Für den Barsch kann von gleich bleibenden Zuwachsraten während des Untersuchungszeitraums ausgegangen werden (Abb. 14 oben). Charakteristisch ist, dass Barsche bis

zu einer Körpergröße von ca. 10 cm (Altersklasse III+) sehr geringe Zuwächse aufwiesen, während die Wachstumsleistungen in den Altersklassen IV und V höher lagen. Der höhere Längenzuwachs bei größeren Barschen ist offenbar

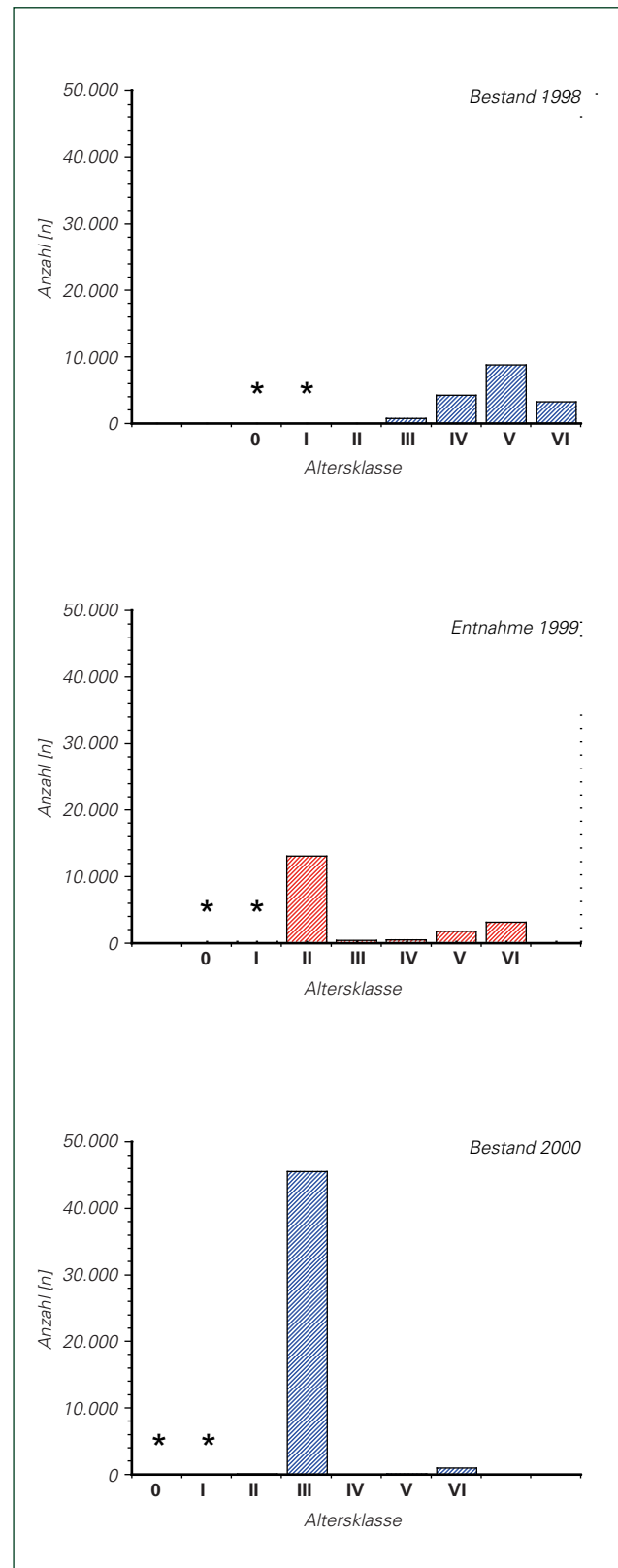


Abb. 13: Bestandsstärken für Rotaugen aus dem Karsee für 1998 und 2000 sowie 1999 entnommene Tiere in den Altersklassen II bis VI. Zu beachten ist, dass die Altersklassen auf den X-Achsen versetzt angeordnet sind, damit die einzelnen Jahrgänge direkt übereinander zu erkennen sind

auf die verstärkte Nutzung von Fischen als Nahrungsquelle zurückzuführen. Barsche über 10 cm wurden während des gesamten Untersuchungszeitraums jedoch nur in sehr geringen Mengen gefangen.

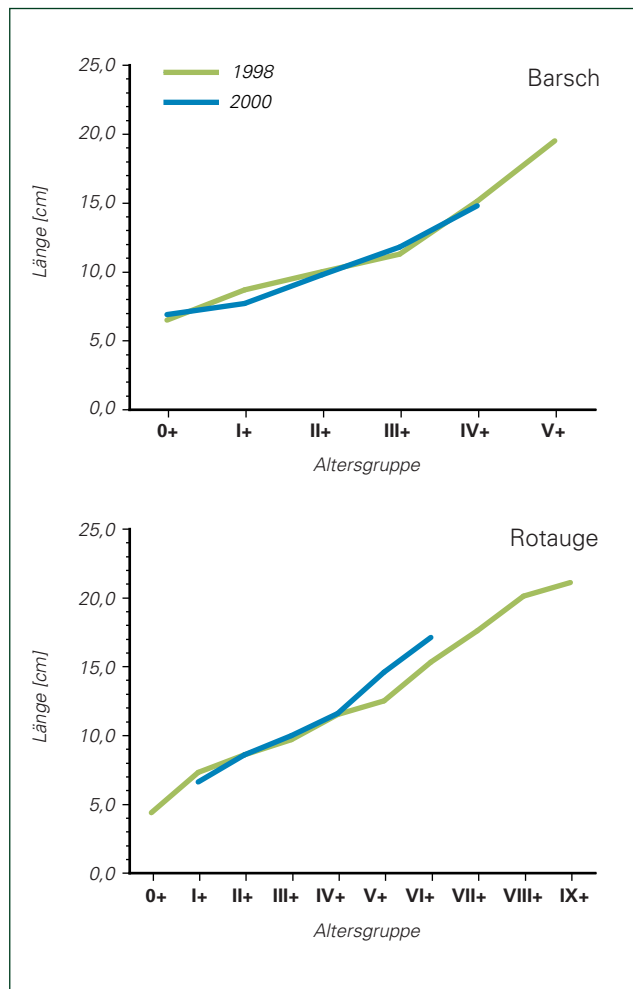


Abb. 14: Alter-Längen-Beziehungen von im Herbst gefangenen Barschen (oben) und Rotaugen (unten) aus dem Karssee für die Jahre 1998 und 2000, vor und nach den Fischentnahmen. Barsch: n=155 in 1998, n=38 in 2000; Rotauge: n=41 in 1998, n=51 in 2000. Daten vom Barsch für 1998 zum überwiegenden Teil aus BRINKER (2000).

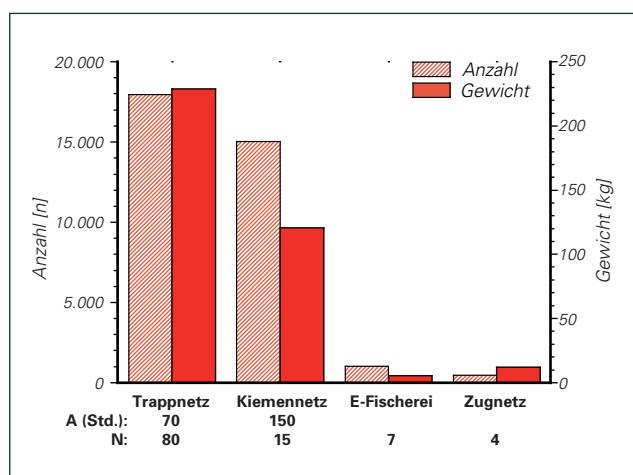


Abb. 15: Mit verschiedenen Befischungsmethoden im Jahr 1999 aus dem Karssee entnommene Fischmenge (Anzahl und Gewicht). A: Arbeitsaufwand für Trappnetz- und Kiemennetzfischerei. N: Expositi-onstage des Trappnetzes, Anzahl der Kiemennetz-Befischungen über Nacht, Anzahl der Elektro-fischereien und der Zugnetz-Einsätze.

Nach der Alter-Längen-Beziehung der Rotaugen (Abb. 14 unten) liegt die durchschnittliche Länge der Altersklassen V+ und VI+ für das Jahr 2000 etwas höher als 1998. In den übrigen Altersklassen sind die Körperlängen weitgehend identisch. Im Jahr 2000 ist in den Altersklassen V und VI das Wachstum ein wenig verbessert. Dies ist möglicherweise auf den durch die Fischentnahmen reduzierten Bestand in diesen natürlicher-weise schwachen Altersklassen zurückzuführen (Abb. 13).

VERGLEICH DER FANGERGEBNISSE VERSCHIEDENER FANGMETHODEN

Bei Biomanipulationsvorhaben oder vor intensivierten Fischentnahmen im Rahmen regulärer fischereilicher Bewirtschaftungen von Seen wird oft die Frage diskutiert, welche Fangmethode unter Berücksichtigung des Aufwandes am effektivsten ist. Nachfolgend werden daher die wichtigsten Erkenntnisse, die hierzu bei diesem Projekt gewonnen wurden, dargestellt.

Zur Entnahme möglichst vieler Fische aus dem Karssee wurden 1999 vier verschiedene Fanggeräte eingesetzt: Trapp-netz, Kiemennetz, Elektro-Fischfangergerät und Zugnetz. Der überwiegende Anteil der entnommenen Fische wurde mit Trapp- und Kiemennetzen gefangen (Abb. 15). Im Folgenden wird zunächst die für beide Befischungsmethoden aufgewendete Arbeitszeit abgeschätzt.

Das Trappnetz war an 80 Tagen eingesetzt. Für das Setzen, Bergen, Leeren und Reinigen des Netzes sowie für Reparaturen fielen ca. 70 Stunden an. Die Kiemennetze wurden 15 mal jeweils über Nacht gesetzt. Für das Setzen der Netze, die Entnahme der Fische, das Bergen und Reinigen der Netze sowie für Reparaturarbeiten an den Netzen wurden ca. 150 Arbeitsstunden aufgewendet. Somit resultierte für die Trapp- und Kiemennetz-Fischerei eine Arbeitszeit von ca. 220 Stunden. Dabei ist lediglich der unmittelbare Zeit-aufwand für die Befischungen berücksichtigt, die Zeiten für vorbereitende Arbeiten wie das Zusammenstellen und Ver-laden der Netze, für die Auswertung der Fänge sowie An- und Rückfahrtzeiten sind hierbei nicht enthalten.

Unter Berücksichtigung der aufgewendeten Arbeitszeit und der gefangenen Fische war die während der Laichzeit von Mitte März bis Anfang Juni durchgeführte Trappnetz-

Fischerei die effektivste Methode. Mit dem Ende der Laichzeit gingen die Fänge aber deutlich zurück und das Trappnetz wurde entnommen.

Kiemennetze wurden vor allem von Anfang Mai bis Anfang Juli sowie im Herbst eingesetzt. Die Kiemennetz-Fischerei war, bezogen auf die entnommene Fischmenge, deutlich arbeitsintensiver als die Trappnetz-Fischerei, jedoch konnten auch außerhalb der Laichzeit noch beachtliche Mengen an Fischen entnommen werden. Zudem wurde ein im Vergleich zum Trappnetz-Einsatz ähnliches Befischungsergebnis in einer wesentlich kürzeren Expositionszeit erreicht.

Die Zugnetzfischerei war wenig erfolgreich und wurde nach vier Zügen eingestellt. Die Elektro-Fischerei wurde nur im Rahmen der monatlichen Probefischungen im unmittelbaren Uferbereich eingesetzt. Für die Entnahme großer Fischmengen aus Seen ist diese Methode ungeeignet.

Die Anzahl gefangener Fische war im Trappnetz und in den Kiemennetzen ähnlich. Mit dem Trappnetz wurde jedoch eine höhere Biomasse entnommen (Abb. 15), was vor allem darauf zurückzuführen war, dass verhältnismäßig große Brachsen über 20 cm Körperlänge überwiegend im Trappnetz gefangen wurden. Diese wurden in den Kiemennetzen trotz entsprechender Maschenweiten aus unbekanntem Gründen nicht gefangen. Auch die im Trappnetz gefangenen Barsche waren durchschnittlich größer als die mit Kiemennetzen erfassten Exemplare. Bei dieser Art lag der

Grund dafür in den unterschiedlichen Expositionszeiten beider Fanggeräte. Während das Trappnetz in der Laichzeit eingesetzt wurde und vor allem laichreife Barsche gefangen wurden, kamen Kiemennetze erst ab Anfang Mai, nach Abschluss der Laichzeit, zum Einsatz. Mit ihnen wurden in den entsprechenden Maschenweiten vor allem kleine Barsche der Längensklasse 6 cm entnommen, die mit dem Trappnetz nur in geringer Menge gefangen werden konnten. Für das Rotaugen zeigten die Längen-Häufigkeits-Verteilungen aus Trappnetz- und Kiemennetz-Fängen keine gravierenden Unterschiede.

Die Fänge aus der Trappnetz- und Kiemennetz-Fischerei wiesen eine weitgehend identische Artenverteilung auf (Abb. 16), wobei das Rotaugen die dominierende Art war. Bei der Elektro-Fischerei wurden vor allem Rotfedern gefangen. Es handelte sich dabei hauptsächlich um Jungfische, die sich zwischen dem Röhricht aufhielten. Eher freiwasserorientierte Arten wie Ukelei oder Brachsen wurden im Rahmen der Elektro-Fischerei nur vereinzelt gefangen. Die Artenverteilung in den Zugnetzfängen ist aufgrund der geringen Anzahl getätigter Züge und gefangener Fische wenig aussagekräftig.

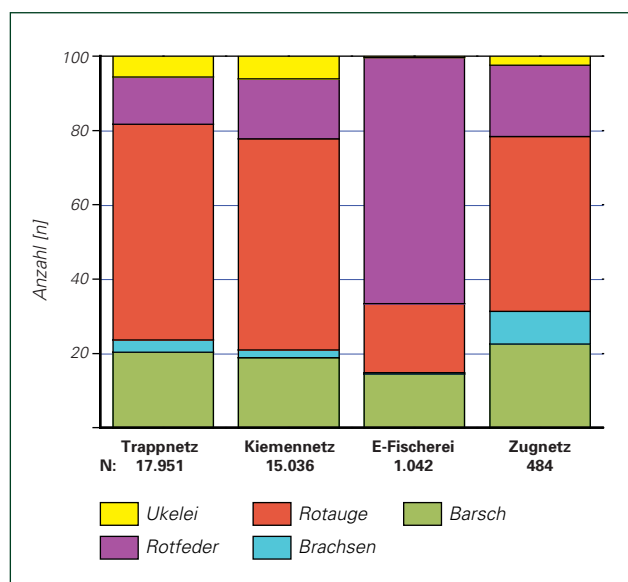


Abb. 16: Relative Häufigkeit der entnommenen Fische, aufgeschlüsselt nach Arten und vergleichend dargestellt für die 1999 im Karssee angewandten Befischungsmethoden. n = Anzahl entnommener Fische.

Untersuchungen und Erfahrungen an weiteren oberschwäbischen Seen

Im Folgenden werden Untersuchungsergebnisse und Erfahrungen, die an einigen anderen eutrophen oberschwäbischen Seen gewonnen wurden, dargestellt. Die angewandten Methoden waren in der Regel identisch mit den für die Karssee-Untersuchung beschriebenen. Aus der Fülle der erhobenen fischereibiologischen und limnologischen Daten wird hier nur auf die wichtigsten Parameter eingegangen. Weitere Informationen zu den einzelnen Seen sind bei PABSTMANN 1993, DEHUS & SCHMID 1995, GÜDE ET AL. 1995, DEHUS 2000, HABERBOSCH 2000, RODAT ET AL. 2001 sowie unter www.seenprogramm.de zu finden.

LENGENWEILER SEE

Der Lengenweiler See bei Wilhelmsdorf, Landkreis Ravensburg, ist ein kleiner See mit einer Wasserfläche von 4,7 ha, einer maximalen Tiefe von 5,3 m sowie einer Einzugsgebietsgröße von 154 ha (Abb. 17). Das Umland des Sees wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt, wobei

Grünland etwa 75 % der Fläche ausmacht. Der Lengenweiler See besitzt zwei Zuläufe und entwässert über einen Wiesengraben im Wesentlichen in die Rotach und den Bodensee.

Der See wird als Badegewässer sowie angelfischereilich genutzt. Eigentümer ist die Gemeinde Wilhelmsdorf.

Erhöhte Nährstoffeinträge aus verschiedenen Belastungsquellen führten in der Vergangenheit zur starken Eutrophierung des Gewässers. Im Hypolimnion ist in der Regel schon frühzeitig im Jahr der Sauerstoff aufgebraucht, so dass die Tiefenzone für höhere Organismen größtenteils nicht besiedelbar ist. Die Sichttiefen sind gering und liegen meist bei etwa 1,0 m. Der Fischbestand ist typisch für einen eutrophen See. Es dominieren kleinwüchsige Cypriniden, insbesondere Rotaugen und Brachsen, daneben auch kleine Barsche. Hechte wachsen relativ schlecht und ihr Laicherfolg ist unbefriedigend. Daher setzen die Fischer jährlich vorgestreckte oder einsömmrige Hechte ein. Außerdem werden im Herbst



Abb. 17: Der Lengenweiler See bei Wilhelmsdorf (Foto: H. Werner).

regelmäßig in geringer Menge zweisömmrige Karpfen besetzt. Aus fischfaunistischer Sicht bedeutende Fischarten im Lengenweiler See sind der Bitterling und das Moderlieschen, deren Bestände der ansässige Fischereiverein durch verschiedene Schutz- und Schonmaßnahmen seit mehreren Jahren erfolgreich sichern kann.

