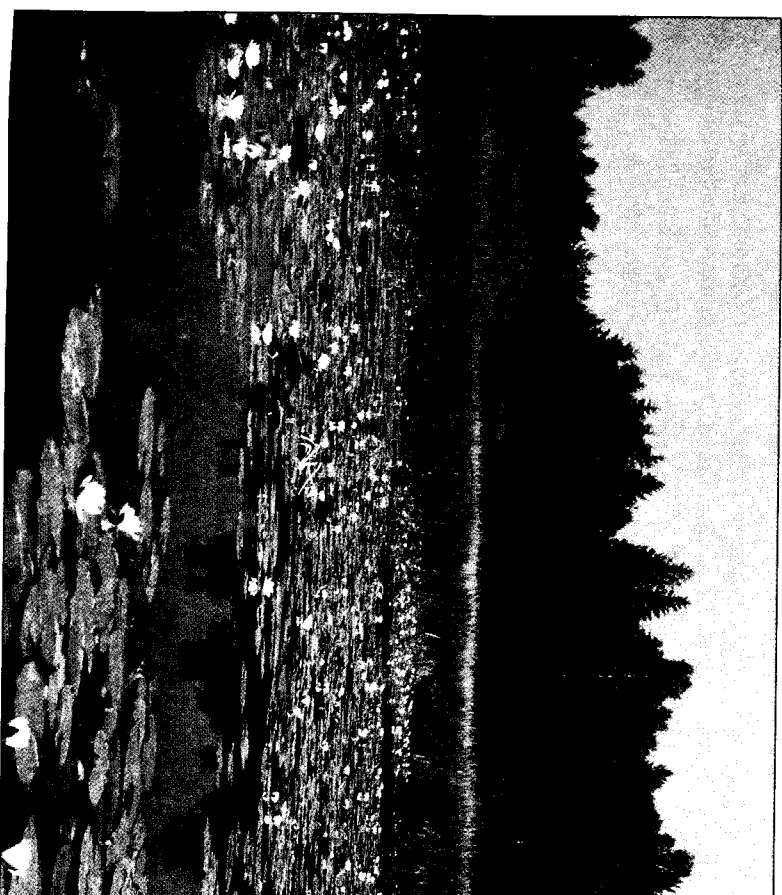


ÖKOLOGIE UND MANAGEMENT KLEINERER STEHGEWÄSSER



Die Herstellung dieses Bandes wurde dankenswerterweise finanziell
unterstützt von der
**Stiftung Naturschutzfonds beim Ministerium für Umwelt
Baden-Württemberg**
und dem
Landkreis Ravensburg

Herausgeber

Klaus Zintz, Hinrich Rahmann, Horst Weisser



Klaus Zintz, Hinrich Rahmann und Horst Weisser (Herausgeber)

ÖKOLOGIE UND MANAGEMENT KLEINERER STEHGEWÄSSER

2. Feuchtgebietssymposium Bad Wurzach, 9.-11. Mai 1989
Ökologie & Naturschutz | 3 | 1990

Herausgeber der Reihe: Dr. Doris Knuth-Margraf und Josef Settele

720.300/3

Titelphoto:
Kleiner Schreckensee (Landkreis Ravensburg) von Klaus Zintz

Umschlagszeichnung und Seite 1:
Secrosenblatt und Kleinlibelle von Wolfgang Lang

CIP-Titelaufnahme der Deutschen Bibliothek

Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer / 2. Feuchtgebietssymposium, Bad Wurzach, 9.-11. Mai 1989]. Klaus Zintz ... (Hrsg.). - Weikersheim: Margraf, 1990 (Ökologie & [und] Naturschutz; 3)
ISBN 3-8236-1187-9
NE: Zintz, Klaus [Hrsg.]: Feuchtgebietssymposium <02, 1989, Wurzach >; GT

Redaktion, Textverarbeitung und Layout:
Klaus Zintz und Gaby Schuster, Kernendickstr. 45, 7000 Stuttgart 75

Druck und Bindung:
F. & T. Müllerbader, Forststr. 18, 7024 Filderstadt 4

© 1990 by: **Margraf Scientific Publishers**
Mühlstr. 9, Postfach 105, 6992 Weikersheim

Die Herstellung dieses Bandes wurde dankenswerterweise finanziell unterstützt von der Stiftung Naturschutzfonds beim Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg und dem Landkreis Ravensburg.

ISSN 0932-3058
ISBN 3-8236-1187-9

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	1
Einführung	5
Erföffnung und Begrüßung durch Bürgermeister Morczinietz (Bad Wurzach)	7
Begrüßung durch Ministerialdirektor König (Umweltministerium)	11
Begrüßung durch Herrn Gerber (1. Landesbeamter, Landkreis Ravensburg)	17
Forschungsaktivitäten an kleineren Stehgewässern: Anforderungen und Umsetzung	19
Aspekte der Ökologie und des Managements kleinerer Stehgewässer (H. Rahmann und K. Zintz)	21
Anforderungen des Naturschutzes an die Wissenschaft (W. Krahl)	29
Zum Problem der Umsetzung von Naturschutzkonzepten (H. Roweck)	37
Fallstudien zur Limnologie kleinerer Stehgewässer	55
Der Schleinsee - Langzeitentwicklung des Seezustandes (H. Güde)	57
Mikrobiologie des anaeroben Hypolimnions des Schleinsees (B. Eichler)	79
Jahreszeitliche Dynamik von organischen flüchtigen Substanzen (Geruchsstoffe) am Beispiel des Schleinsees (J. Henatsch und F. Jüttner)	93



Stoff-Einträge aus der Landwirtschaft in ein kleineres Stehgewässer (P. Seiffert)	127
Zur Limnologie des Donau-Altwassers Gronne vor und nach der Abkoppelung vom Fluß (R. Baar, G. Schadt und U. Tessenow)	151
Probleme der Bioindikation für kleinere Stehgewässer	165
Wasserpflanzen als Bioindikatoren, dargestellt am Beispiel kleinerer Stillgewässer Oberschwabens und der Franche Comté (W. Konold, O. Schäfer und A. Kohler)	167
Bioindikation für kleinere Stehgewässer auf der Basis faunistischer Untersuchungen (M. Hollnäicher und H. Rahmann)	183
Vergleichende Untersuchungen der Käferfauna an zwei kleineren oberschwäbischen Stehgewässern unterschiedlicher Ausprägung (K.-P. Koch, K. Zintz und H. Rahmann)	205
Faunistisch-ökologische Untersuchungen an den Haidgauer Quellseen (Wurzacher Ried, Kreis Ravensburg) (K. Zintz, G. Schuszter, A. König, K.-P. Koch und H. Rahmann)	213
Plankton-Gemeinschaften als Bioindikatoren für Stehgewässer (R. Kümmerlin)	227
Untersuchungen des Mikroplanktons kleinerer oberschwäbischer Stehgewässer (K. Jürgens)	243

Nutzung kleinerer Stehgewässer unter fischereilichen Aspekten	251
Aspekte zur Situation der Fischfauna in kleineren oberschwäbischen Stehgewässern (K. Zintz, R. Berg, G. Schuszter und M. Konrad)	253
Nutzung kleinerer Stehgewässer aus der Sicht der Sportfischerei (W. Scherer)	279
Erhaltung kleinerer stehender Gewässer aus fischereilicher Sicht (T. Strubelt)	303
Sanierungs- und Restaurierungskonzepte für kleinere Stehgewässer	309
Konzepte zur Sanierung und Restaurierung kleinerer Stehgewässer am Beispiel der Eifelmaare (B. Scharf)	311
Ökotechnische Maßnahmen gegen Cyanobakterien (Blaualgen): Fallstudie Fischkaltersee (Oberbayern) (R. Tille-Backhaus, E. Gruhl und C. Steinberg)	323
Voraussetzungen für Sanierungskonzepte für kleinere Stehgewässer (H. Strehle und D. Wörner)	343
Rehabilitation polytrophierter kleinerer Stehgewässer am Beispiel Stadtsee Bad Waldsee (P. Lorenz und O. Klee)	353
Ergänzende Aspekte zur Bedeutung kleinerer Stehgewässer	
Kulturgeschichte	377
Archäologische Kulturdenkmale in kleineren Stehgewässern des südwestdeutschen Alpenvorlandes - Probleme ihrer Erhaltung (H. Schlichtherle)	379