Im Rahmen des Aktionsprogramms zur Sanierung ober-schwäbischer Seen wurden während der 90er Jahre umfangreiche Maßnahmen zur Reduzierung des Nährstoffeintrags durchgeführt. Zudem erfolgte in den Jahren 1992 und 1993 eine genauere Erfassung des Fischbestands im Lengenweiler See mit Hilfe der Markierungs- und Wiederfang-Methode. Um den hohen Fischbestand zu reduzieren, wurde der See von November 1994 bis Juli 1995 in Zusammenarbeit mit dem Fischereiverein mit Kiemennetzen und einem Trappnetz intensiv befishet. Neben Rotaugen und Brachsen wurden auch kleine Barsche entnommen. Hechte und große Barsche wurden wieder zurückgesetzt, um einen möglichst hohen Fraßdruck auf die verbliebenen Fische aufrecht zu erhalten. Bezogen auf die Biomasse wurden von dem festgestellten Bestand an Rotaugen mehr als 20 %, bei den Brachsen etwa 60 % und bei den Barschen etwa 16 % entnommen (Tab. 5).

Im Jahr 1997 wurde erneut eine Überprüfung des Bestandes vorgenommen. Dabei war im Vergleich zu 1992/93 ein geringerer Bestand an Rotaugen, aber höhere Bestände an Brachsen und Barschen anzutreffen (Tab. 5).

Parallel wurden in 1994 und 1995 und in nachfolgenden Jahren limnologische Untersuchungen durchgeführt. Vergleichsdaten stehen von 1990 zur Verfügung (Tab. 6).

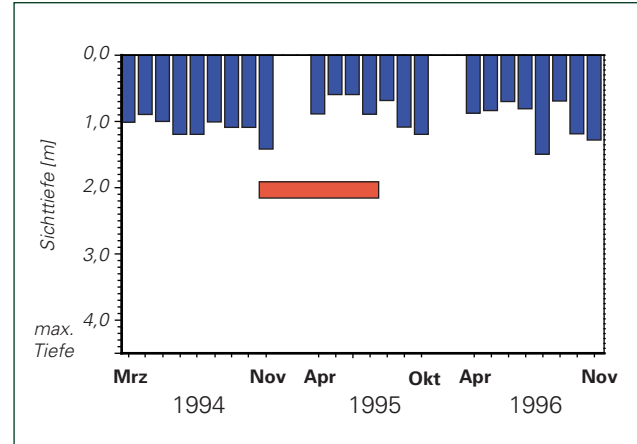


Abb. 18: Sichttiefe im Lengenweiler See während der Jahre 1994–1996. Die Phase der intensiven Befischung von November 1994 bis Juli 1995 ist als roter Balken dargestellt. Während der Wintermonate wurden keine Sichttiefen gemessen (aus DEHUS 2000).

Für die Pflanzennährstoffe sowie andere die Trophie eines Gewässers anzeigende Parameter wie z.B. Chlorophyll-a-Gehalt oder Sichttiefe konnte keine durchgreifende Verbesserung der Werte festgestellt werden. Abbildung 18 zeigt die Entwicklung der Sichttiefe vor, während und nach der intensiven Befischung.

Beim Zooplankton gab es keine Verschiebung im Artenspektrum hin zu großen, filtrierenden Arten; kleine Zooplankter dominierten nach wie vor.

BUCHSEE

Beim Buchsee, der zur Blitzenreuter Seenplatte (Landkreis Ravensburg) gehört, handelt es sich um einen kleinen See mit einer Wasserfläche von ca. 4 ha und einer maximalen Tiefe von 1,2 m (Abb. 19). Das Einzugsgebiet, das

Tab. 5: Am Lengenweiler See ermittelte Bestandsgröße der häufigsten Arten in den Jahren 1992, 1993 und 1997 sowie in den Jahren 1994 bis 1995 entnommene Menge (nach Dehus 2000).

	Bestand 1992 u. 1993		1994–95 entnommen		Bestand 1997	
	Anzahl	Gew. [kg]	Anzahl	Gew. [kg]	Anzahl	Gew. [kg]
Rotauge	59.700	650	13.800	56	30.300	250
Brachsen	3.790	220	3.150	133	8.030	260
Barsch	8.840	72	990	12	13.500	130

Tab. 6: Pflanzennährstoffe und andere Trophieanzeiger (Jahresdurchschnitt) im Lengenweiler See während der 90er Jahre (Daten: Pro Regio Oberschwaben; *: Uni Konstanz, 3 Messungen im Sommer).

	1990	1994	1995	1998	2000*
Anorg. Gesamt-Stickstoff (mg/l)	0,93	1,06	1,22	1,02	
Gesamt-Phosphor (µg/l)	83	45	70	64	55
Chlorophyll a (µg/l)	38	22	26	26	43
Sichttiefe (m)	1,0	-	0,8	1,4	1,3



Abb. 19: Der Buchsee zwischen Ravensburg und Altshausen. Im Hintergrund der Häcklerweiher. (Foto: F. Hofmann).

eine Größe von ca. 250 ha aufweist, ist überwiegend von Waldflächen geprägt; etwa 20 % der Fläche wird landwirtschaftlich genutzt. Der Buchsee wird durch einen Zulauf vom Häcklerweiher sowie durch Grundwasser gespeist. Der Ablauf erfolgt über Schreckensee und Hühler Ach in die Schussen

Der See wird extensiv fischereilich genutzt. Eigentümer ist das Land Baden-Württemberg.

Der Buchsee ist ein eutropher bis hypertropher See. Er war bis vor wenigen Jahrzehnten noch sehr viel tiefer als heute. Ein erhöhter Schlamm eintrag führte dazu, dass die Wassertiefe bis heute deutlich abnahm. Aufgrund eines zu hohen Nährstoffeintrags war Ende der 80er Jahre eine starke Algenentwicklung festzustellen und die Sichttiefe lag bei nur wenigen Dezimetern. Im Mai 1989 kam es zu einem großen Fischsterben, bei dem mehr als 2 t Fische verendeten. Ursache war vermutlich Sauerstoffmangel und ein hoher pH-Wert, möglicherweise verbunden mit dem Aufkommen giftiger Blaualgen (Cyanobakterien).

Das Fischsterben am Buchsee kann mit einer Totalentnahme von Fischen, also einer drastischen Biomanipulationsmaßnahme gleichgesetzt werden.

Um die Auswirkungen dieses Ereignisses zu dokumentieren, wurden Anfang 1990 limnologische und fischereibiologische Untersuchungen begonnen.

Die wichtigsten Ergebnisse der limnologischen Untersuchungen waren, dass im Anschluss an das Fischsterben große Wasserflöhe (*Daphnia pulex*) sehr häufig vorkamen. Diese bewirkten eine deutliche Reduzierung des Phytoplanktons, so dass das Wasser das ganze Jahr über klar war. Die Entwicklung der Sichttiefe zeigt Abbildung 20 (oben) und der Gesamt-Phosphor-Konzentration Abbildung 20 (unten). Im Jahr 1990 wurden außerdem große Mengen an Ortho-Phosphat gemessen. Normalerweise kommt diese Phosphor-Fraktion in einem Gewässer nur in kleinen Mengen vor, da sie von den Algen schnell aufgenommen wird.

Aufgrund des klaren Wassers konnten sich submerse Makrophyten sehr stark ausbreiten. Zeitweise bedeckte vor allem Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*) fast den gesamten See. Auch der extrem schlammige und weiche Seeboden war offensichtlich kein Hindernis, dass sich die Wasserpflanzen massiv ansiedeln konnten. In bestimmten Bereichen waren auch Schwimmblattpflanzen (Teichrose, *Nuphar lutea*) vorhanden.

Mehrere Befischungen mit Netzen und einem Elektrofischfanggerät im Frühling und Sommer 1990 ergaben, dass nur wenige adulte Fische überlebt hatten. Schon im Herbst kamen aber wieder Jungfische in den Fängen vor. Fortpflanzungsfähige Fische hatten im Frühjahr erfolgreich abgelaicht und der Fischbestand baute sich relativ schnell wieder auf.

Völlig überraschend dominierte jedoch zunächst keine einheimische Cypriniden-Art, sondern der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*). Diese Art war schon seit längerem vereinzelt im Buchsee vertreten. Im Anschluss an das Fischsterben vermehrte er sich explosionsartig, da er offensichtlich das große Angebot an Nährtieren am effektivsten nutzen konnte. Erst als in den folgenden Jahren die Cypriniden wieder höhere Bestände ausbildeten, ging das Vorkommen der Sonnenbarsche wieder zurück.

Im weiteren Verlauf führte der wachsende Fischbestand, vor allem die zunehmende Zahl an Jungfischen, zu einem

Rückgang der Zooplanktondichte und planktische Algen konnten sich wieder stärker ausbreiten. Etwa drei Jahre nach dem Fischsterben war im Buchsee wieder ein hoher, von kleinen Cypriniden dominierter Fischbestand vorhanden. Das große Zooplankton war verschwunden und die Sichttiefe aufgrund der hohen Algendichte gering (Abb. 20 oben). Auch die submersen Makrophyten gingen wieder zurück und nur die Teichrosen konnten sich halten.

Um eine nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität am Buchsee zu erreichen, wird seit Beginn der 90er Jahre im Rahmen des „Aktionsprogramms zur Sanierung oberschwäbischer Seen“ versucht, den Nährstoffeintrag in den Buchsee aus seinem Einzugsgebiet durch verschiedene Maßnahmen zu reduzieren. Insbesondere der Schlammeintrag aus dem Häcklerweiher konnte durch den Bau eines Absetzbeckens im Jahre 1999 verringert werden.

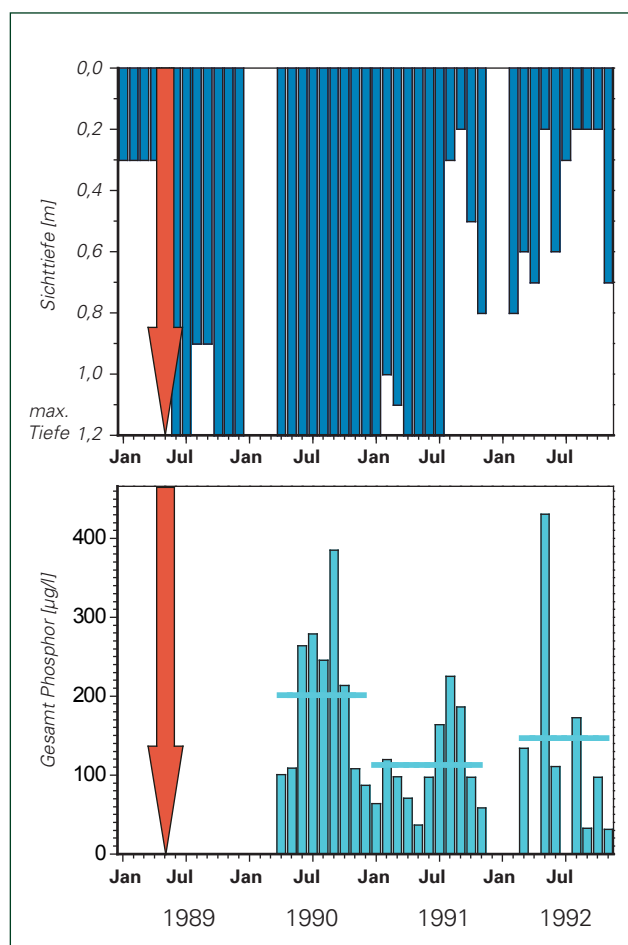


Abb. 20: Sichttiefe (oben) und Phosphorgehalt (unten) im Buchsee in den Jahren 1989–1992. Beim Phosphor begannen die Messungen im April 1990; für jedes Jahr wurde zusätzlich ein Mittelwert berechnet, der als waagrechter Balken eingezeichnet ist. Das Fischsterben im Mai 1989 ist durch einen roten Pfeil gekennzeichnet. Während der Eisbedeckung im Winter 1989/90 und 1991/92 wurden keine Werte erhoben (nach DEHUS 2000).

ROHRSEE

Der Rohrsee bei Bad Wurzach, Landkreis Ravensburg (Abb. 21), liegt auf der europäischen Wasserscheide. Mit einer Wasserfläche von 56 ha gehört er zu den großen oberschwäbischen Seen. Der Rohrsee weist aber natürlicherweise eine maximale Wassertiefe von nur 2,5 m auf und ist damit im Gegensatz zu den meisten anderen Seen ein sehr flaches Gewässer. Das etwa 1.500 ha große Einzugsgebiet wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt (60 % Grünland; 40 % Ackerland). Aufgrund der geringen Wassertiefe und der windexponierten Lage bildet der Rohrsee, im Gegensatz zu den anderen hier besprochenen Seen, im Sommer keine stabile Temperaturschichtung aus. Der Rohrbach ist der Hauptzulauf, zudem münden einige Entwässerungsgräben ein. Ein oberirdischer Ablauf ist nicht vorhanden, aber über das Grundwasser ist ein ständiger Wasseraustausch möglich. Je nach Höhe der Niederschlagsmenge treten deutliche Wasserstandsschwankungen auf. Im Sommer 1967 ist der See letztmals trocken gefallen.

Eigentümer des Sees ist das Land Baden-Württemberg. Das Fischereirecht ist seit 1978 an einen Berufsfischer verpachtet.

Wie zahlreiche andere oberschwäbischen Seen war auch der Rohrsee ursprünglich ein von Makrophyten dominierter



Abb. 21: Der Rohrsee bei Bad Wurzach (Foto: F. Hofmann).

Klarwassersee. Ab Mitte des letzten Jahrhunderts führten erhöhte Nährstoffeinträge zu den bekannten negativen Erscheinungsbildern wie z.B. eine Zunahme der Algenproduktion und trübes Wasser mit geringen Sichttiefen.

Der Berufsfischer befischte bis Ende der 80er Jahre nicht nur die Hecht-, Aal- und Schleienbestände mit Trappnetzen, sondern entnahm auch jährlich mit einem Zugnetz zwischen 2,5 und 5 t Cypriniden, insbesondere Rotaugen. Besetzt wurden während dieser Zeit lediglich in geringem Umfang Schleien und Aale. Großes Zooplankton stellte sich wieder in hoher Dichte ein, so dass eine effektive Reduzierung der planktischen Algen möglich war. Die Folge war eine deutliche Zunahme der Sichttiefe. Anfang der 90er Jahre war der See wieder über weite Flächen mit Makrophyten bewachsen.

Gleichzeitig kamen jedoch auch Fadenalgen stark auf, die die Wasserpflanzen überwucherten oder als Algenwatten

im Wasser trieben. Wahrscheinlich aufgrund der intensiven Photosynthesetätigkeit stieg der pH-Wert an und es wurden in den Folgejahren immer wieder Werte um neun, in Einzelfällen auch über zehn, gemessen. Bei den Cypriniden war ein drastischer Fangrückgang zu verzeichnen, so dass die Zugnetzfischerei 1994 eingestellt werden musste, und auch die Hecht- und Schleienfänge gingen zurück. Beobachtungen aus diesen Jahren deuten darauf hin, dass die Fische sich nur noch in geringem Umfang fortpflanzen konnten. Zudem wurde ein massives Absterben von Muscheln (*Anodonta cygnea*, *A. piscinalis*) im Rohrsee beobachtet. Ob aber die hohen pH-Werte letztendlich der Hauptgrund für den Rückgang der Fisch- und Muschelbestände waren blieb unklar.

Um die zu hohen Nährstoffgehalte im Rohrsee zu reduzieren, wurden ab 1995 im Rahmen des „Aktionsprogramms zur Sanierung oberschwäbischer Seen“ Maßnahmen zur Re-

Tab. 7: Nitrat, Ammonium, Gesamt-Phosphor, Chlorophyll a und Sichttiefe als Jahresdurchschnittswerte im Rohrsee in den Jahren 1994 (vor den Sanierungsmaßnahmen) sowie 1995 bis 1996 und 1998 bis 2001 (nach Sanierungsbeginn). Grund = 2,5 m Tiefe. Daten: Pro Regio Oberschwaben, Institut für Seenforschung.

	1994	1995	1996	1998	1999	2000	2001
	0,32	0,06	0,24	0,52	0,15	0,36	0,41
Ammonium-N (mg/l)	0,07	0,03	0,11	0,3	0,02	0,03	0,04
Gesamt-Phosphor (µg/l)	85	62	86	84	38	52	48
Chlorophyll a (µg/l)	-	6,8	6,9	6,0	14,4	12,0	8,9
Sichttiefe (m)	1,6	2,1	Grund	Grund	1,5	1,9	1,9

duzierung des Nährstoffeintrags umgesetzt. Am wichtigsten waren die Verbesserung der Abwassersituation im Einzugsgebiet (1996–1998), die Extensivierung von landwirtschaftlich genutzten Flächen in der unmittelbaren Umgebung des Sees (ab 1995) sowie der Bau eines Sedimentationsbeckens im Hauptzufluss (1997).