Erholung und Freizeit	393
Die Nutzung kleinerer Stehgewässer für Freizeit und Tourismus (E. Schneider)	395
Sekundäre Stehgewässer	405
Bedeutung und Nutzung von Sand und Kies (F. Henkel)	407
Ausweisung von Vorrangbereichen für die Rohstoffsicherung in der Region Bodensee-Oberschwaben (G. Köberle)	423
Rechtliche Voraussetzungen und Auflagen für den Abbau oberflächennaher Rohstoffe (U. Mehlich)	433
Limnologisch-ökologische Untersuchungen sekundärer Stehgewässer und Empfehlungen zu ihrem Management am Beispiel Oberschwabens (H. Rahmann und M. Hollnaitcher)	441
Untersuchungen zur Libellenfauna einiger oberschwäbischer Kiesgruben unterschiedlicher Sukzession (A. König, K. Zintz und H. Rahmann)	465
Faunistisch-ökologische Untersuchungen des Verlandungs- bereichs dreier oberschwäbischer Kiesgruben jüngerer Sukzession unter besonderer Berücksichtigung der Käfer (M. Schenk und H. Rahmann)	475
Kleinere Stehgewässer - Zusammenfassende Aspekte	485
Zusammenfassende Aspekte zum 2. Wurzacher Feuchtgebiets- symposium "Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer" (K. Zintz, H. Rahmann und H. Weisser)	487

Vorwort

In einer aus dem Jahre 1864 stammenden Schrift des "Schultheisser Amt" in Alshausen an das Königliche Hofkammeramt wird von einem Konflikt zwischen Fischerei und Mövenschutz berichtet. Zitat: "Aus Anlaß der Verhandlung über die Frage der Marienkäfer u. Engerlinge Vertigung kam der Gemeinderath wiederholt darauf zu sprechen, ob nicht in dieser Beziehung großer Vorteil dadurch erreicht werden könnte, daß die Möven gehegt werden. Es wäre vielleicht doch möglich, daß der überaus nützliche Vogel im genannten Wehler sich einheimisch machen würde, wenn er nicht immer wieder durch den Fischereibetrieb gestört würde..." Es folgen detaillierte Vorschläge, wie dieser Konflikt kompromißmäßig gelöst werden könnte. Das Schreiben endet mit der Bitte an das Hofkammeramt, "auf den einen oder anderen dieser Vorschläge einzugehen".

Das in der Alshausener Schloßbibliothek aufbewahrte Schriftstück ist in zweifacher Hinsicht bemerkenswert: Zum einen ist es ein frühes Zeugnis für die Bedeutung der kleineren Stehgewässer für den Naturschutz - in diesem Falle den Schutz der Möven als biologische Schädlingbekämpfer. Zum anderen verdeutlicht es die Konflikte unterschiedlicher Interessen, die bei der Nutzung der kleinen Stehgewässer schon damals auftauchten. Beide Gesichtspunkte sind auch heute noch von großer Bedeutung.

Aus anderen alten Dokumenten läßt sich noch deutlicher erkennen, welch große Rolle die kleinen natürlichen und künstlich angelegten Stehgewässer im oberschwäbischen Raum seit jher gespielt haben, vor allem in wirtschaftlicher, aber auch in ökologischer Hinsicht. Nachdem durch industrielle und fischereiwirtschaftliche Veränderungen ein Großteil des wirtschaftlichen Interesses an den kleinen Seen, Teichen und Weihern verloren ging, gewinnen in jüngerer Zeit vor allem natur-

schützerische und ökologische Aspekte sowie die Freizeitnutzung an Bedeutung. Mit anderen Worten: Das Interesse an den kleineren Stehgewässern nimmt wieder zu. Dies äußert sich nicht zuletzt in einer Reihe von Forschungsprogrammen, die sich seit wenigen Jahren speziell mit diesen Biotopen befassen, und deren Ergebnisse von den Politikern und zuständigen Behörden mit großem Interesse registriert und bereits zu einem beachtlichen Teil in die Praxis umgesetzt werden.

Allerdings ist auch auf dem Gebiet der Erforschung des biologischen Zustandes kleinerer Stehgewässer und der Umsetzung der Ergebnisse in die Praxis der Informationsfluß zwischen Wissenschaft und Praxis und umgekehrt noch lange nicht so gut, daß es keiner weiteren Verbesserung mehr bedürfte. Die Zusammenarbeit auf den verschiedensten Ebenen zu fördern, war daher das Ziel des "Zweiten Wurzacher Feuchtgebietssymposiums", das sich speziell mit der Ökologie und dem Management kleinerer Stehgewässer befaßt. Vertreter verschiedenster Institutionen wurden gebeten, zu folgenden Themenkreisen Stellung zu beziehen:

- Forschungsaktivitäten an kleineren Stehgewässern: Anforderungen und Umsetzung;
- Fallstudien zur Limnologie kleinerer Stehgewässer;
- Probleme der Bioindikation für kleinere Stehgewässer;
- Nutzung kleinerer Stehgewässer unter fischerlichen Aspekten;
- Sanierungs- und Restaurierungskonzepte für kleinere Stehgewässer;
- Ergänzende Aspekte zur Bedeutung kleinerer Stehgewässer mit den Unterthemen Kulturgeschichte, Erholung und Freizeit sowie Sekundäre Stehgewässer (Kies-, Sand- und Lehmgruben).

Diese Themenkreise sind zugleich die Unterkapitel des vorliegenden Bandes, in dem die Vorträge und Posterdarstellungen dieses Symposiums zusammengefaßt wurden.

An dieser Stelle möchten sich die Herausgeber herzlich bei all denjenigen bedanken, die zum Gelingen des vorliegenden Symposiumbandes beigetragen haben. Hier sind vor allem die Autoren der einzelnen Beiträge zu nennen. Zwar sind es vorrangig die zuständigen Institutionen - wissenschaftliche Institute, Behörden, Verbände und Naturschutzorganisationen -, die über den zeitlich begrenzten Wirkungsbereich einzelner Personen hinaus für die Kontinuität ihrer jeweiligen Funktion verantwortlich sind. Doch allzuoft ist es nur dem Engagement des Einzelnen

zu verdanken, daß sich im Interesse der kleineren Stehgewässer überhaupt etwas bewegt hat.

Danken möchten wir auch denjenigen, die an der inhaltlichen Planung des Symposiums beteiligt waren: Dr. Kralh und Dr. Kracht von der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege (Tübingen), Dr. Roßknecht, Dr. Güde, und Dr. Kümmerlin vom Institut für Seenforschung und Fischereiwesen (Langenargen) sowie Priv. Doz. Dr. Konold und Priv. Doz. Dr. Roweck vom Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie (Universität Hohenheim).

Ganz herzlicher Dank geht an die Stiftung Naturschutzfonds beim Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, dessen großzügige finanzielle Unterstützung die Herausgabe dieses Symposiumbandes in der vorliegenden Form erst ermöglichte. Auch der Landkreis Ravensburg hat dankenswerterweise mit einem namhaften Betrag zur Finanzierung dieses Bandes beigetragen.

Danken möchten wir schließlich Frau Dipl. Biol. Gaby Schuszer für die Mithilfe bei den umfangreichen redaktionellen Arbeiten sowie dem Verlag Margraf für die Bereitschaft, den Symposiumsband zu verlegen.

Stuttgart/Bad Wurzach, April 1990

Die Herausgeber

1.

Einführung

Eröffnung und Begrüßung

2. Feuchtgebietssymposium Bad Wurzach

9. - 11. Mai 1989

Helmuth Morczinietz

Bürgermeister von Bad Wurzach

Sehr verehrte Damen und Herren,

nach dem Internationalen Feuchtgebietssymposium 1987, das dem Schutz von Mooren und Gewässern gewidmet war, wendet sich das Naturschutzzentrum Bad Wurzach mit der diesjährigen Veranstaltung wiederum an die interessierte Öffentlichkeit.

Das 2. Feuchtgebietssymposium des Naturschutzzentrums Bad Wurzach ist der Ökologie und dem Management kleinerer Stehgewässer gewidmet. Größere Seen wie der Ammersee, der Starnberger See oder der Bodensee stehen schon seit langem im Blickpunkt der Öffentlichkeit und auch des öffentlichen Interesses.

Mit diesem Feuchtgebietssymposium will das Naturschutzzentrum Bad Wurzach nun auf die kleineren Stehgewässer hinweisen, die insbesondere für die oberschwäbische Landschaft von großer Bedeutung sind: Sie prägen den Charakter dieser Landschaft. Seen, Weiher und Moore sind aber auch Lebensraum für Pflanzen und Tiere, und sie haben Auswirkungen auf das Mikroklima und den gesamten Wasserhaushalt der Landschaft.

Neben dieser ökologischen Bedeutung haben die kleinen Stehgewässer natürlich auch einen bedeutenden kulturhistorischen Bezug.

Das Leben in den Klöstern und das Leben der Menschen in dieser Raumschaft hatte seit alters her auch einen engen Bezug zu den kleinen Stehgewässern, denn sie dienten zur Wiesenbewässerung, zum Antrieb für Mühlen, zur Eisgewinnung, zum Fischfang, um nur einiges zu nennen.