Die Tabelle 7 zeigt die Entwicklung von Nitrat, Ammonium, Phosphor, Chlorophyll a und Sichttiefe von 1994 bis 2001; 1997 wurden jedoch keine Messungen vorgenommen. Beim Gesamt-Phosphor waren in den Jahren 1999 bis 2001 niedrigere Werte als in den Vorjahren festzustellen. Auffallend sind bei allen Parametern die hohen Schwankungen von Jahr zu Jahr.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der Gesamtzustand des Rohrsees trotz zahlreicher und umfassender Sanierungsbemühungen noch nicht zufrieden stellend ist. Auch nach Beginn der Sanierungsmaßnahmen wurden immer wieder hohe pH-Werte gemessen. Als kritisch gelten die zeitweise hohen Ammonium-Konzentrationen, da bei gleichzeitig hohen pH-Werten toxisches Ammoniak entstehen kann. Der Cyprinidenbestand konnte sich bis heute nicht erholen und auch der Fangertag bei Hecht und Schleie ist, verglichen mit früheren Jahren, geringer.

SCHRECKENSEE

Der Schreckensee (Abb. 22) ist das am tiefsten gelegene Stillgewässer der Blitzenreuter Seenplatte (Landkreis Ravensburg). Er wird gespeist über Buch- und Vorsee sowie über das Grundwasser, der Ablauf erfolgt über einen Graben in die Hühler Ach und Schussen. Mit einer Wasserfläche von ca. 30 ha, einer maximalen Tiefe von 12 m und einer Einzugsgebietsgröße von ca. 617 ha gehört er zu den größeren oberschwäbischen Seen. Wie beim Buchsee dominieren im Einzugsgebiet Waldflächen, auf etwa 30 % der Fläche wird Landwirtschaft betrieben.

Der See ist im Besitz des Landes Baden-Württemberg. Es besteht nur eine vergleichsweise extensive angelfischereiliche Nutzung, Besatzmaßnahmen werden schon seit vielen Jahren nicht mehr vorgenommen.

Parallel zum Buchsee kam es auch im Schreckensee seit Mitte des letzten Jahrhunderts zu erhöhten Nährstoffeinträgen. Zu Beginn der 80er Jahre war der See eutroph. Die Gesamt-Phosphor-Konzentration lag im Jahr 1983 bei 155 µg/l, bestimmt über die gesamte Wassersäule und berechnet als Jahresdurchschnitt. Die mittlere Sichttiefe betrug weniger als 2 m und nahm bis zum Ende der 80er Jahre weiter ab; 1989 wurde nur noch ein Mittelwert von 0,7 m



Abb. 22: Der Schreckensee zwischen Ravensburg und Altshausen (Foto: F. Hofmann).

bestimmt. Das Hypolimnion war während der Vegetationsperiode ab einer Wassertiefe von 4–5 m sauerstofffrei.

In Rahmen des Aktionsprogramms zur Sanierung oberschwäbischer Seen wurde 1993 damit begonnen, landwirtschaftliche Flächen im Einzugsgebiet zu extensivieren. Im selben Zeitraum wurde der Ortsteil Vorsee an die Kanalisation angeschlossen. In der Folge ging die Gesamt-Phosphorkonzentration deutlich zurück. Für die Jahre 1998 und 1999 wurden 53 bzw. 58 $\mu\text{g/l P}_{\text{tot}}$ festgestellt. Große Cladoceren-Arten (*Daphnia* sp.) kamen verstärkt auf und die Phytoplanktondichte nahm ab. Gleichzeitig konnte ein deutlicher Anstieg der Sichttiefe beobachtet werden (Abb. 23).

Auch der Fischbestand im Schreckensee reagierte deutlich auf die verbesserte Wasserqualität. Im Anschluss an die durchgeführten Sanierungsmaßnahmen blieb die Fischdichte bis 1994 zunächst weitgehend konstant, die berechnete Bi-

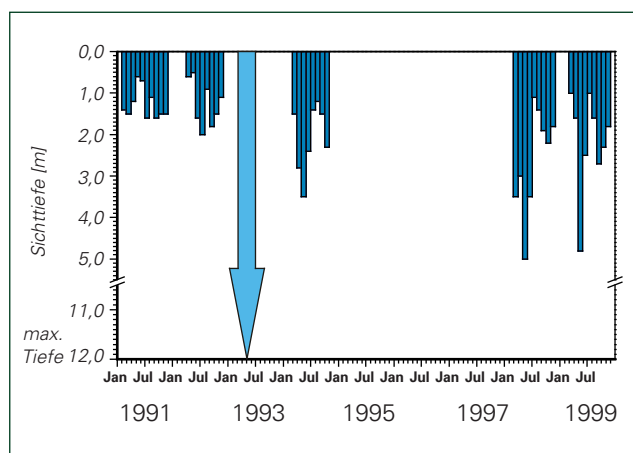


Abb. 23: Sichttiefe im Schreckensee vor Beginn der Sanierungsmaßnahmen im Jahr 1993 (blauer Pfeil) und danach. In den Jahren 1993 und 1995–1997 und im Winter 1991/92 und 1998/99 wurden keine Werte erhoben.

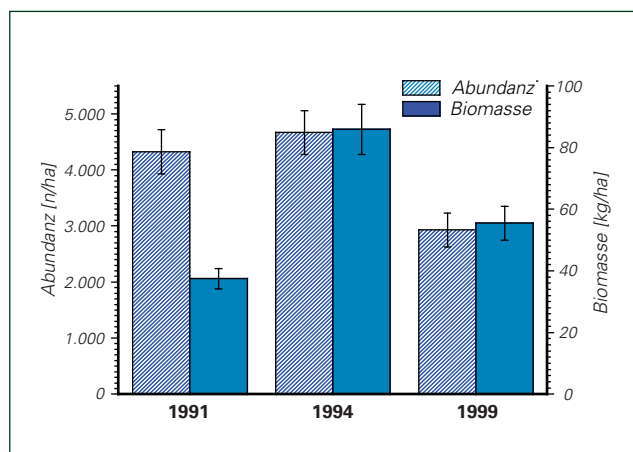


Abb. 24: Gesamt-Abundanz und -Biomasse der im Schreckensee häufigen Arten Rotauge, Barsch, Güster und Brachsen für die Jahre 1991 (vor der Sanierung) sowie 1994 und 1999 (nach der Sanierung). Daten für 1991 und 1994 nach DEHUS (1995, 2000).

omasse war aber deutlich höher als noch drei Jahre zuvor (Abb. 24). Die Zunahme der Biomasse war auf ein verbessertes Wachstum der Fische zurückzuführen. Bis 1999 nahm die Fischdichte dann um etwa ein Drittel ab, der Trend zu durchschnittlich größeren Fischen setzte sich jedoch fort.

Ein besseres Wachstum wurde vor allem für die vor der Sanierung dominanten Arten Barsch und Brachsen festgestellt. Beide Arten zeigten mit Zunahme der Wasserqualität einen deutlichen Rückgang der Individuendichte bei gleichzeitig ansteigendem Durchschnittsgewicht (Abb. 25). Auffällig war, dass im Anschluss an die Sanierung eine Umstrukturierung innerhalb des Fischbestandes stattfand. Während 1991 Barsch und Brachsen zahlenmäßig dominierten, waren 1999 Barsch und Güster die häufigsten Arten (Abb. 25 oben). Die für Brachsen ermittelte Abundanz ging kontinuierlich zurück und erreichte 1999 ein Minimum. Auch beim Barsch wurde Anfang der 90er Jahre zunächst ein deutlicher Rückgang der Individuendichte festgestellt, der sich dann jedoch nicht im gleichen Maß wie beim Brachsen fortsetzte. Die Güster, die 1991 nur vereinzelt gefangen wurde, dominierte in den Folgejahren zusammen mit dem Barsch den Fischbestand.

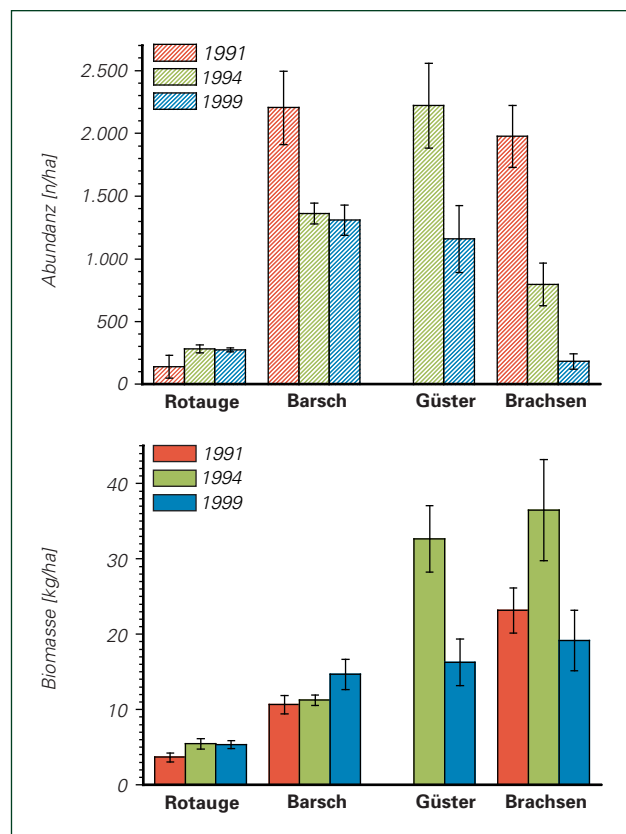


Abb. 25: Berechnete Abundanz (oben) und Biomasse (unten) der im Schreckensee häufigen Arten Rotauge, Barsch, Güster und Brachsen für die Jahre 1991 (vor der Sanierung) sowie 1994 und 1999 (nach Sanierungsbeginn). Daten für 1991 und 1994 nach DEHUS (1995, 2000).



Abb. 26: Der Schleinsee bei Kressbronn (Foto: F. Hofmann).

SCHLEINSEE

Der Schleinsee bei Kressbronn im Bodenseekreis (Abb. 26) hat eine Fläche von knapp 15 ha, eine maximale Tiefe von 10,4 m sowie mit 45 ha ein relativ kleines Einzugsgebiet. Er ist umgeben von Hügeln, die teilweise steil zum See hin abfallen und überwiegend als Grünland landwirtschaftlich genutzt werden. Als oberirdische Zuflüsse sind lediglich einige Drainagegräben vorhanden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass der See zu einem erheblichen Anteil auch über das Grundwasser gespeist wird. Der Ablauf entwässert in die Argen.

Das Fischereirecht am Schleinsee ist in Privatbesitz und wird derzeit extensiv durch Angelfischer genutzt.

Der Schleinsee wird seit 1935 untersucht, so dass seine jüngere Eutrophierungsgeschichte gut belegt ist (GÜDE ET AL. 1995). Es ist davon auszugehen, dass schon in den 30er Jahren kein natürlicher, aber noch ein weitgehend naturnaher Zustand herrschte. Damals wurden mittlere Gesamt-Phosphor-Konzentrationen von 24 µg/l festgestellt. Schon zu jener Zeit war das Tiefenwasser zeitweise sauerstofffrei. Dieser Zustand stellte sich damals jedoch erst im Spätsommer ein und die Sauerstoffgrenze lag in 8 m Wassertiefe.

Eine Phosphor-Rücklösung aus dem Sediment fand nur sehr begrenzt statt. Insgesamt war der See zu Beginn der Messungen mäßig eutroph.

Bis in die 60er und Anfang der 70er Jahre hatte sich der Seezustand nicht wesentlich verändert. In den Jahren 1979 und 1985 wurde jedoch ein Anstieg der Gesamt-Phosphor-Konzentration und ein Rückgang der Sichttiefe registriert. Die Ausdehnung der sauerstofffreien Schicht war sowohl zeitlich als auch räumlich größer geworden. Es wurden aber noch keine auffälligen Veränderungen des Seezustandes festgestellt. Aufgrund der Intensivierung der Landwirtschaft im direkten Umfeld des Sees ab Mitte der 80er Jahre stieg die Gesamt-Phosphor-Konzentration in den folgenden fünf Jahren drastisch auf 148 µg/l (Abb. 27 Mitte). Der Seezustand war jetzt kritisch. Es dominierten ganzjährig fädige Blaualgen, wodurch die Sichttiefe zeitweise weniger als 1,0 m betrug (Abb. 27 oben). Der Wasserkörper war während des gesamten Sommers unterhalb 3 m Wassertiefe sauerstofffrei (Abb. 27 unten). Die Durchmischung im Herbst führte im gesamten See zu Sauerstoffkonzentrationen unter 2 mg/l, so dass Fischsterben zu befürchten waren.

Im Rahmen des „Aktionsprogramms zur Sanierung ober-schwäbischer Seen“ wurde 1990 ein Sanierungskonzept

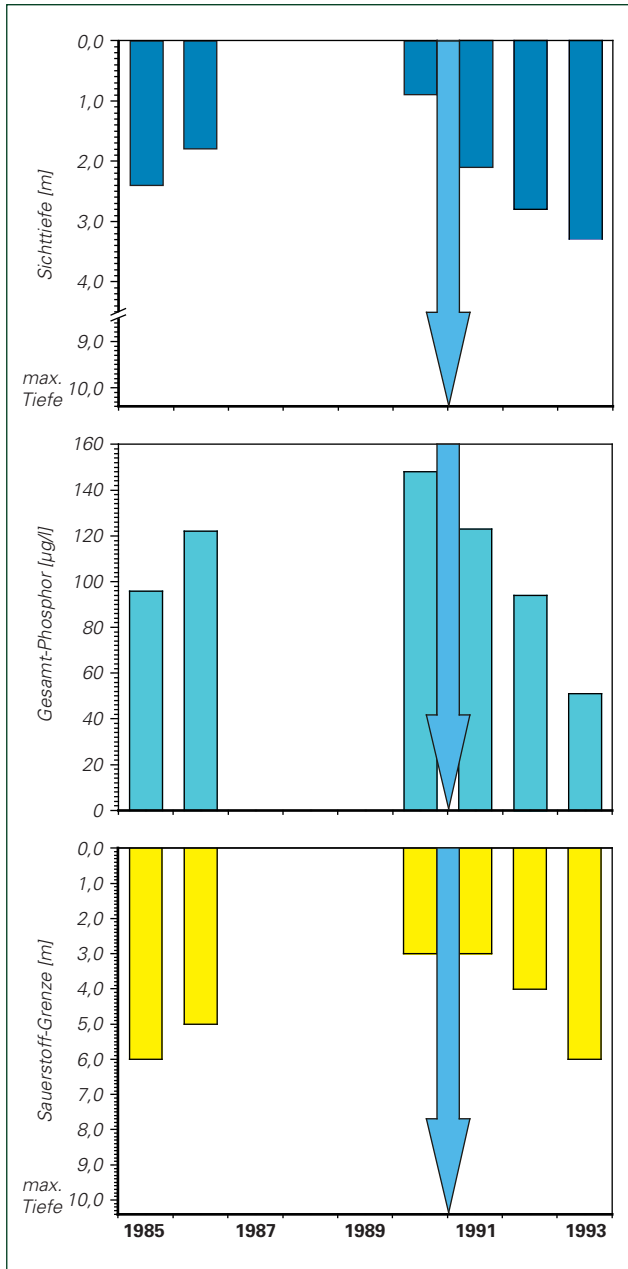


Abb. 27: Entwicklung von Sichttiefe, Gesamt-Phosphor (beides Jahresdurchschnittswerte) und Sauerstoff-Grenze (Juni–September) im Schleinae. Der Beginn der Extensivierungsmaßnahmen ist mit einem hellblauen Pfeil gekennzeichnet. In den Jahren 1987 bis 1989 wurden keine Werte erhoben (Daten nach GÜDE ET AL. 1995).

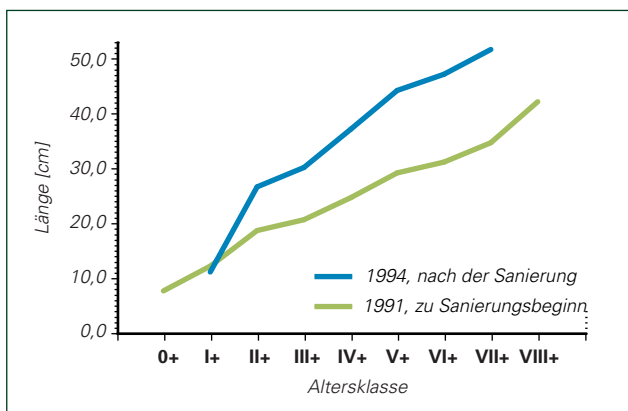


Abb. 28: Wachstum von Brachsen im Schleinae zu Beginn der Sanierungsmaßnahmen (1991) sowie drei Jahre später. Daten von 1991 nach PABSTMANN (1993) und von 1994 nach DEHUS & SCHMID (1995).

ausgearbeitet und umgesetzt. Hauptinhalt war die Extensivierung der als besonders kritisch eingestuften Hanglagen im nahen Einzugsgebiet des Sees.

Der Schleinae reagierte auf diese Maßnahmen überraschend schnell. Schon im Folgejahr dauerte die Blaualgenblüte nur kurz und die Sichttiefe nahm wieder zu (Abb. 27 oben). Auch bei der Gesamt-Phosphor-Konzentration war bereits im ersten Jahr nach Umsetzung der Extensivierungsmaßnahmen ein Rückgang festzustellen (Abb. 27 Mitte). Gleichzeitig war eine Massentwicklung von großen Daphnien (*Daphnia longispina*) zu beobachten. Im Jahr 1992 trat bei einer Gesamt-Phosphor-Konzentration von 94 µg/l und einer Phosphor-Rücklösung von 26 kg keine Blaualgenblüte mehr auf und auch im Folgejahr setzte sich dieser positive Trend fort. Die Phosphor-Konzentration ging auf 51 µg/l zurück. Die Sichttiefe stieg weiter an und die Sauerstoffgrenze im Sommer verlagerte sich wieder auf ca. 6 m Wassertiefe (Abb. 27 unten).