Die Vielzahl der Seen, Weiher und Tümpel sind der Reiz und Reichtum der oberschwäbischen Landschaft, und sie prägen damit in besonderer Weise den Erholungswert Oberschwabens.

Den Erholungswert der Landschaft zu erhalten, ist ein gesetzlicher Auftrag, von dem wir wissen, daß er nicht immer konfliktfrei durchgeführt werden kann. Das Naturschutzzentrum Bad Wurzach versteht sich insoweit als Vermittler zwischen den Bedürfnissen zur Pflege und zum Erhalt der Umwelt einerseits und den Bedürfnissen der Menschen, die in dieser Raumschaft leben oder hier Erholung suchen andererseits. In dieser Situation möchte das Naturschutzzentrum Bad Wurzach Impulse geben sowohl für ein effektives Management dieser Feuchtbiootope als auch dazu beitragen, die Anliegen des Naturschutzes mehr und mehr in die Bevölkerung hineinzutragen und zur Mitarbeit zu ermuntern. Naturschutz kann nur gelingen, wenn dafür die erforderliche Akzeptanz in der Bevölkerung erreicht wird.

So gilt mein besonderer Gruß Ihnen, Herr Ministerialdirektor Dr. König, vom Umweltministerium Baden-Württemberg. Mit Ihrer Anwesenheit würdigen Sie und unterstützen Sie die Arbeit des Naturschutzzentrums in Bad Wurzach, Sie unterstützen aber auch die politische Bedeutung dieser Einrichtung als erstes Naturschutzzentrum im Lande Baden-Württemberg in öffentlich-rechtlicher Trägerschaft. Ich danke Ihnen für Ihren Besuch.

Herr Dr. Blaser, Landrat des Landkreises Ravensburg, wird ab heute mittag unter uns sein. In seiner Vertretung begrüße ich den Ersten Landesbeamten, Herrn Regierungsdirektor Gerber.

Ein besonders herzliches Willkommen entbiete ich dem Mitveranstalter des heutigen Symposiums, Herrn Prof. Dr. Rahmann, vom Institut für Zoologie der Universität Hohenheim und allen Referenten, die sich bereitwillig zur Verfügung gestellt haben. Dankend möchte ich auch das Institut für Seenforschung und Fischereiwesen in Langenargen erwähnen für seine Unterstützung zum Zustandekommen dieses Symposiums, auch möchte ich meiner Freude darüber Ausdruck geben,

daß das 2. Feuchtgebietssymposium des Naturschutzzentrums in Bad Wurzach nicht nur bundesweit, sondern auch im angrenzenden Ausland auf großes Interesse gestoßen ist. Die Vertreter aus Österreich und der Schweiz sind uns angenehme Gäste.

Ich danke für das Interesse der Presse, deren Vertreter ich freundlich begrüße.

Die Stadt Bad Wurzach ist vielen Teilnehmern bereits bekannt, so daß ich es mir ersparen kann, Ihnen unsere Stadt, die "Kleine Residenz am Ried", im einzelnen vorzustellen. Sicherlich ist es auch im Sinne der Veranstalter, wenn ich Ihre wertvolle Zeit nicht weiter strapaziere.

So wünsche ich dem 2. Feuchtgebietssymposium Bad Wurzach einen angenehmen, harmonischen und erfolgreichen Verlauf.

Bürgermeister
H. Morczinietz
Bürgermeisteramt
7934 Bad Wurzach

GRÜßWORT

Manfred König

Ministerialdirektor, Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg

Meine sehr geehrten Damen und Herren,

ich bedanke mich sehr für die freundliche Begrüßung durch Herrn Professor Dr. Rahmann und Herrn Bürgermeister Morzinietz von Bad Wurzach und darf vorausschicken, daß ich heute sehr gerne in den Kreis Ravensburg gekommen bin, der im ganzen Land für seine Aktivitäten auf dem Gebiet des Umweltschutzes bekannt ist.

Ich überbringe Ihnen die Grüße und guten Wünsche von Herrn Umweltminister Dr. Vetter, der Bad Wurzach gut kennt und auch das Wurzacher Ried schon eingehend besichtigt hat.

Unser Gruß gilt vor allem den Veranstaltern dieses 2. Feuchtgebiets-symposium, dem Naturschutzzentrum Bad Wurzach sowie dem Institut für Zoologie der Universität Hohenheim, ebenso wie den Vertretern der Universitäten Konstanz, Tübingen und Ulm, sowie zahlreichen Vertretern anderer Institutionen und Verbänden.

Wir blicken zurück auf die erste große Feuchtgebietstagung hier in Bad Wurzach im Jahre 1987 zum Fragenkomplex "Feuchtbiotopschutz", deren Ergebnisse in einer hervorragenden, von den Herren Weisser und Dr. Kohler herausgegebenen Publikation vorliegen. An diese Tagung knüpft nun das heutige Symposium mit dem Thema "Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer" nahtlos an.

Gerade der oberschwäbische Raum ist prädestiniert zur Erörterung der Feuchtgebietsproblematik. Im Volksmund nennt man Oberschwaben bekanntlich das "Land der Seen, Weher und Moore". 80 % der Feuchtgebiete im Regierungsbezirk Tübingen liegen allein im Landkreis Ravensburg. Die vorbildliche Feuchtgebietskartierung und die solide und für das ganze Land modellhafte Arbeit der Feuchtgebietskommission hat in diesem Landkreis knapp 2.500 Feuchtgebiete ergeben, wobei Waldfeuchtgebiete noch gar nicht einbezogen sind. Naturschutz ist hier also größtenteils Feuchtgebietsschutz.

Jeder hier im Saal weiß, daß der Tagungsort Bad Wurzach mit seinem Naturschutzzentrum geradezu ideal ist. Er befindet sich am Rande des wohl bedeutendsten Feuchtgebiets im süddeutschen Alpenvorland, des Naturschutzgebiets Wurzacher Ried. Die überragende Bedeutung dieses Naturschutzgebiets soll noch in diesem Jahr mit der Verleihung des Europadiploms gewürdigt werden. Mit rund 25 Millionen DM wird das Naturschutzgebiet zusammen mit der finanziellen Unterstützung durch den Landkreis als Modellprojekt zu seiner langfristigen Sicherung gefördert.

Feuchtgebiete sind ein unentbehrlicher Teil unseres Naturhaushalts. Sie werden durch das Wasser sowie durch die Grenzlinien von Wasser zum Land bestimmt. Wasser hat das Entstehen des Lebens ermöglicht. Es ist das einzige Lebensmittel für Mensch, Pflanze und Tier, das durch kein anderes zu ersetzen ist.

In Mitteleuropa, besonders deutlich hier im Voralpenland, hat in erster Linie das Wasser die Landschaft gestaltet. Es hat Gebirge zerteilt und Täler geschaffen. Sein Einfluß auf Klima, Boden, menschliche Siedlungstätigkeit ist unverkennbar. Ohne Bäche, Flisse, Seen und Moore wäre unser Leben in der heutigen Form undenkbar. Außer zur Vielfalt der Landschaft tragen Feuchtgebiete wesentlich zur Artenvielfalt bei. Sie sind einerseits Lebensräume für eine Vielzahl von Pflanzen und Tieren, andererseits Rastplätze und Nahrungsplätze durchziehender Vogelarten, was ihre internationale Bedeutung ausmacht.

Jeder weiß, wie es um die Artenvielfalt steht. Bereits 30 % aller Arten sind verlorengegangen, und wenn sie einmal verschwunden sind, so holt sie keiner mehr zurück. Dies ist ein Problem, das alle angeht, und wir würden uns wünschen, daß sich dies immer mehr Menschen vor Augen führen.

Auch bei den Feuchtgebieten haben wir in den letzten Jahrzehnten starke Rückgänge zu verzeichnen. Dieser Rückgang beträgt in den letzten 150 Jahren etwa 50 %. Wie die Moorkarte Baden-Württemberg zeigt, waren damals 7,2 % der Fläche unseres Landes Feuchtgebiete - heute sind es nur noch 3,6 %. Die Gefahren durch intensive Landwirtschaft, Abwasserbelastung, Kiesabbau, Erholungs- und Freizeitdruck bis hin zum völligen Verschwinden der Feuchtgebiete aus der Landschaft sind uns bekannt. Im Hinblick auf einen intakten Naturhaushalt muß es unser aller Bestreben sein, dem entgegenzuwirken.

Ein besonderes Kapitel ist der Kiesabbau, von dem gerade die oberschwäbische Landschaft besonders betroffen ist. Natürlich brauchen wir diesen Rohstoff für unsere Bauindustrie. Wir verlangen aber, daß dieser Abbau schonend erfolgt und die Kiesgruben rekultiviert werden.