Auch der Fischbestand reagierte, ähnlich wie im Schreckensee, auf die Verbesserung der Wasserqualität. Untersuchungen in den Jahren 1991 und 1994 ergaben eine deutliche Zunahme der Wachstumsleistung bei den häufigen Arten Brachsen, Rotaugen und Barsch (PABSTMANN 1993; DEHUS & SCHMID 1995). Abbildung 28 zeigt die Wachstumsunterschiede bei Brachsen. Im Jahr 1994 waren diese in den höheren Altersgruppen um etwa 10 cm größer als zu Beginn der Sanierungsmaßnahmen.

Bio-manipulation – ein Beitrag zur Sanierung von Seen?

HEGEBEFISCHUNG ODER BIOMANIPULATION – MASSNAHMEN MIT UNTERSCHIEDLICHEN ZIELEN UND AUSWIRKUNGEN

Hegebefischungen werden im Rahmen der regulären fischereilichen Bewirtschaftung durchgeführt, während Fischentnahmen zum Zwecke einer Bio-manipulation (siehe Textbox) als Sonderfischereien anzusehen sind. Nachfolgend sind die Unterschiede, aber auch die möglichen Schnittstellen erläutert.

Über eine fischereiliche Bewirtschaftung soll der Fischbestand gehegt und der Ertrag eines Gewässers abgeschöpft werden. Die Entnahme von fangreifen Fischen führt zu einer Verringerung der Nahrungskonkurrenz und zu einem besseren Abwachsen der im Gewässer verbliebenen Exemplare. Dabei ist es wichtig, nicht nur Fische fischereilich interessanter Arten zu entnehmen, sondern auch bestimmte Cypriniden angemessen zu befischen. Insbesondere in Seen mit hohen Nährstoffgehalten, wo Arten wie Rotaugen, Brachsen oder Barsch häufig große Bestände bilden, ist eine intensivere Befischung dieser Arten sinnvoll. So kann beispielsweise eine verstärkte Entnahme von Brachsen das Abwachsen von Karpfen verbessern. Als Fangmethoden können vom Fischereiberechtigten Kiemennetze, Trappnetze oder Zugnetze eingesetzt werden. Diese Methoden können also nicht nur Berufsfischer, sondern auch Angelvereine anwenden. Voraussetzung ist, dass die Gerätschaften und ihre Anwendung den fischereirechtlichen Vorgaben entsprechen und damit eine nachhaltige Bewirtschaftung der Bestände möglich ist. Langfristig lässt sich so der gesamte Fischbestand fördern und sichern. Durch diese Hegebefischungen ist allerdings kein wesentlicher Beitrag zur Sanierung eu- oder polytropher Seen zu erwarten, da zum einen die entnommenen Mengen in der Regel viel zu gering sind, zum anderen nicht, wie es notwendig wäre, in die Jungfischbestände eingegriffen wird.

Die Bio-manipulation verfolgt dagegen das Ziel, über eine weitgehende Entnahme eines Fischbestandes die Wasserqualität zu verbessern. Im Vergleich zu regulären Hegebefi-

schungen werden aber Fangmengen angestrebt, die um ein Vielfaches höher liegen. Zudem sollen nicht in erster Linie fangreife, sondern vor allem kleine Fische entnommen werden. Dazu sind Ausnahmegenehmigungen von fischereirechtlichen Vorschriften notwendig (vgl. Kap. „Rechtliche Fragen im Zusammenhang mit der Bio-manipulation“). Um Fische im notwendigen Umfang entnehmen zu können, sind viel Erfahrung, besonders gute Kenntnisse über das Gewässer und seine Fischbestände sowie ein massiver Einsatz verschiedener Fanggeräte erforderlich. Bio-manipulationsmaßnahmen müssen daher von einer erfahrenen Fachkraft geplant und auf das einzelne Gewässer zugeschnitten werden. Arbeitsaufwand und Kosten können, je nach Gewässergroße, -morphologie und den ausgewählten

BIOMANIPULATION – WAS STEHT DAHINTER?

Als Bio-manipulation oder Nahrungskettenmanipulation wird die gezielte Entnahme von Fischen aus eutrophierten, stehenden Gewässern bezeichnet. Üblicherweise werden dabei hohe Bestände bestimmter Arten über sehr intensive Befischungen drastisch reduziert oder sie werden aus ablassbaren Gewässern vollständig entfernt. Auch die gezielte Förderung eines hohen Raubfischbestands durch einen entsprechend massiven Besatz ist eine Bio-manipulationsmaßnahme; über eine Vergrößerung des Fraßdrucks soll eine Reduzierung des Bestandes zooplanktivorer Fischarten erreicht werden. Beide Verfahren schließen sich nicht aus, sondern können möglicherweise in sinnvoller Kombination die Nachhaltigkeit unterstützen.

Ziel der Bio-manipulation ist es, durch eine massive Reduzierung des Fischbestandes, in erster Linie des Jungfischbestands, das Zooplankton im betreffenden Gewässer zu fördern. Das Zooplankton ernährt sich von Plankton-Algen und kann diese im Allgemeinen aus dem Wasser filtern. Eine Erhöhung der Filterleistung soll zum Rückgang planktischer Algen und damit zur Erhöhung der Sichttiefe führen.

Fangmethoden, stark variieren. Generell kann jedoch davon ausgegangen werden, dass ein relativ hoher Arbeits- bzw. Kostenaufwand entsteht.

RECHTLICHE FRAGEN IM ZUSAMMENHANG MIT DER BIOMANIPULATION

Wird die Durchführung einer Biomanipulation erwogen, so sind fischereirechtliche, artenschutzrechtliche und tierenschutzrechtliche Bestimmungen zu beachten.

So ist laut Fischereigesetz eine ordnungsgemäße Hege der Fischbestände vorgeschrieben. Dies beinhaltet den Erhalt eines standortgerechten Fischbestandes, die Nutzungsmöglichkeit von Fischbeständen sowie den Schutz gefährdeter Fischarten. Die massive Entnahme von Fischen sowie ein übermäßiger Besatz von Raubfischen geht deutlich über diesen Hegegedanken hinaus. Nach einer konsequent durchgeführten Biomanipulation ist der Fischbestand zunächst stark reduziert und entspricht somit nicht der Größe und Beschaffenheit des Gewässers. Die Bewirtschaftung muss für eine bestimmte Zeit ausgesetzt werden, bis sich wieder ein entsprechender Fischbestand aufgebaut hat.

Die Landesfischereiverordnung schreibt zudem eine Maschenweite von mindestens 25 mm für Netze vor. Sollen Fischentnahmen aber zu einer Verbesserung der Wasserqualität beitragen, so müssten in erster Linie Jungfische gefangen werden, die den maßgeblichen Fraßdruck auf das Zooplankton ausüben. Hierfür ist Netzmaterial mit bedeutend engeren Maschenweiten notwendig, dessen Einsatz durch die zuständige Fischereibehörde genehmigt werden muss. Soll auch die Elektrofischerei zum Einsatz kommen, so ist ebenfalls eine fischereibehördliche Erlaubnis notwendig.

Ferner können durch eine Biomanipulationsmaßnahme artenschutzrechtliche Belange berührt sein. Bitterling, Steinbeißer und Teichmuschel, die in eutrophen Gewässern vorkommen können, genießen über die Landesfischereiverordnung eine ganzjährige Schonzeit. Eine Bedrohung dieser Arten durch massive Fischentnahmen, übermäßigen Raubfischbesatz oder Einsatz bestimmter Fanggeräte ist nicht sicher auszuschließen. Im Zweifelsfall muss der Artenschutz Vorrang haben und ein alternativer Sanierungsweg gesucht werden.

Es ist zudem zu beachten, dass nach dem Tierschutzrecht für das Töten von Fischen ein vernünftiger Grund vorliegen muss. Massive Fischentnahmen sind somit nur gerechtfertigt, wenn alle anderen möglichen Maßnahmen zur Sanierung eines Gewässers nicht erfolgreich waren und gleichzeitig für eine geplante Biomanipulation eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit besteht. Weiter muss sichergestellt sein, dass die entnommenen Fische einer sinnvollen Verwertung zugeführt werden.

DISKUSSIONSSTAND IN DER AKTUELLEN LITERATUR

Die nachfolgenden Ausführungen geben den Stand der Diskussion zur Biomanipulation in der internationalen und nationalen Literatur wieder. Sie beziehen sich im Wesentlichen auf Seen, die von der Größe und vom Typ her mit oberschwäbischen Seen vergleichbar sind, also eine Fläche von etwa 3 bis max. 140 ha und eine Wassertiefe von ca. 1 bis 15 m sowie natürlicherweise einen eher mesotrophen Charakter mit einem mittleren Nährstoffgehalt haben. Insbesondere bei größeren und tieferen sowie bei oligotrophen Seen, die einen sehr geringen Nährstoffgehalt besitzen, gelten vielfach andere Bedingungen.

Im Zusammenhang mit der Trophie von Seen und der Struktur ihrer Lebensgemeinschaften sowie mit der Biomanipulation wird oft auch die *top-down*- oder *bottom-up*-Steuerung dieser Lebensgemeinschaften diskutiert, also durch Nährstoffe („von unten“) oder durch Räuber („von oben“). Im vorliegenden Text wurde darauf verzichtet, diese eher theoretischen Aspekte darzustellen und zu erörtern.

MAKROPHYTEN UND ALGEN DOMINIERTER SEEN

Die Trophie eines Sees ist abhängig vom Nährstoffgehalt. Dieser wird bei unseren Seen im Wesentlichen durch die von außen eingetragene Menge an Nährstoffen bestimmt, die wiederum abhängig ist von der Geologie und Nutzung des hydrologischen Einzugsgebiets (ENVIRONMENT AGENCY 1998; MOSS 1998). Je niedriger die Nährstoffkonzentration in einem See ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass er von Makrophyten dominiert oder zumindest stark geprägt ist und einen Klarwasserzustand einnimmt. Je höher die Nährstoffkonzentration, desto eher dominieren plank-

tische Algen. Beide Zustände können aber, insbesondere in Flachseen, aufgrund verschiedener biologischer Puffermechanismen über eine breite Spanne von Nährstoffkonzentrationen stabil sein (MOSS 1998; LAMMENS 2001; MEHNER ET AL. 2002; STEPHEN ET AL. 2004). Welche Kriterien erfüllt sein müssen, damit ein See als Flachsee gilt, wird in der internationalen Literatur sehr umfassend diskutiert (z.B. PADISÁK & REYNOLDS 2003). Im Rahmen dieser Veröffentlichung wird eine Definition nach MOSS (1998) zugrunde gelegt, wonach man von einem Flachsee spricht, wenn mindestens 50 % des Seebodens potentiell von Makrophyten besiedelbar sind.

Makrophyten verhindern ein starkes Aufkommen von Planktonalgen, indem sie den Gewässergrund beschatten, Nährstoffe binden sowie die Sedimentoberfläche stabilisieren und damit die Rücklösung von Nährstoffen vermindern (MOSS 1998). Weiterhin wird angenommen, dass höhere Wasserpflanzen chemische Substanzen produzieren, die die Entwicklung von planktischen Algen hemmen (Allelopathie). Durch ein verstärktes Makrophytenwachstum sollen außerdem Rückzugsbereiche für das Zooplankton geschaffen (MOSS 1998; VAKKILAINEN ET AL. 2004) und das Aufkommen von Raubfischen begünstigt werden (JEPPESEN ET AL. 1990 b; MCQUEEN 1998; HANSSON ET AL. 1998); wie im weiteren Text erläutert ist, können dadurch wiederum niedrigere Algendichten resultieren. Für die Aufrechterhaltung des Klarwasserzustands bei zunehmenden Nährstoffeinträgen bezeichnen HIETALA ET AL. (2004) eine hohe Makrophytenbiomasse als wesentlich. Nach MEIJER ET AL. (1994) sollten über 50 % einer Seefläche von Makrophyten besiedelt sein, damit ein Klarwasserzustand stabil bleibt.

Auch planktische Algen haben Mechanismen entwickelt, um ihre einmal erlangte Dominanz zu stabilisieren (MOSS 1998). So kann das Phytoplankton z.B. schon früh im Jahr Massenvorkommen ausbilden und durch eine Beschattung des Gewässergrundes das Austreiben der Makrophyten verhindern. Das Phytoplankton ist zudem bei der Lichtabsorption gegenüber Makrophyten im Vorteil, da sehr kleine, rundliche Algenarten im Verhältnis eine große Oberfläche besitzen das einfallende Licht quantitativ besser nutzen können als Wasserpflanzen mit blattförmiger Struktur. Absterbende Algenmassen sorgen für eine schlammige und weiche Sedimentoberfläche, die für die Ansiedlung von Wasserpflanzen wenig geeignet ist. In Gewässern, in denen eine Kompartimentierung durch Makrophyten fehlt, kann

außerdem der Wind wesentlich effektiver angreifen und für eine zusätzliche Nährstoffanreicherung in den oberen Wasserschichten sorgen.

TROPHIE UND FISCHBESTAND

In nährstoffreichen, von Algen dominierten Seen ist die Entwicklung eines Fischbestandes begünstigt, der von kleinen, zooplanktivoren Cypriniden bestimmt wird (PERSSON ET AL. 1988; JEPPESEN ET AL. 1990 b; GULATI & VAN DONK 2002; OLIN ET AL. 2006). Durch die Reduzierung des Zooplanktons nimmt der Fraßdruck auf das Phytoplankton ab, das sich dann stark vermehren kann.

Die eigentliche Ursache für die meist hohen Individuendichten der Cypriniden in Stillgewässern mit hohen Nährstoffgehalten ist bisher nur unzureichend genau untersucht. Vermutlich profitieren vor allem Cyprinidenlarven von der großen Menge an Rädertieren (Rotatorien), die in diesen Seen vorkommen. Die Überlebensraten der Fische in den ersten Lebensmonaten sind dadurch verhältnismäßig hoch. Aufgrund des hohen Fortpflanzungspotentials kann sich dann ein hoher Fischbestand einstellen (DEHUS 2000).

Infolge der hohen Primär- und Sekundärproduktion entsteht auch eine große Menge abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Planktons, das unter Sauerstoffverbrauch abgebaut wird. Somit bildet sich in Algen dominierten Seen in der Regel nur wenige Meter oder sogar Dezimeter unter der Wasseroberfläche ein sauerstoffarmer oder sauerstofffreier Bereich. Die Bodenzone solcher Seen ist somit für Wirbellose nicht mehr als Lebensraum geeignet. Diese stellen jedoch für die Cypriniden ab einer gewissen Größe eine wichtige Nahrungsgrundlage dar. Fehlt diese oder ist sie aufgrund der beschriebenen Zusammenhänge reduziert, ist das Wachstum dieser Fische verringert und sie bleiben vergleichsweise klein.

VERRINGERUNG DER TROPHIE DURCH REDUZIERUNG VON NÄHRSTOFFEINTRÄGEN

Die europäischen Seen waren ursprünglich in der Regel Klarwasserseen (STEPHEN ET AL. 2004). Die natürlichen Nährstoffeinträge variieren zwar je nach Geologie des Ein-

zugsgebiets, überschreiten einen gewissen Rahmen üblicherweise jedoch nicht (ENVIRONMENT AGENCY 1998; MOSS 1998). Kommt es durch menschliche Aktivitäten zu einer deutlichen Erhöhung der Nährstoffzufuhr und in der Folge zu einer Eintrübung durch planktische Algen (STEPHEN ET AL. 2004), so muss im Rahmen geplanter Sanierungsmaßnahmen zunächst vor allem eine möglichst starke Reduzierung dieser zusätzlichen Einträge angestrebt werden (ENVIRONMENT AGENCY 1998; KAIRESALO ET AL. 1999; MEHNER ET AL. 2002; TRAUTMANN ET AL. 2002; MEHNER ET AL. 2004; MOSS ET AL. 2004). Nur so kann das System wieder in einen Trophiebereich zurückgeführt werden, in dem ein Übergang in einen von Makrophyten geprägten Zustand wahrscheinlich ist (MOSS 1998; VAN DE BUND ET AL. 2004; JEPPESEN ET AL. 2005).

Damit die Verbesserung der Nährstoffsituation eines Sees auch eine Verbesserung der Wasserqualität nach sich zieht, muss eine bestimmte Nährstoffkonzentration unterschritten werden, unterhalb der die Planktonalgen ihre hohe Dichte über die dargestellten Mechanismen nicht mehr aufrecht erhalten bzw. sich Makrophyten großflächig etablieren können (MOSS 1998). Dieser Schwellenwert variiert üblicherweise von See zu See, je nach Morphologie des Gewässers und Struktur des Ökosystems (JEPPESEN ET AL. 1990 b).

Nach CHORUS (1995) können im Anschluss an eine Verminderung der P-Einträge verschiedene Erholungsstufen unterschieden werden, die von einer Veränderung der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons bis zum Rückgang der Phytoplanktondichte reichen. Ein deutlicher Rückgang des Algenmaximums im Sommer ist unterhalb einer mittleren P_{tot} -Konzentration von 80 $\mu\text{g/l}$ zu erwarten. Zur Senkung der Mittelwerte der Algenkonzentration sind mittlere P_{tot} -Konzentrationen von weniger als 50 $\mu\text{g/l}$ anzustreben.