Das so wertvolle Buch "Oberschwäbische Kleingewässer", das heute der Presse vorgestellt worden ist, zeigt hier einige besonders negative Beispiele. Sie geben uns sehr zu denken und dürfen sich nicht wiederholen.

Besonders kritisch müssen wir den Kiesabbau betrachten, wenn er dem Kiesexport in die Schweiz dient. Dies vor allem dann, wenn Meldungen zutreffen sollten, daß die Schweiz als Abnehmer unseres Kieses die eigenen Kiesvorkommen aus ökologischen Gründen und zugunsten einer langfristigen Rohstoffsicherung schont.

Meine Damen und Herren! Ich komme zurück zum eigentlichen Thema Ihres Symposiums und möchte betonen, daß die wissenschaftliche Grundlage unabdingbare Voraussetzung für die praktische Arbeit im Naturschutz ist. Effizienter Naturschutz ist nur auf der Grundlage von fundiertem ökologischem Wissen möglich. Die Landesregierung vergibt und vergibt auch weiterhin mit einem hohen finanziellen Aufwand zahlreiche Forschungsvorhaben an die Wissenschaftler, insbesondere an die heute als Mitveranstalter auftretende Universität Hohenheim, mit dem Schwerpunkt "Ökologische Forschung an oberschwäbischen Feuchtgebieten".

So ist seit vielen Jahren das südliche Oberschwaben Gegenstand der Feuchtgebietsforschung. Solide Ergebnisse in zahlreichen Publikationen liegen bereits vor. Ich erinnere nur an den Doppelband 52 der "Beihfte

der Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege", in welchem sämtliche Ergebnisse der Feuchtgebietforschung von Herrn Dr. Werner Konold von der Kulturgeschichte bis hin zum modernen Naturschutz erschienen sind. Eine Fortsetzung erfährt diese Reihe mit dem Band 56 "Oberschwäbische Kleingewässer" aus dem Institut von Professor Dr. Rahmann, Stuttgart-Hohenheim. Es gilt nun, diese wissenschaftlichen Erkenntnisse in Richtung auf einen wirkungsvollen Schutz der Feuchtbiotope umzusetzen. Dem dient dieses 2. Feuchtgebietssymposium. Es ist ein Beispiel für die hervorragende Zusammenarbeit von Wissenschaft und Verwaltung.

Das Land wird auch künftig seinen Beitrag zum Schutz der Lebensräume leisten. Hierzu wird die Landesregierung demnächst das "Gesamtkonzept Naturschutz und Landschaftspflege" vorlegen. Natürlich kann ich Ihnen hier nicht die gesamte Programmpalette, die die nächsten fünf Jahre umfassen soll, darstellen. Ich will jedoch darauf hinweisen, daß ein wichtiger Programmpunkt für die nächsten Jahre die Umsetzung der Feuchtgebiets- und Biotopkartierung zu Schutzgebieten sein wird. Eines der neuen Projekte wird der Verbund der ca. 2.500 oberschwäbischen Feuchtgebiete sein. Die Bezirksstelle Tübingen arbeitet dafür zur Zeit ein Konzept aus und wird die erforderlichen Maßnahmen in die Wege leiten, um fehlende Trittsteinbiotope oder Vernetzungsstrukturen und Gewässerrandstreifen zu ergänzen. Dieser Verbund von Schutzgebieten soll später von den großen oberschwäbischen Feuchtgebieten über die Flußtäler zu den bedeutenden Schutzgebieten am Bodensee fortgeführt werden.

Aus den besonders gefährdeten oberschwäbischen Seen und Weihern hat die Wasserwirtschaftsverwaltung 31 ausgewählt, die in Zusammenarbeit mit der Naturschutzverwaltung vordringlich zu sanieren sind. Für diese Gewässer werden im Lauf der nächsten Jahre Sanierungskonzepte erstellt. Pilotcharakter haben hierbei die Maßnahmen am Bibersee bei Fronreute und am Alten Weiher bei Altshausen. Hier werden zur Zeit umfassende Sanierungskonzepte entwickelt, die bis Anfang 1990 fertiggestellt werden.

Meine Damen und Herren, mir bleibt, Ihnen allen für die Beteiligung an diesen wichtigen Aufgaben herzlich zu danken. Viele von Ihnen haben sich an der Vorbereitung dieser Tagung beteiligt.