Gewöhnlich reagiert auch der Fischbestand auf eine entsprechende Reduzierung der Nährstoffeinträge und der Anteil der bis dahin dominierenden Cyprinidenarten geht zugunsten anderer Arten zurück (JEPPESEN ET AL. 2005). An oberschwäbischen Seen wurde beobachtet, dass, nachdem Sanierungsmaßnahmen im Umland gegriffen hatten, die Zahl der Fische zurückging, das Gesamtgewicht des Fischbestandes aufgrund eines verbesserten Wachstums aber anstieg (DEHUS & SCHMID 1995; DEHUS & BERG 1998; vgl.

auch Kap. „Untersuchungen und Erfahrungen an weiteren oberschwäbischen Seen“).

VORAUSSETZUNGEN FÜR EINE HOHE ERFOLGSWAHRSCHEINLICHKEIT BEI BIOMANIPULATIONSMASSNAHMEN

Die Beobachtung, dass Seen trotz Reduzierung der Nährstoffeinträge in ihrem von Algen dominierten Zustand verharren bzw. nur sehr langsam reagieren (BAILEY-WATTS & KIRIKA 1999; KAIRESALO ET AL. 1999; MEHNER ET AL. 2000; SUZUKI ET AL. 2000; GULATI & VAN DONK 2002), ist nicht für jeden Einzelfall im Detail verstanden, aber oft auf die oben beschriebenen oder ähnliche Puffermechanismen zurückzuführen (MOSS 1998). Außerdem ist es häufig schwierig, Nährstoffeinträge hinreichend genau zu erfassen, so dass durchgeführte Nährstoffreduzierungen nicht exakt genug abgeschätzt und eingestuft werden können.

Ist eine weitere Verringerung der Nährstoffzufuhr kurzfristig nicht möglich, wird häufig auf Biomanipulationsmaßnahmen zurückgegriffen, um den Übergang in ein Klarwasserstadium zu beschleunigen (MOSS 1998; LAMMENS 2001; GULATI & VAN DONK 2002; DÖRNER ET AL. 2003). Durch die massive Entnahme zooplanktivorer Fische, einen Raubfischbesatz oder eine Kombination von beiden Maßnahmen soll die Lebensgemeinschaft so verändert werden, dass die Algen nicht mehr dominieren (MOSS 1998). Außerdem soll der Nährstoffkreislauf positiv beeinflusst werden (MEIJER ET AL. 1999; MEHNER ET AL. 2002; TEPPON ET AL. 2005), so dass die Wahrscheinlichkeit für einen durch Makrophyten geprägten See steigt.

Der gewünschte Effekt von Biomanipulationsmaßnahmen ist in der Literatur häufig beschrieben. Nach einer massiven Entnahme zooplanktivorer Fische oder einem starken Raubfischbesatz kommt es zu einer Zunahme der Abundanz des großen Zooplanktons, damit zu einer Zunahme des Fraßdrucks auf die Planktonalgen und in der Folge zu einer erhöhten Sichttiefe (JEPPESEN ET AL. 1997; MCQUEEN 1998; MOSS 1998; MEIJER ET AL. 1999; MEHNER ET AL. 2002; LAMMENS 2001; MEHNER ET AL. 2004; VAKKILAINEN & KAIRESALO 2005; OLIN ET AL. 2006). Große Zooplankter, vor allem große Wasserfloh-Arten der Gattung *Daphnia*, in hoher Dichte sind entscheidend für eine effektive Kontrolle

planktischer Algen (GRIGORSKY ET AL. 1998; BENNDORF & KAMJUNKE 1999; VAKKILAINEN ET AL. 2004; VAKKILAINEN & KAIRESALO 2005).

Durch die Befischung von Cypriniden soll außerdem die seeinterne Nährstofffreisetzung aus dem Sediment verringert werden (MEIJER ET AL. 1999; LAMMENS 2001; MEHNER ET AL. 2002; DÖRNER ET AL. 2003). Die Fische wühlen bei der Nahrungssuche das Sediment auf und werden daher häufig für die Freisetzung der im Sediment festgelegten Nährstoffe verantwortlich gemacht. Dies gilt allerdings in erster Linie für Flachseen. In tieferen eu- oder polytrophen Seen sind oftmals weite Teile der Tiefenzone sauerstofffrei und daher kaum von Organismen, die von Fischen gefressen werden, besiedelbar. Fische halten sich dort allenfalls kurzfristig auf (vgl. BAUER 1992). Die Bodenzone, die von den Fischen zur Nahrungsaufnahme abgesehen wird, beschränkt sich hier auf den nahen Uferbereich und macht im Verhältnis zur gesamten Bodenfläche eines Sees nur einen verhältnismäßig geringen Teil aus. Entsprechend gering ist in diesen Fällen der Einfluss benthivorer Fische auf eine Freisetzung von Nährstoffen einzuschätzen.

In der Vergangenheit wurden Biomanipulationen vor allem in verschiedenen Regionen Europas und der USA durchgeführt, wobei sehr unterschiedliche Resultate erzielt wurden (GULATI & VAN DONK 2002; LAMMENS ET AL. 2002; MEHNER ET AL. 2004; COWX & GERDEAUX 2004). So berichten MEHNER ET AL. (2002) von einer durchschnittlichen Erfolgsquote von ca. 60 % und auch MEIJER ET AL. (1999) sowie LAMMENS (2001) führen zahlreiche Beispiele für erfolgreiche Biomanipulationsversuche an. Allerdings werden oftmals parallel zu Biomanipulationen Anstrengungen unternommen, die Nährstoffeinträge zu reduzieren. Es lässt sich daher nicht immer klar trennen, ob die Zunahme der Sichttiefe nun primär auf die Biomanipulationsmaßnahme oder den verringerten Nährstoffeintrag zurückzuführen ist (z.B. MEIJER ET AL. 1999; MEHNER ET AL. 2001; MEHNER ET AL. 2002; LAMMENS ET AL. 2004; GLIWICZ 2005).

GULATI & VAN DONK (2002) ziehen aus den in holländischen Seen durchgeführten Biomanipulationen ein eher kritisches Resümee und schreiben, dass es wahrscheinlich mehr Beispiele für Fehlschläge als für Erfolge gibt. Besonders im Rahmen von Langzeituntersuchungen an biomanipulierten Seen wird deutlich, dass Biomanipulationsmaß-

nahmen nach einem entsprechend massiven Eingriff häufig positive Effekte bewirken, sich aber nach Beendigung der Befischungen sehr oft wieder die alten Bedingungen einstellen (FAAFENG & BRABRAND 1990; VAN DONK & GULATI 1995; MCQUEEN 1998; VAN DE BUND & VAN DONK 2002; GULATI & VAN DONK 2002).

Im Folgenden wird auf Basis neuerer Arbeiten zur Biomanipulation diskutiert, unter welchen Voraussetzungen mit einer hohen Erfolgswahrscheinlichkeit zu rechnen ist, unter welchen Bedingungen erzielte Effekte möglichst lange anhalten und was die häufigsten Gründe für das Scheitern von Biomanipulationsmaßnahmen sind.

Bevor eine Biomanipulation erwogen wird, müssen zunächst Informationen zum Fischbestand erhoben werden. Nur wenn planktivore Fische in hoher Dichte vorhanden sind, also ein hoher Fraßdruck auf das Zooplankton besteht, machen massive Fischentnahmen einen Sinn. Dazu ist es notwendig, die Bestandsstruktur der betreffenden Arten hinreichend genau über Probestichbefischungen zu untersuchen (MEHNER ET AL. 2004). Kleinwüchsige Fische mit einer geringen Endlänge sind ein Hinweis auf eine starke Nahrungskonkurrenz und damit auf eine hohe Fischdichte (DEHUS 1992). Die Größe des Zooplanktons kann eventuell zusätzlich als Indikator für die Häufigkeit planktivorer Fische genutzt werden. Fehlt großes Zooplankton in einem Stillgewässer und sind wesentliche Einflüsse durch räuberisches Zooplankton auszuschließen, ist von einem hohen Fraßdruck durch Fische auszugehen (VAKKILAINEN & KAIRESALO 2005).

Soll eine Biomanipulation durchgeführt werden, so ist eine ausreichend hohe Entnahme planktivorer Fische eine wichtige Grundvoraussetzung für den Erfolg (MOSS 1998; MEHNER ET AL. 2000; LAMMENS 2001; DÖRNER ET AL. 2003; TEPPON ET AL. 2005; OLIN ET AL. 2006). In der Regel sollten mindestens 75 % der vorhandenen Fisch-Biomasse entnommen werden, damit Verbesserungen der Wasserqualität zu erwarten sind (HOSPER & MEIJER 1993; PERROW ET AL. 1997; HANSSON ET AL. 1998; MCQUEEN 1998; MEIJER ET AL. 1999; GULATI & VAN DONK 2002). Für eutrophe Seen ist von einer Fisch-Biomasse von 200–1000 kg/ha auszugehen (MOSS 1998; GULATI & VAN DONK 2002). Nach einer Biomanipulation sollten lediglich 10–20 kg/ha im See verbleiben (MOSS 1998). GULATI & VAN DONK (2002) sowie MEHNER ET AL.

(2004) gehen davon aus, dass die Fisch-Biomasse unterhalb 50 kg/ha liegen sollte, damit negative Auswirkungen auf die Wasserqualität weitgehend auszuschließen sind. Handelt es sich allerdings überwiegend um benthivore oder juvenile planktivore Fische, sollte ein niedrigerer Wert (20-25 kg/ha) angestrebt werden (MEHNER ET AL. 2004). Auch die Ergebnisse der fischereibiologischen Untersuchungen im „Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen“ lassen darauf schließen, dass nicht allein die Biomasse (kg/ha) der entscheidende Parameter ist, sondern auch der Anteil der Jungfische und damit die Fischdichte (Individuen/ha) berücksichtigt werden müssen (DEHUS & SCHMID 1995; HABERBOSCH 2000).

Die genannten Werte sollten innerhalb von ein bis zwei Jahren erreicht werden (MEHNER ET AL. 2004). Zudem wird empfohlen, die Befischungen langfristig fortzuführen, vor allem wenn von anhaltenden Nährstoffeinträgen aus dem Umland auszugehen ist (MOSS 1998; KAIRESALO ET AL. 1999; LAMMENS 2001; DÖRNER ET AL. 2003; TEPPONEN ET AL. 2005; OLIN ET AL. 2006).

Versuche, zooplanktivore Fische nur über einen Raubfischbesatz zu dezimieren, sind nach LAMMENS (2001) nicht zu empfehlen. Zum einen ist es schwierig, einen so hohen Raubfischbestand zu etablieren, dass eine massive Reduzierung der Cypriniden zu erwarten wäre, zum anderen braucht der Aufbau einer entsprechend hohen Raubfischdichte Zeit und mögliche Effekte stellen sich folglich erst mit Verzögerung ein. Weiter entwickeln Beutefische Mechanismen, um dem Räuberdruck zu entgehen. Daher sollten auch nach SKOV ET AL. (2003) die Einflussmöglichkeiten über einen intensiven Besatz von Raubfischen nicht überschätzt werden. Parallel zu Befischungen kann ein intensiver Raubfischbesatz zur Aufrechterhaltung eines hohen Fraßdrucks jedoch sinnvoll sein (MEHNER ET AL. 2002; COWX & GERDEAUX 2004; MEHNER ET AL. 2004). Nach MEHNER ET AL. (2004) sollte der Raubfischanteil mindestens 25 % der gesamten Fischbiomasse betragen, damit eine Kontrolle der zooplanktivoren Fische möglich ist. Es muss jedoch bedacht werden, dass im Rahmen von Befischungen auch die eingesetzten Raubfische mitgefangen werden.

Unter der Voraussetzung, dass Fisch-Entnahmen im oben beschriebenen Umfang möglich sind, unterscheidet MCQUEEN (1998) bei den Erfolgsaussichten unter anderem zwischen Flachseen und tieferen, thermisch geschichteten

Seen. Die Aussicht auf eine nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität im Anschluss an Befischungsmaßnahmen ist in Flachseen deutlich höher (JEPPESEN ET AL. 1990 a; JEPPESEN ET AL. 1990 b; MCQUEEN 1998; MEHNER ET AL. 2002). Publikationen, die über erfolgreiche Biomanipulationen berichten, lagen in der Regel Versuche zugrunde, die an Seen dieses Typs durchgeführt wurden (MEIJER ET AL. 1990; SØNDERGAARD ET AL. 1990; VAN DONK ET AL. 1990; JEPPESEN ET AL. 1997; MEIJER ET AL. 1999; DÖRNER ET AL. 2003; LAMMENS ET AL. 2004; OLIN ET AL. 2006).

Als Sekundäreffekt der Biomanipulation können sich in Flachseen mit zunehmender Sichttiefe Makrophyten großflächig ausbreiten und zu einer Stabilisierung der neuen Verhältnisse beitragen (JEPPESEN ET AL. 1990 b; VAN DONK ET AL. 1990; HOSPER & MEIJER 1993; MEIJER & HOSPER 1997; HANSSON ET AL. 1998; MOSS 1998; MEIJER ET AL. 1999; GULATI & VAN DONK 2002; MEHNER ET AL. 2002).

Auch die Größe eines Gewässers spielt bei den nach einer Biomanipulation zu erwartenden Effekten eine bedeutende Rolle (HOSPER & MEIJER 1993; MEIJER ET AL. 1999; LAMMENS 2001; MEHNER ET AL. 2004). Die Erfolgsaussichten in kleineren Seen sind höher als in großen Seen, wo der Wind eine größere Angriffsfläche hat und somit effektiver zur Freisetzung von Nährstoffen aus dem Sediment beitragen kann. Zudem wird mit zunehmender Größe des Gewässers eine effektive Befischung schwieriger bzw. aufwendiger.

PROBLEME BEI DER UMSETZUNG VON BIOMANIPULATIONEN

Die starke Reduktion des Fischbestandes im oben genannten Rahmen ist in natürlichen Seen zunächst ein Problem, das nur durch sehr drastische Methoden zu meistern ist (MOSS 1998). Eine Übersicht über mögliche Befischungsmethoden gibt LAMMENS (2001). So werden im Ausland teilweise Fischgifte eingesetzt (FAAFENG & BRABRAND 1990; MCQUEEN 1998), was bei uns verboten ist. Ebenfalls sehr effektiv ist es, ein Gewässer leer zu pumpen und den Fischbestand zu entnehmen (GULATI & VAN DONK 2002). Ist dies nicht möglich, kommen in der Regel verschiedene Varianten der Netzfischerei sowie Großreusen zum Einsatz. Während Flachseen unter bestimmten Bedingungen mit großen Zug- oder Schleppnetzen effektiv befischt werden können (KAIRESALO ET AL. 1999;

SAMMALKORPI ET AL. in DÖRNER ET AL. 2003; MEHNER ET AL. 2004), ist eine ausreichende Entnahme von Fischen aus tieferen oder reich strukturierten Seen allein mit den genannten aktiven Fangmethoden wesentlich schwieriger. Hier ist eine Kombination aus aktiven (Zugnetz-, Schleppnetz- und Elektrofischerei) und passiven (Kiemennetze, Großreusen) Methoden notwendig, besonders wenn das Fangziel möglichst schnell erreicht werden soll (MEHNER ET AL. 2004).

Eine selektive Befischung der zooplanktivoren Fische ist durch die Kiemennetzfischerei jedoch nicht möglich. Auch der Raubfischbestand, der im See verbleiben sollte, wird massiv in Mitleidenschaft gezogen (MOSS 1998). Die Elektrofischerei, die sehr selektiv und damit schonend eingesetzt werden kann, ist, besonders im Hinblick auf die notwendige Entnahmemenge, nicht effektiv genug und wird in der Regel nur ergänzend zum Einsatz kommen (MOSS 1998). So ist auch einer der Hauptgründe für das Scheitern von Biomaniplationsmaßnahmen, dass nicht genügend Fische entnommen werden konnten (MOSS 1998; TEPPON ET AL. 2005).

Gelingt es, den Fischbestand im notwendigen Umfang zu reduzieren, ist eine fischereiliche Nutzung des Gewässers für gewisse Zeit nicht oder nur eingeschränkt möglich (MOSS 1998). Dieser Punkt muss vor Beginn einer Biomaniplationsmaßnahme insbesondere mit Eigentümern und Fischereiberechtigten geklärt werden.

Stehen für eine Biomaniplation vorgesehene Seen mit anderen Still- oder Fließgewässern in Verbindung, so muss zunächst ein Einwandern von Fischen verhindert werden (FAAFENG & BRABRAND 1990; MOSS 1998; MEHNER ET AL. 2004).

Eine den Erfordernissen einer Biomaniplation entsprechende, effektive Fischerei führt in der Regel, wie oben beschrieben, zu einem Ansteigen der Abundanz von großem Zooplankton und in der Folge zu einer Erhöhung der Sichttiefe. Dass diese Effekte häufig nur schwach ausgeprägt sind bzw. die neuen Verhältnisse nicht längerfristig stabil bleiben, ist im Wesentlichen auf Folgeentwicklungen im Zusammenspiel zwischen Fischen, Zooplankton und Makrophyten und deren Auswirkungen auf das Phytoplankton zurückzuführen (McQueen 1998) und in erster Linie von der Nährstoffsituation abhängig (MEIJER ET AL. 1999; LAMMENS 2001; MEHNER ET AL. 2004).

GLIWICZ (2005) führt zwei Hauptgründe an, warum sich die einzelnen Elemente des Nahrungsnetzes einer Biomaniplation widersetzen. Zum einen reagieren Beuteorganismen auf einen hohen Fraßdruck mit speziellen Strategien. So steigt beispielsweise bei einer hohen Dichte von großem Zooplankton der Anteil fraßresistenter Arten innerhalb des Phytoplanktons. Zum anderen werden, bei entsprechend hoher Trophie eines Gewässers, mögliche Effekte nach einer Biomaniplation schnell wieder ausgeglichen, da nur in den aktuellen Bestand eingegriffen wird, die Produktivität des Gewässers aber weiterhin hoch bleibt.

Gelingt es nicht, die Nährstoffeinträge und damit die Nährstoffkonzentration im Gewässer deutlich zu reduzieren, wird der von Makrophyten dominierte Klarwasserzustand nicht erreicht oder nicht stabil bleiben (MOSS 1998; BENNDORF & KAMJUNKE 1999; MEIJER ET AL. 1999; GULATI & VAN DONK 2002; MEHNER ET AL. 2002; OLIN ET AL. 2006). Es ist davon auszugehen, dass in Flachseen Effekte infolge massiver Fischentnahmen nur länger anhalten, wenn der Nährstoffeintrag unter $0,5\text{--}2,0 \text{ g/m}^2 \cdot a P_{\text{tot}}$ reduziert werden kann (JEPPESEN ET AL. 1990 b; KASPRZAK ET AL. 2000). Für tiefere, geschichtete Seen werden mit maximalen Nährstoffeinträgen von $0,6\text{--}0,8 \text{ g/m}^2 \cdot a P_{\text{tot}}$ (BENNDORF ET AL. 2002) bzw. $0,5 \text{ g/m}^2 \cdot a P_{\text{tot}}$ (KASPRZAK ET AL. 2000) niedrigere Grenzwerte genannt.

Gleichzeitig sollte für Flachseen die jährliche Durchschnittskonzentration von P_{tot} unter $100 \mu\text{g/l}$ liegen (HOSPER & MEIJER 1993; MEHNER ET AL. 2004), für den Sommer wird ein Grenzwert von $80\text{--}150 \mu\text{g/l } P_{\text{tot}}$ genannt (JEPPESEN ET AL. 1990 b). Für tiefere, geschichtete Seen sollte die jährliche Durchschnittskonzentration von P_{tot} $50 \mu\text{g/l}$ nicht überschreiten (MEHNER ET AL. 2004).

MCQUEEN (1998) beschreibt einige Biomaniplationsversuche in tieferen, thermisch geschichteten Seen, in deren Rahmen der Bestand an planktivoren Fischen weitgehend entfernt werden konnte. Auch hier stellte sich zunächst eine Verbesserung der Wasserqualität ein. Dieser Zustand war jedoch deutlich instabiler als in Flachseen und hielt in der Regel nicht lange an. Auch nach BENNDORF ET AL. (2002) sowie KASPRZAK ET AL. (2002) ist eine erfolgreiche Biomaniplation tiefer, thermisch geschichteter Seen schwieriger als bei Flachseen.

MEHNER ET AL. (2002) gehen davon aus, dass über eine Biomanipulation erzielte Effekte in thermisch geschichteten Seen langfristig nur durch kontinuierliche Fischentnahmen aufrechterhalten werden können. Die Gründe hierfür sind vielschichtig. Wichtig ist jedoch, dass die Makrophyten in tieferen Seen in der Regel auf eine mehr oder weniger breite Uferzone beschränkt sind und ihre stabilisierenden Eigenschaften bei der Wasserqualität weniger zum Tragen kommen (HOSPER 1998; MEHNER ET AL. 2002).

Aber auch bei offenbar erfolgreich biomanipulierten Flachwasserseen mit ausgedehnten Makrophytenbeständen wurde teilweise eine Rückentwicklung zum trüben, algendominierten Zustand beobachtet (VAN DONK & GULATI 1995; McQueen 1998; GULATI & VAN DONK 2002).

Werden Befischungen nur über eine Saison oder wenige Jahre durchgeführt, besteht die Gefahr, dass sich der Fischbestand nach Beendigung der Maßnahmen schnell wieder aufbaut (GULATI & VAN DONK 2002). Nach OLIN ET AL. (2006) kann in eutrophen finnischen Seen eine Entnahme von 100 kg/ha in einem Jahr aufgrund des hohen Reproduktionspotentials der Cypriniden innerhalb von ein bis zwei Jahren ausgeglichen werden. Besonders problematisch ist, dass durch die massiven Fischentnahmen für die verbliebenen Fische aufgrund verringerter Nahrungskonkurrenz die Sterblichkeitsrate verringert und die Aufwuchsbedingungen zunächst verbessert werden; der Anteil der Jungfische nimmt daher zu (MEIJER ET AL. 1999; GULATI & VAN DONK 2002; MEHNER ET AL. 2004; RASK ET AL. 2005; TEPPONEN ET AL. 2005; OLIN ET AL. 2006). Vor allem die Jungfische üben aber den maßgeblichen Fraßdruck auf das Zooplankton aus (FAAFENG & BRABRAND 1990) und müssten daher langfristig befischt werden, damit es nicht zu einer Aufhebung der über Biomanipulationsmaßnahmen angestrebten Effekte kommt (OLIN ET AL. 2006).

So besteht heute weitgehend Einigkeit darüber, dass, insbesondere bei tieferen, thermisch geschichteten Seen, aber auch bei Flachseen, kontinuierliche Eingriffe notwendig sind, um positive Effekte nach einer einmaligen starken Fischentnahme langfristig aufrecht zu erhalten. Dies gilt insbesondere, solange erhöhte Nährstoffeinträge vorhanden sind (LAMMENS 2001; MEHNER ET AL. 2002; MEHNER ET AL. 2004).

Zudem wird in der Literatur mehrfach berichtet, dass nach einer langfristigen, massiven Reduzierung der zooplanktivoren Fische die Dichte des räuberischen Zooplanktons stark zunehmen kann (MOSS 1998; BENNDORF & KAMJUNKE 1999; WAGNER ET AL. 2005). Der durch die Biomanipulation angestrebte Effekt, den Fraßdruck auf das herbivore Zooplankton zu reduzieren, kann dadurch aufgehoben werden (MEIJER ET AL. 1999; WAGNER ET AL. 2005). So kann beispielsweise *Leptodora kindtii*, ein Kleinkrebs, oder die Büschelmückenlarve *Chaoborus* spp. die Daphniendichte entscheidend reduzieren. Es ist somit eine Mindestmenge zooplanktivorer Fische notwendig, die einerseits die Entwicklung wirbelloser Räuber kontrolliert und andererseits die Daphnien nicht zu stark dezimiert (BENNDORF & KAMJUNKE 1999). Daher führen SUZUKI ET AL. (2000) das Scheitern vieler Biomanipulationsprojekte auf unerwartete Veränderungen in der Artenzusammensetzung des Phyto- und Zooplanktons zurück.

Ein generelles Problem bei sehr umfangreichen Fischentnahmen ist es, die Fische sowohl tierschutzgerecht als auch ökonomisch vertretbar zu verwerten. Können entsprechende Mengen zum richtigen Zeitpunkt zur Verfügung gestellt werden, sind zoologische Gärten potentielle Abnehmer. Große Mengen könnten eventuell zu Fischmehl verarbeitet werden (MEHNER ET AL. 2004), meistens sind aber dann wiederum die abgefischten Mengen zu gering, um die Lagerung, den Transport und die Weiterverarbeitung kostendeckend durchführen zu können. Zur Verwendung als Speisefische fehlt in der Regel ein Markt für die entsprechenden Arten, so dass die Berufsfischerei insgesamt kein Interesse an derartigen Befischungen hat (MEHNER ET AL. 2004).

BIOMANIPULATION UND BLAUALGEN

Eine gewisse Sonderstellung nehmen von Algen dominierte Seen mit einem hohen Blaualgenanteil ein. Untersuchungen haben gezeigt, dass die Blaualgendichte nicht, wie oft angenommen, durch sehr hohe Nährstoffkonzentrationen gefördert wird, sondern oft bei mittleren Konzentrationen am höchsten ist (MOSS 1998; GULATI & VAN DONK 2002). Nach JEPPESEN ET AL. (2005) können Blaualgen bis zu einer Untergrenze von 50 µg/l P_{tot} (Flachseen) bzw. 10–15 µg/l P_{tot} (geschichtete Seen) einen wesentlichen Anteil der Phytoplankton-Biomasse stellen. Ihr Auftreten

wird offenbar begünstigt durch ein niedriges N:P-Verhältnis (SMITH 1983), niedrige CO₂-Konzentrationen, relativ niedrige Dichten von Grünalgen und hohe Temperaturen (MOSS 1998; VAN DE BUND ET AL. 2004). Viele Blaualgen-Arten können molekularen Stickstoff (N₂) binden und zum Aufbau von Biomasse nutzen. Sie sind dadurch bei Stickstoffmangel, der in eutrophen Seen häufig im Sommer auftritt, gegenüber anderen Algenarten im Vorteil und können Massenvorkommen ausbilden.

Das Zooplankton kann Blaualgen kaum kontrollieren. Dies liegt vor allem an ihrer Fähigkeit Kolonien zu bilden, die dann aufgrund ihrer Größe nicht mehr aufgenommen werden können. Zudem sind Blaualgen für das Zooplankton offenbar nur schwer zu verwerten, was auch an Toxinen liegen könnte, die von diesen Algen produziert werden (JEPPESEN ET AL. 1990 a; MOSS 1998). Es gibt allerdings Hinweise aus der Literatur, dass über eine Totalentnahme des Fischbestands von Beginn an ein entsprechend hoher Fraßdruck durch das Zooplankton aufgebaut werden kann, so dass eine Koloniebildung erst gar nicht stattfindet und eine Blaualgenblüte unterbleibt (JEPPESEN ET AL. 1990 a; CHRISTOFFERSEN ET AL. 1993; MOSS 1998). DAWIDOWICZ ET AL. (1988) zeigten in einem Laborversuch unter Ausschluss von Fischen, dass *Daphnia magna* auch fädige Blaualgen aufspalten und als Nahrung nutzen kann, solange sie in sehr hoher Dichte auftritt und die Algenabundanz niedrig bleibt. Bei hohen Blaualgendichten wird die Bestandsentwicklung der Daphnien dagegen gehemmt oder sie verschwinden völlig (DAWIDOWICZ ET AL. 1988; HOSPER & MEIJER 1993).

Versuche, die Blaualgenproblematik über eine Biomani- pulation in den Griff zu bekommen, waren in der Regel wenig erfolgreich. Als Hauptgrund wird angegeben, dass der Fischbestand und damit der Fraßdruck auf das Zoo- plankton langfristig nicht auf das notwendige Maß reduziert werden konnte (OLIN ET AL. 2006). Für das Scheitern von Biomani- pulationsmaßnahmen werden auch hohe Blaual- gendichten verantwortlich gemacht, die die Entwicklung von großem Zooplankton hemmen (JEPPESEN ET AL. 1990 a; MEIJER ET AL. 1999; GULATI & VAN DONK 2002). Sofern nach massiven Fischentnahmen eine Verbesserung der Situation beobachtet werden konnte, stellten sich nach Beendigung der Befischungen in der Regel wieder die alten Verhältnisse ein (FAAFENG & BRABRAND 1990; GULATI & VAN DONK 2002; LEPISTÖ ET AL. 2005; OLIN ET AL. 2006).

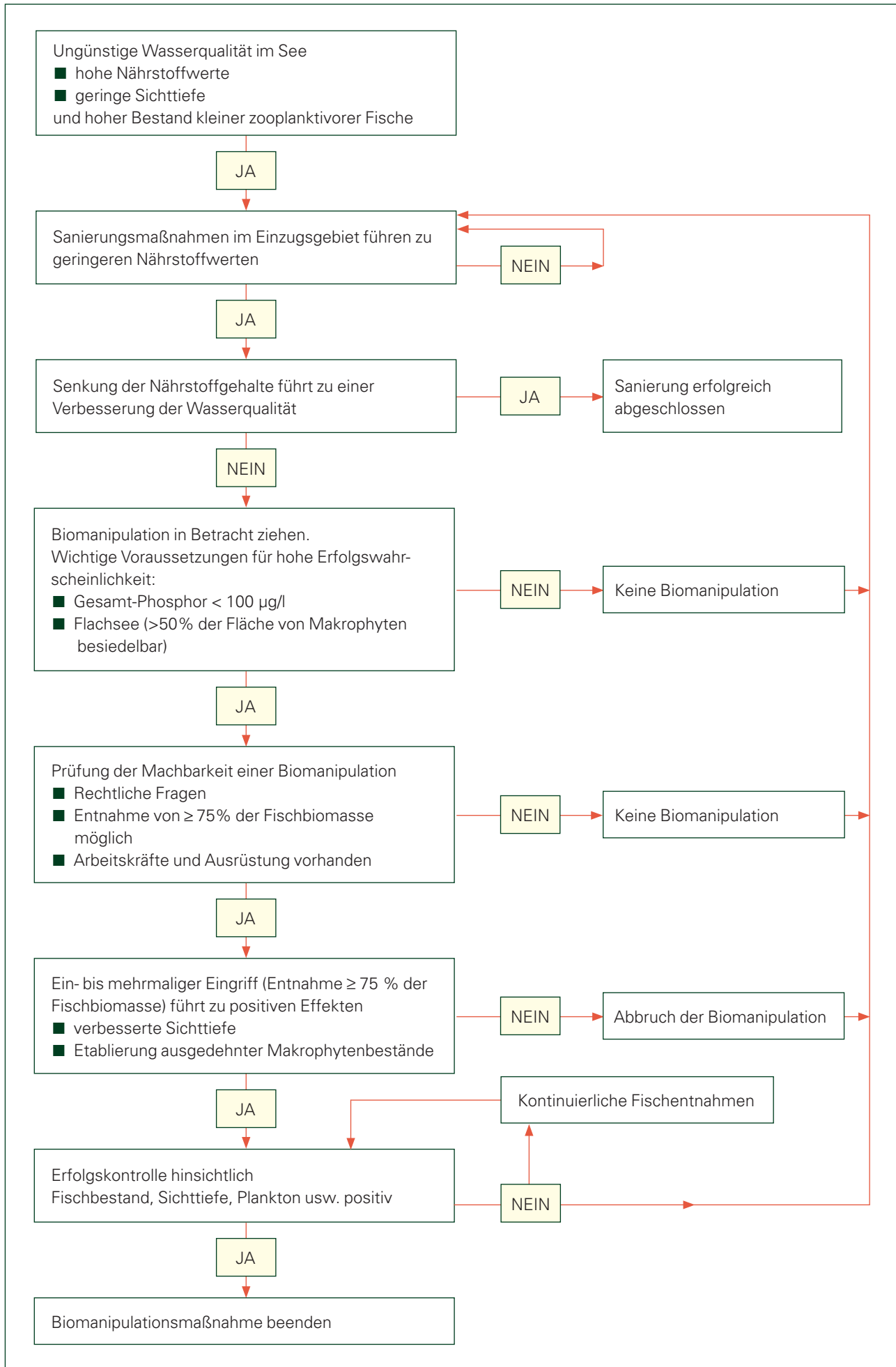
Aus den genannten Gründen gibt es daher nur selten Be- richte über Erfolge bei der Bekämpfung von Blaualgen- blüten durch Biomani- pulationsmaßnahmen (FAAFENG & BRABRAND 1990; JEPPESEN ET AL. 1990 a; KAIRESALO ET AL. 1999). In der Regel handelte es sich dabei um Flachseen, die infolge früherer Sanierungsbemühungen einen nur noch mäßig eutrophen Zustand aufwiesen. In dem von FAAFENG & BRABRAND (1990) beschriebenen Fall wurde der Fisch- bestand komplett entfernt. Über die Nachhaltigkeit der beobachteten Effekte konnten die Autoren jedoch keine Auskunft geben.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Trotz der zahlreichen Biomani- pulationsversuche, der umfangreichen Literatur hierzu und den bisher gewon- nenen Erfahrungen ist es oftmals schwierig vorherzusa- gen, welche Effekte sich nach massiven Befischungen einstellen und wie stabil die neuen Verhältnisse sein werden (MEHNER ET AL. 2002). Das Fazit aus Langzeit- studien ist in der Regel, dass die Biomani- pulation in bestimmten Fällen als begleitende Maßnahme zu wei- teren Sanierungsstrategien sinnvoll sein kann, um die Sanierung eines Gewässers zu beschleunigen. Eine an- dauernde Verbesserung der Wasserqualität ist nur durch eine entsprechende Reduzierung des Nährstoffeintrags zu erreichen (BENNDORF & KAMJUNKE 1999; LAMMENS 2001; GULATI & VAN DONK 2002; MEHNER ET AL. 2002; MOSS ET AL. 2004; VAN DE BUND ET AL. 2004). Gelingt dies nicht, so sind mögliche positive Effekte nach Bi- omanipulationsmaßnahmen nur durch kontinuierliche, starke Eingriffe in den Fischbestand aufrecht zu erhal- ten (LAMMENS 2001; MEHNER ET AL. 2002; MEHNER ET AL. 2004).

ENTSCHEIDUNGSFINDUNG ZUR BIOMANIPULATION IN SEEN

Das folgende Schema fasst die wichtigsten Vorausset- zungen für die Durchführung von Biomani- pulationsmaß- nahmen zusammen. Der Darstellung liegen die in diesem Kapitel diskutierten Untersuchungsergebnisse aus der in- ternationalen und nationalen wissenschaftlichen Literatur zugrunde.



Bewertung der Untersuchungsergebnisse

Am Karsee und Lengenweiler See wurde versucht, die Sanierungsbemühungen im Umland über eine intensive Entnahme von Fischen zu unterstützen und so eine bessere Wasserqualität mit höheren Sichttiefen zu erreichen. In beiden Seen stellten sich die erhofften Effekte nach den Befischungen nicht ein.

Sowohl am Karsee als auch am Lengenweiler See waren drei wichtige Voraussetzungen für gute Erfolgsaussichten nach den Biomaniplationsmaßnahmen erfüllt. Erstens waren Sanierungs- und Extensivierungsmaßnahmen in den jeweiligen Einzugsgebieten umgesetzt worden, so dass die Nährstoffeinträge entsprechend zurückgegangen sein müssten. Zweitens lag die jährliche durchschnittliche Konzentration für Gesamt-Phosphor unter 100 µg/l. Drittens wäre aufgrund der morphologischen Gegebenheiten an beiden Gewässern bei entsprechender Zunahme der Sichttiefe eine großflächige Ansiedlung von Makrophyten möglich.

Sowohl am Karsee als auch am Lengenweiler See ist das Scheitern der Maßnahmen offensichtlich in erster Linie auf eine zu geringe Menge entnommener Fische zurückzuführen. An beiden Seen wurde mit hohem Aufwand und durch den intensiven Einsatz verschiedener Fanggeräte etwas mehr als 30 % der Cypriniden und kleinen Barsche entnommen. Unter anderem wurden auch engmaschige Kiemennetze eingesetzt, um insbesondere kleine Fische, die sich vor allem von Zooplankton ernähren, erfassen zu können. So konnte zwar ein wesentlicher Teil des Bestandes abgefischt werden, die laut internationaler Literatur mindestens notwendige Menge von 75 % wurde aber bei weitem nicht erreicht.

Aus den Untersuchungen wird einerseits deutlich, dass auch unter den Bedingungen, die an den eher kleinen oberschwäbischen Seen herrschen, sehr drastische Eingriffe in den Fischbestand notwendig wären, um positive Effekte bei der Wasserqualität zu erreichen. Andererseits wird klar, dass es in den strukturreichen oberschwäbischen Seen häufig sehr schwierig ist, Fische im erforderlichen Umfang zu entnehmen. Am Karsee und Lengenweiler See war eine höhere Entnahme mit vertretbarem Aufwand nicht möglich.

An beiden Fallbeispielen lässt sich zudem aufzeigen, dass es nach massiven Fischentnahmen sehr wahrscheinlich ist, dass Jungfische verstärkt aufkommen. Dieser Effekt wurde sowohl am Karsee als auch am Lengenweiler See beobachtet. Am Karsee war ein Jahr nach der Fischentnahme mit ca. 23.000 Individuen pro ha eine deutlich höhere Fischdichte festzustellen als vor den Befischungen (ca. 15.000 Ind./ha). Verursacht wurde dieser Anstieg der Individuendichte durch sehr starke nachwachsende Jahrgänge bei Rotaugen und Barsch, die im Rahmen der Befischungen ein Jahr zuvor aufgrund ihrer noch zu geringen Größe nicht oder nicht effektiv entnommen werden konnten. Jungfische profitieren von der verringerten Nahrungskonkurrenz nach sehr starken Befischungen und können hohe Individuendichten ausbilden. Auch in der Literatur ist dieser Zusammenhang als einer der Hauptgründe für das Scheitern vieler Biomaniplationsmaßnahmen beschrieben.

Am Buchsee wurde der Fischbestand aufgrund eines Fischsterbens fast vollständig eliminiert. Trotz sehr hoher Nährstoffgehalte wurde das Wasser klar. Durch eine drastische Reduktion des Fischbestandes sind also grundsätzlich positive Effekte auf die Wasserqualität zu erreichen. Mit den zur Verfügung stehenden Befischungsmethoden ist ein derartig massiver Eingriff in den Fischbestand natürlicher Seen jedoch nicht möglich. Bei den oberschwäbischen Seen ist eine weitgehende Entfernung des Fischbestandes auch nicht gewollt: Es soll ein standortgerechter Fischbestand erhalten und gehegt werden.

Am Buchsee war zudem sehr gut zu verfolgen, dass sich ein Fischbestand, auch nach einer drastischen Verringerung, über relativ wenige überlebende Tiere schnell wieder aufbaut. Die günstige Wasserqualität in Form einer hohen Sichttiefe hält nicht lange an, wenn nicht gleichzeitig die Nährstoffkonzentration im betreffenden Gewässer entsprechend reduziert wird.

Unter Umständen ist auch mit unvorhersehbaren Entwicklungen zu rechnen, wenn starke äußere Einflüsse wie z.B. ein Fischsterben oder massive Fischentnahmen die einzelnen Glieder der Artengemeinschaft aus dem Gleichgewicht bringen. Im Falle des Buchsees war nach dem Fischsterben

weiterhin ein hoher Phosphorgehalt und damit eine hohe Primär- und Sekundärproduktion und eine sehr gute Nahrungsgrundlage für Fische vorhanden. Diese konnte eine nicht heimische Fischart, der amerikanische Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*), wesentlich schneller und effektiver als die heimischen Arten nutzen. Der Sonnenbarsch wurde zunächst zur dominierenden Art, bevor er durch die wieder stärker aufkommenden Cypriniden zurückgedrängt wurde.

Am Rohrsee können Entwicklung und einzelne Ereignisse aufgrund der lückenhaften Datengrundlage nur mit sehr großer Unsicherheit interpretiert werden. So bleibt beispielsweise unklar, ob der Rückgang der Cypriniden- und Barschbestände in erster Linie auf die langjährigen Zugnetzbefischungen oder eher auf die hohen pH-Werte zurückzuführen ist. Aufgrund der geringen Fischdichte konnte sich großes Zooplankton in entsprechender Dichte etablieren. Der See wurde klar und bei Sichttiefen bis zum Grund war wieder eine großflächige Besiedlung durch Makrophyten möglich.

Unterstützt wurde diese Entwicklung hin zu klarem Wasser und zur Makrophytendominanz allerdings durch die besonderen morphologischen Gegebenheiten am Rohrsee. Im Vergleich zu anderen oberschwäbischen Seen ist dieser deutlich durch Grundwasserströmungen beeinflusst. Die Sommertemperaturen bleiben mit maximal 22 bis 23°C relativ niedrig, Verhältnisse, die für eine massive Vermehrung vieler planktischer Algenarten eher ungünstig sind. Zudem ist durch die geringe Tiefe des Sees mit höherer Sichttiefe eine schnelle und flächendeckende Besiedlung durch Makrophyten möglich. Eine Stabilisierung des Klarwasserzustandes ist so effektiver möglich als in tieferen Seen. Ebenfalls von Vorteil war, dass im Rohrsee ein effektiver Einsatz von Zugnetzen möglich ist. Das Ufer ist ausreichend zugänglich und der Grund des Sees weist keine allzu großen Unebenheiten oder Hindernisse auf. Prinzipiell machen Totholz am Grund oder alte Pfähle im Uferbereich ein kontinuierliches Ziehen des Netzes unmöglich und verhindern einen guten Fangerfolg.

Wie am Buchsee waren jedoch auch am Rohrsee nach dem Umschwung zum „Klarwassersee“ unvorhersehbare Entwicklungen zu beobachten. Die Zunahme der Sichttiefe bei weiter hohem Nährstoffniveau begünstigte offensichtlich ein starkes Aufkommen von Fadenalgen und einen Anstieg

des pH-Werts mit den beschriebenen negativen Folgen für das Ökosystem.

Schreckensee und insbesondere Schleinsee reagierten überraschend schnell auf die Reduktion der Nährstoffeinträge aus ihren Einzugsgebieten. Beide Fallbeispiele unterstützen die Forderung, im Rahmen von Seensanierungen den Schwerpunkt auf eine deutliche Verminderung von Nährstoffeinträgen zu legen und damit die Ursache der Eutrophierungserscheinungen zu bekämpfen. Der schnelle und deutliche Rückgang der Phosphor-Konzentrationen in beiden Seen im direkten Anschluss an die Sanierungsmaßnahmen belegt deren Wirksamkeit.

Dabei müssen nicht alle beobachteten Phänomene direkt auf die verringerten Nährstoffeinträge zurückzuführen sein. So war beispielsweise im Schleinsee schon im ersten Extensivierungsjahr eine Massenentwicklung von großem Zooplankton zu beobachten, die sicherlich eine rasche Verbesserung der Sichttiefe begünstigte. Der Grund für diese schnellen und intensiven Veränderungen innerhalb des Zooplanktons blieb unklar. Dagegen ist die plötzliche Abnahme der vom Zooplankton nicht fressbaren fädigen Blaualgen als direkte Folge der rückläufigen Nährstoffkonzentrationen zu werten.

Auch der Fischbestand reagierte in beiden Gewässern schnell auf die neuen Nährstoffverhältnisse. Dabei waren ähnliche Entwicklungen in der Struktur der Fischbestände von Schreckensee und Schleinsee zu beobachten. So zeigten die häufigen Arten, insbesondere Brachsen und Barsch, nach Durchführung der Sanierungsmaßnahmen ein deutlich besseres Wachstum. Gleichzeitig ging im Schreckensee die Individuendichte von Brachsen und Barsch entscheidend zurück. Vom Schleinsee stehen keine Daten zur Entwicklung der Bestandsstärke aus dem fraglichen Zeitraum zur Verfügung, ähnliche Tendenzen sind aber auch hier zu vermuten.

Schlussfolgerungen für die fischereiliche und wasserwirtschaftliche Praxis

Primäres Ziel jeder Sanierung eines stark eutrophen oder hypertrophen Sees muss zunächst sein, durch ein Bündel geeigneter Maßnahmen im hydrologischen Einzugsgebiet die Nährstoffeinträge so weit zu reduzieren, dass sich die Nährstoffgehalte im Gewässer entsprechend verbessern. Eine deutliche Verringerung der Nährstoffwerte hat in der Regel auch eine Verbesserung der Wasserqualität zur Folge.

Seen sind jedoch sehr komplexe Ökosysteme und die Auswirkungen von Sanierungsmaßnahmen auf die Wasserqualität sind nicht sicher vorauszusagen. So gibt es immer wieder Problemfälle, bei denen eine Verbesserung der Nährstoffsituation günstigere Wasserverhältnisse erwarten lässt, diese aber nicht eintreffen. Es dominieren weiterhin planktische Algen und die Sichttiefe bleibt gering. In diesen Fällen kann eine Biomanipulation als flankierende Maßnahme zu weiteren Sanierungsbemühungen sinnvoll sein. Biomanipulationsmaßnahmen dienen jedoch nicht der Sanierung eines Gewässers, da sie nur Symptom- und keine Ursachenbekämpfung sind. Die Ursache der Eutrophierungserscheinungen, die Nährstoffverhältnisse, bleiben unverändert. Eine Biomanipulation kann aber eventuell als zeitlich begrenzte Maßnahme eine bereits erfolgte Sanierung unterstützen und den Umschwung von einem Algen zu einem Makrophyten dominierten See fördern. Damit dies möglich ist, müssen allerdings bestimmte Voraussetzungen erfüllt sein.

So muss die jährliche durchschnittliche Konzentration für Gesamt-Phosphor im betreffenden Gewässer unter 100 µg/l liegen. Je weiter dieser Wert unterschritten wird, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass eine Biomanipulation erfolgreich sein wird. Bei Werten über 100 µg/l P_{tot} sind Biomanipulationsmaßnahmen, so die internationale Fachliteratur, von vorne herein zum Scheitern verurteilt.

Zudem ist die Aussicht auf eine nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität im Anschluss an massive Befischungsmaßnahmen in Flachseen deutlich höher als in tieferen Seen. Als Sekundäreffekt der Biomanipulation können sich in flachen Seen mit zunehmender Sichttiefe Makrophyten

großflächig ausbreiten und zu einer Stabilisierung des Klarwasserstadiums beitragen. Mehr als 50 % der Seefläche sollten dazu von Makrophyten besiedelbar sein. In tieferen Seen ist eine Makrophytenbesiedlung im geforderten Umfang nicht möglich.

Ist eine dieser beiden Voraussetzungen nicht erfüllt, sollte von einer Biomanipulation abgesehen werden. Der erwünschte Klarwasserzustand wird sich nach intensiven Befischungen nicht einstellen bzw. mögliche Effekte werden nicht stabil bleiben.

Im nächsten Schritt ist zu überprüfen, ob eine Biomanipulation in der Praxis durchführbar wäre. Dazu sollte zunächst geklärt werden, ob rechtliche Bestimmungen dem Vorhaben entgegenstehen (siehe Kap. „Rechtliche Fragen im Zusammenhang mit der Biomanipulation“). Ist dies nicht der Fall, kann mit der Planung der praktischen Arbeiten begonnen werden.

Damit im Anschluss an eine Biomanipulation mit einem nachhaltigen Effekt gerechnet werden kann, ist die Entnahme von mindestens 75% der Fischbiomasse notwendig. Eine Entnahme in diesem Umfang ist mit den zur Verfügung stehenden fischereilichen Methoden in natürlichen Gewässern generell und im Fall der meist sehr strukturreichen oberschwäbischen Seen ganz besonders schwierig. Ob das Entnahmeziel im Einzelfall zu erreichen ist, muss im Vorfeld einer Biomanipulation beurteilt werden. Hierzu sind die entsprechenden fischereibiologischen und -ökologischen Untersuchungen durchzuführen. Wird im Rahmen der Planungsphase deutlich, dass eine Fischentnahme im geforderten Umfang nicht oder nur schwer zu realisieren ist, sollte auf die Durchführung der Biomanipulation verzichtet werden. Eine massive, aber letztendlich zu geringe Entnahme, kann das Aufkommen von Jungfischen im Gewässer fördern und so das Gegenteil des gewünschten Effekts bewirken. Arbeitsaufwand und Kosten können, je nach Gewässergröße, -morphologie und den ausgewählten Fangmethoden stark variieren und sind vor Beginn der Arbeiten von Fall zu Fall abzuschätzen. Generell kann da-

von ausgegangen werden, dass ein massiver Einsatz mehrerer verschiedener Fanggeräte über mehrere Wochen pro Jahr und über mehrere Jahre notwendig ist und ein nicht zu unterschätzender Arbeits- bzw. Kostenaufwand entsteht.

Auch bei günstigen Voraussetzungen ist ein Erfolg nach Biomanipulationsmaßnahmen nicht sicher vorhersagbar. Häufigste Ursache für ein Scheitern ist, dass die angestrebte Entnahmemenge nicht erreicht werden konnte. In diesem Fall wäre, falls möglich, eine weitere Steigerung der Befischungintensität notwendig. Kommt es dennoch nicht zu einer nachhaltigen Verbesserung der Wasserqualität, sollten die Biomanipulationsmaßnahmen abgebrochen werden. Bevor Fischentnahmen einen Beitrag zur Gewässersanierung leisten können, ist zuvor eine weitere deutliche Reduzierung der Nährstoffeinträge notwendig.

Treten die gewünschten Effekte, wie z.B. eine Erhöhung der Sichttiefe und die Etablierung von Makrophytenbeständen, ein, so kann ein See jedoch jederzeit wieder in den alten, unbefriedigenden Zustand zurückfallen. Diese Gefahr ist insbesondere dann sehr hoch, wenn weiterhin zu hohe Nährstoffeinträge vorhanden sind. Weitere Maßnahmen zur Senkung der Nährstoffkonzentration im betreffenden Gewässer sind dann erforderlich, um eine Stabilisierung der Klarwasserhältnisse zu erreichen.

Literatur

- BAILEY-WATTS, A. & A. KIRIKA 1999: Poor water quality in Loch Leven (Scotland) in 1995 in spite of reduced phosphorus loadings since 1985: the influences of catchment management and inter-annual weather variation. *Hydrobiologia*, 403, 135-151.
- BAUER, A. 1992: Telemetrische Untersuchungen zur Ortsbewegung des Brachsens (*Abramis brama* L.) in einem eutrophen See Oberschwabens. Diplomarbeit. Kiel: Christian-Albrechts-Universität.
- BENNDORF, J. & N. KAMJUNKE 1999: Anwenderrichtlinie Biomanipulation am Beispiel der Talsperre Bautzen. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 19 pp.
- BENNDORF, J., BÖING, W., KOOP, J. & I. NEUBAUER 2002: Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. *Freshwater Biology*, 47, 2282-2295.
- BRINKER, A. 2000: Der Befall des Flußbarsches (*Perca fluviatilis* L.) im Bodensee mit dem Hechtbandwurm (*Triaenophorus nodulosus* P.) - Vergleich mit der Situation im Karsee und im Schreckensee. Diplomarbeit, Universität Freiburg, 106 pp.
- BÜRGI, H.R. & R. KÜMMERLIN 1998: Algenliste für den Bodensee. Zürich, Langenargen: EAWAG / ETH Zürich, Institut für Seenforschung. Arbeitsblätter.
- CHORUS, I. 1995: Müssen in der Seesanieung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? In: Verfahren zur Restaurierung stehender Gewässer (Hrsg.: JAEGER, D; KOSCHEL, R.). *Limnologie Aktuell*, 8, Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, New York, 21-28.
- CHRISTOFFERSEN, K., RIEMANN, B., KLYSNER, A. & M. SØNDERGAARD 1993: Potential role of fish predation and natural populations of zooplankton in structuring a plankton community in eutrophic lake water. *Limnology and Oceanography*, 38, 561-573.
- COWX, I.G. & D. GERDEAUX 2004: The effects of fisheries management practises on freshwater ecosystems. *Fisheries Management and Ecology*, 11, 145-151.
- DAWIDOWICZ, P., GLIWICZ, Z.M. & R.D. GULATI 1988: Can *Daphnia* prevent a blue-green algal bloom in hypertrophic lakes? *Limnologica* (Berlin), 19, 21-26.
- DEHUS, P. 1992: Bestandsgröße und Nahrungsbeziehungen von Cypriniden und Barschen in kleinen, eutrophen Seen. *Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes*, Heft 55, 9-21.
- DEHUS, P. & W. SCHMID 1995: Fischbestände und fischereiliche Bewirtschaftung oberschwäbischer Seen und Weiher. Langenargen: Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg. Bericht, 274 pp.
- DEHUS, P. & R. BERG 1998: Angepasste fischereiliche Bewirtschaftung als Maßnahme der Seesanieung. In: Internationale Seen-Fachtagung 1998 (A. Trautmann, ed.). Ravensburg: Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen, 113-117.
- DEHUS, P. 2000: Fische in Baden-Württemberg – Lebensraum Seen und Weiher. Stuttgart: Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg, 128 pp.
- DÖRNER, H., BRÄMICK, U. & N. OKUN 2003: Aktuelle fischereibiologische und fischereiliche Forschung in Flachseen. *Fischer & Teichwirt*, 54, 51-54.
- ENVIRONMENT AGENCY 1998: Aquatic eutrophication in England and Wales – A proposed management strategy. Environmental Issues Series. Environment Agency. Consultative Report, 36 pp.
- FAAFENG, B.A. & Å. BRABRAND 1990: Biomanipulation of a small, urban lake – removal of fish exclude bluegreen blooms. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 24, 597-602.
- GERMAN, R. 1976: Geographie und Geologie. In: Der Kreis Ravensburg, Reihe Heimat und Arbeit, 17-53.

- GLIWICZ, Z.M. 2005: Food web interactions: why are they reluctant to be manipulated? *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 29, 73-88.
- GRIGORSKY, I., MATHÉ, C. & G. BORBÉLY 1998: Effect of large- and small-bodies zooplankton on phytoplankton in a eutrophic bow. *Journal of Plankton Research*, 20, 1989-1995.
- GULATI, R.D. & E. VAN DONK 2002: Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia*, 478, 73-106.
- GÜDE, H., SCHÜNEMANN, B. & A. TRAUTMANN 1995: Die Fallstudie Schleinsee – Ein Beispiel für die Wirkung von Extensivierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet. In: *Verfahren zur Restaurierung stehender Gewässer* (Hrsg.: JAEGER, D; KOSCHEL, R.). *Limnologie Aktuell*, 8, Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, New York, 39-52.
- HABERBOSCH, R. 2000: Möglichkeiten und Grenzen der gezielten Beeinflussung des Fischbestandes und dessen Auswirkungen auf die Gewässerparameter von drei oberschwäbischen Seen – Teilprojekt fischereibiologische Untersuchungen Karsee und Schreckensee. *Langenargen: Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg. Bericht*, 66 pp.
- HANSSON, L.-A., ANNADOTTER, H., BERGMAN, E., HAMRIN, S.F., JEPPESEN, E., KAIRESALO, T., LUOKKANEN, E., NILSSON, P.-Å., SØNDERGAARD, M. & J. STRAND 1998: Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems*, 1, 558-574.
- HEINRICH, R. & J. BLUM 2000: Ponds for nutrient retention. *UFA Revue*, 10/00.
- HIETALA, J., VAKKILAINEN, K. & T. KAIRESALO 2004: Community resistance and change to nutrient enrichment and fish manipulation in a vegetated lake littoral. *Freshwater Biology*, 49, 1525-1537.
- HOSPER, H. & M.-L. MEIJER 1993: Biomanipulation, will it work for your lake? A simple test for the assessment of chances for clear water, following drastic fish-stock reduction in shallow, eutrophic lakes. *Ecological Engineering*, 2, 63-72.
- HOSPER, S.H. 1998: Stable states, buffers and switches: an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. *Water Science and Technology*, 37(3), 151-164.
- JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., MORTENSEN, E., KRISTENSEN, P., RIEMANN, B., JENSEN, H.J., MÜLLER, J.P., SORTKJÆR, O., JENSEN, J.P., CHRISTOFFERSEN, K., BOSSELMANN, S. & E. DALL 1990 a: Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 1: cross-analysis of three Danish case-studies. *Hydrobiologia*, 200/201, 205-218.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J.P., KRISTENSEN, P., SØNDERGAARD, M., MORTENSEN, E., SORTKJÆR, O. & K. OLRIK 1990 b: Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, 200/201, 219-227.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J.P., SØNDERGAARD, M., LAURIDSEN, T., JUNGE PEDERSEN, L. & L. JENSEN 1997: Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342/343, 151-164.
- JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., JENSEN, J.P., HAVENS, K.E., ANNEVILLE, O., CARVALHO, L., COVENEY, M.F., DENEKE, R., DOKULIL, M.T., FOY, B., GERDEAUX, D., HAMPTON, S.E., HILT, S., KANGUR, K., KÖHLER, J., LAMMENS, E.H.H.R., LAURIDSEN, T.L., MANCA, M., MIRACLE, M.R., MOSS, B., NÖGES, P., PERSSON, G., PHILLIPS, G., PORTIELJE, R., ROMO, S., SCHELSKE, C.L., STRAILE, D., TATRAI, I., WILLÉN, E. & M. WINDER 2005: Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50, 1747-1771.
- KAIRESALO, T., LAINE, S., LUOKKANEN, E., MALINEN, T. & J. KETO 1999: Direct and indirect mechanisms behind successful biomanipulation. *Hydrobiologia*, 395/396, 99-106.
- KASPRZAK, P., SCHRENK-BERGT, C., KOSCHEL, R., KRIENITZ, L., GONSIORCYK, T., WYSUJACK, K. & C. STEINBERG 2000: Biologische Therapieverfahren (Biomanipulation). In: C. STEINBERG, W. CALMANO, H. KLAPPER & R.-D. WILKEN (Hrsg.). *Handbuch Angewandte Limnologie*, 10. Landsberg: Ecomed, 20 pp.

- KASPRZAK, P., BENNDORF, J., MEHNER, T. & R. KOSCHEL 2002: Biomanipulation of lake ecosystems: an introduction. *Freshwater Biology*, 47, 2277-2281.
- KLINK, A. 1996: Fischereibiologische und limnologische Untersuchungen am Karsee. Projekt „Biomanipulation an einem kleinen oberschwäbischen See“. Ravensburg: Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen. Abschlussbericht, 47 pp.
- KONOLD, W. 1987: Oberschwäbische Weiher und Seen. Teil I: Geschichte und Kultur. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 52. Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 198 pp.
- LAMMENS, E.H.R.R. 2001: Consequences of biomanipulation for fish and fisheries. *FAO Fisheries Circular*, No 952, Rome, FAO, 23 pp.
- LAMMENS, E.H.R.R., VAN NES, E.H. & W.M. MOOIJ 2002: Differences in the exploitation of bream in three shallow lake systems and their relation to water quality. *Freshwater Biology*, 47, 2435-2442.
- LAMMENS, E.H.R.R., VAN NES, E.H., MEIJER, M.-L. & M.S. VAN DEN BERG 2004: Effects of commercial fishery on the bream population and the expansion of *Chara aspera* in Lake Veluwe. *Ecological Modelling*, 177, 233-244.
- LEPISTÖ, L., LAHTI, K., RAPALA, J., VILLA, L. & I. SAMMALKORPI 2005: Effects of fish removal on cyanobacteria and their toxicity in Lake Tuusulanjärvi, Southern Finland. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 29, 473-477.
- LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) 1998: Handbuch der stehenden Gewässer in Baden-Württemberg. Handbuch Wasser, Bd. 14(2).
- MCQUEEN, D. 1998: Freshwater food web biomanipulation: A powerful tool for water quality improvement, but maintenance is required. *Lakes and Reservoirs, Research and Management*, 3, 83-94.
- MEHNER, T., WYSUJACK, K., LAUDE, U., KASPRZAK, P. & R. KOSCHEL 2000: Adaptives Management von Raubfischbeständen – eine Chance zur Kopplung von Gewässergütesteuerung und fischereilicher Bewirtschaftung von Seen. *Fischer & Teichwirt*, 51, 259-262.
- MEHNER, T., KASPRZAK, P., WYSUJACK, K., LAUDE, U. & R. KOSCHEL 2001: Restoration of a stratified lake (Feldberger Haussee, Germany) by a combination of nutrient load reduction and long-term biomanipulation. *International Review of Hydrobiology*, 86, 253-265.
- MEHNER, T., BENNDORF, J., KASPRZAK, P. & R. KOSCHEL 2002: Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. *Freshwater Biology*, 47, 2453-2465.
- MEHNER, T., ARLINGHAUS, R., BERG, S., DÖRNER, H., JACOBSEN, L., KASPRZAK, P., KOSCHEL, R., SCHULZE, T., SKOV, C., WOLTER, C. & K. WYSUJACK 2004: How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology*, 11, 261-275.
- MEIJER, M.-L., DE HAAN M.W., BREUKELAAR, A.W. & H. UITEVELD 1990: Is reduction of benthivorous fish an important cause of high transparency following manipulation in small lakes? *Hydrobiologia*, 200/201, 303-315.
- MEIJER, M.-L., LAMMENS, E.H.R.R., GULATI, R.D., GRIMM, M.P., BACKX, J.J.G.M., HOLLEBEEK, P., BLAAUW, E.M. & A.W. BREUKELAAR 1994: The consequences of drastic fish stock reduction in the large and shallow Lake Wolderwijd, The Netherlands. Can we understand what happened? *Hydrobiologia*, 275/276, 31-42.
- MEIJER, M.-L. & H. HOSPER 1997: Effects of the biomanipulation in the large and shallow Lake Wolderwijd, The Netherlands. *Hydrobiologia*, 342/343, 335-349.
- MEIJER, M.-L., DE BOOIS, I., SCHEFFER, M., PORTIELJE, R. & H. HOSPER 1999: Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia*, 408/409, 13-30.
- MOSS, B. 1998: Shallow Lakes, Biomanipulation and Eutrophication. *Scope (Scientific Committee on Phosphates in Europe) Newsletter*, Number 29, 44 pp.

- MOSS, B., STEPHEN, D., BALAYLA, D.M., BÉCARES, E., COLLINGS, S.E., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., FERRIOL, C., GARCÍA, P., GOMÁ, J., GYLLSTRÖM, M., HANSSON, L.-A., HIETALA, J., KAIRESAALO, T., MIRACLE, M.R., ROMO, S., RUEDA, J., RUSSEL, V., STÄHL-DELBANCO, A., SVENSSON, M., VAKKILAINEN, K., VALENTÍN, M., VAN DE BUND, W.J., VAN DONK, E., VICENTE, E. & M.J. VILLENA, 2004: Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: synthesis of a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 49, 1633-1649.
- OLIN, M., RASK, M., RUUHJÄRVI, J., KESKITALO, J., HORPPILA, J., TALLBERG, P., TAPONEN, T., LEHTOVAARA, A. & I. SAMMALKORPI 2006: Effects of biomanipulation on fish and plankton communities in ten eutrophic lakes of southern Finland. *Hydrobiologia*, 553, 67-88.
- PABSTMANN, U. 1993: Untersuchungen zum Einfluss zooplanktonfressender Fische auf die Gewässergüte des hypertrophen Schleinsees. Diplomarbeit, Universität Saarbrücken.
- PADISÁK, J. & C.S. REYNOLDS 2003: Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. *Hydrobiologia*, 506-509, 1-11.
- PERROW, M.R., MEIJER, M.-L., DAWIDOWICZ, P. & H. COOPS 1997: Biomanipulation in shallow lakes: state of the art. *Hydrobiologia*, 342/343, 355-365.
- PERSSON, L., ANDERSSON, G., HAMRIN, S.F. & L. JOHANSSON 1988: Predator regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems. In: S.R. CARPENTER (Hrsg.), *Complex Interactions in Lake Communities*, p. 45-65. New York, Berlin: Springer-Verlag.
- POLLOCK, K.H., NICHOLS, J.D., BROWNIE, C. & J.E. HINES 1990: Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs* 107.
- RASK, M., RUUHJÄRVI, J., OLIN, M., LEHTOVAARA, A., VESALA, S. & I. SAMMALKORPI 2005: Responses of zooplankton and fish to restoration in eutrophic Lake Tuusulanjärvi in southern Finland. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 29, 545-549.
- RODAT, C., FÜRST, J., HABERBOSCH, R. & A. KLINK 2001: Möglichkeiten und Grenzen der gezielten Beeinflussung des Fischbestandes und dessen Auswirkungen auf das ökologische Gefüge von drei oberschwäbischen Seen. Ravensburg: Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen. Projektbericht 1998-2001.
- SKOV, C., LOUSDAL, O., JOHANSEN, P.H. & S. BERG 2003: Piscivory of 0+ pike (*Esox lucius* L.) in a small eutrophic lake and its implication for biomanipulation. *Hydrobiologia*, 506-509, 481-487.
- SMITH, V.H. 1983: Low nitrogen to phosphorus rations favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 221, 669-671.
- SØNDERGAARD M., JEPPESEN E., KRISTENSEN P. & O. SORTKJÆR 1990: Interactions between sediment and water in a shallow hypertrophic lake. A study on phytoplankton collapses in Lake Sobygard, Denmark. *Hydrobiologia*, 191, 149-164.
- STEPHEN, D., BALAYLA, D.M., BÉCARES, E., COLLINGS, S.E., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., FERRIOL, C., GARCÍA, P., GOMÁ, J., GYLLSTRÖM, M., HANSSON, L.-A., HIETALA, J., KAIRESAALO, T., MIRACLE, M.R., ROMO, S., RUEDA, J., STÄHL-DELBANCO, A., SVENSSON, M., VAKKILAINEN, K., VALENTÍN, M., VAN DE BUND, W.J., VAN DONK, E., VICENTE, E., VILLENA, M.J. & B. MOSS 2004: Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: introduction to a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 49, 1517-1524.
- STREHLE, H. 1988: Limnologische Untersuchungen an vier oberschwäbischen Seen und Weihern. Ravensburg: Wasserwirtschaftsamt. Zwischenbericht.
- STREHLE, H. & A. TRAUTMANN 2005: Leitfaden für die Sanierung oberschwäbischer Seen. Ravensburg: Pro Regio Oberschwaben GmbH (Hrsg.), 69 pp.
- SUZUKI, M., SAGEHASHI, M. & A. SAKODA 2000: Modelling the structural dynamics of a shallow and eutrophic water ecosystem based on mesocosm observations. *Ecological Modelling*, 128, 221-243.

- TEPPO, A., TUHKANEN, J. & M. SIVIL 2005: Biomanipulation of large moderately eutrophicated Lake Lappajärvi. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 29, 841-844.
- TRAUTMANN, A., GELBRECHT, J., BEHRENDT, H., GÜDE, H. & H. LENGSELD 2002: Möglichkeiten der Senkung von Phosphoreinträgen aus Einzugsgebieten von Seen. *Wasser & Boden*, 54/9, 32-37.
- VAKKILAINEN, K., KAIRESALO, T., HIETALA, J., BALAYLA, D.M., BÉCARES, E., VAN DE BUND, W.J., VAN DONK, E., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., GYLLSTRÖM, M., HANSSON, L.-A., MIRACLE, M.R., MOSS B., ROMO, S., RUEDA, J. & D. STEPHEN 2004: Response of zooplankton to nutrient enrichment and fish in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 49, 1619-1632.
- VAKKILAINEN, K. & T. KAIRESALO 2005: Zooplankton community responses to fish stock management of Lake Vesijärvi, southern Finland: changes in cladoceran body size in 1999-2003. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 29, 488-490.
- VAN DE BUND, W.J. & E. VAN DONK 2002: Short-term and long-term effects of zooplanktivorous fish removal in a shallow lake: a synthesis of 15 years of data from Lake Zwemlust. *Freshwater Biology*, 47, 2380-2387.
- VAN DE BUND, W.J., ROMO, S., VILLENA, M.J., VALENTÍN, M., VAN DONK, E., VICENTE, E., VAKKILAINEN, K., SVENSSON, M., STEPHEN, D., STÄHL-DELBANCO, A., RUEDA, J., MOSS, B., MIRACLE, M.R., KAIRESALO, T., HANSSON, L.-A., HIETALA, J., GYLLSTRÖM, M., GOMA, J., GARCÍA, P., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C., FERRIOL, C., COLLINGS, S.E., BÉCARES, E., BALAYLA, D.M. & T. ALFONSO 2004: Responses of phytoplankton to fish predation and nutrient loading in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 49, 1608-1618.
- VAN DONK, E., GRIMM, M.P., GULATI, R.D. & J.P.G. KLEIN BRETELER 1990: Whole-lake food-web manipulation as a means to study community interactions in a small ecosystem. *Hydrobiologia*, 200/201, 275-289.
- VAN DONK, E. & R.D. GULATI 1995: Transition of a lake to turbid state six years after biomanipulation: Mechanisms and pathways. *Water Science and Technology*, 32(4), 197-206.
- WAGNER, A., HÜLSMANN, S., BOLLENBACH, M. & J. BENNDORF 2005: Piscivory as a factor controlling invertebrate predators (*Leptodora kindtii*, *Chaoborus flavicans*, *Piona* spp.) in a biomanipulated reservoir. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 29, 993-996.