Viele von Ihnen tragen Verantwortung bei der Erarbeitung der wissenschaftlichen Grundlagen und im praktischen Naturschutz. - Damit wünsche ich diesem Symposium einen ertragreichen Verlauf.

Dr. M. König
Ministerialdirektor
Ministerium für Umwelt
Baden-Württemberg
Postfach 10 34 39
7000 Stuttgart 10

Grußwort

Gerd Gerber

1. Landesbeamter, Landkreis Ravensburg

Herr Ministerialdirektor Dr. König,
Herr Bürgermeister Morczinietz,
meine sehr geehrten Damen und Herren,

im Namen von Herrn Landrat Dr. Blaser darf ich Sie im Landkreis Ravensburg zum zweiten Feuchtgebietssymposium sehr herzlich begrüßen. Über Ihre Teilnahme freuen wir uns nicht nur, weil der Landkreis Mitträger des veranstaltenden Naturschutzzentrums ist, sondern vor allem, weil dieses Symposium ein Thema behandelt, das für unsere Naturschutzarbeit schon jetzt von zentraler Bedeutung ist.

Mit 2.500 kartierten Feuchtgebieten liegen fast 80 % aller Gebiete des Regierungsbezirks Tübingen in unserem Kreis. Riede, Weiher, Wasserläufe und Tümpel, also Feuchtgebiete aller Art, prägen unsere oberschwäbische Heimat und drücken ihr den landschaftstypischen Stempel auf. Nachdem der Kreis zwischenzeitlich die Kartierungsarbeiten weitgehend abgeschlossen hat, gilt es nun, diese Feuchtgebiete langfristig zu erhalten. Ein großer Teil von ihnen, ca. 600, sollen als flächenhafte Naturdenkmale, ca. 170 als Naturschutzgebiete ausgewiesen werden. Entscheidend aber ist, wie in Zukunft ihre Pflege und Sicherung erfolgen soll. Unter all den Feuchtgebieten sind dabei unsere Seen und Weiher besonderen Gefahren ausgesetzt. Zwar wurde die Gefahr einer Verlandung schon vor vielen Jahren erkannt, neu ist jedoch die teilweise dramatische Geschwindigkeit, mit der sich dieser

Prozeß vollzieht. In der Region Bodensee-Oberschwaben, in den Landkreisen Ravensburg, Sigmaringen und dem Bodenseekreis, sind nahezu 2.000 Weiher und Seen erfaßt, von denen etwa 200 größer als 1 ha sind. Nach den bislang vorliegenden Untersuchungsergebnissen sind nahezu alle Seen mehr oder weniger stark eutrophiert, und sie verlanden weitaus schneller als dies der natürlichen biologischen Alterung entspricht.

Notwendig ist hier ein umfassendes Seenprogramm, mit dem Ziel, die Ursachen der Verlandungsprozesse genau zu erforschen und Hilfsmaßnahmen zu beginnen. Erste Untersuchungen und bei einem See auch Rettungsmaßnahmen sind im vergangenen Jahr bereits angelaufen.

Hält man sich die Dimensionen eines solchen Programmes vor Augen, so wird deutlich, daß dazu die gemeinsame Anstrengung von vielen Beteiligten erforderlich ist. Die Anwesenheit von Herrn Ministerialdirektor Dr. König gibt mir die willkommene Gelegenheit, dieses Problem auch dem Lande dringlich ans Herz zu legen. Es werden größere finanzielle Mittel erforderlich sein, um ein Seenprogramm mittel- und langfristig zu realisieren. Der biologische Uhrzeiger unserer Seen rückt bedrohlich auf 12.00 Uhr zu, und es wäre schlimm für unsere oberschwäbische Heimat, wenn das Projekt an Finanzen scheitern sollte.

Genauso wichtig ist aber auch die wissenschaftliche Grundlagenforschung und Begleitung des Programmes. Am Beispiel der bereits untersuchten Seen haben wir erfahren, daß noch viele Fragen hinsichtlich der Ökologie von Stillgewässern offenstehen. Dieses Symposium wird sicher dazu beitragen, Ökologie und Management für Stillgewässer eingehend zu durchleuchten. Der Landkreis freut sich daher sehr auf die Impulse, welche von dieser wissenschaftlichen Tagung auf seine Arbeit ausgehen werden und wünscht Ihnen allen einen ergebnisreichen und erfolgreichen Tagungsverlauf.

G. Gerber
1. Landesbeamter
Landratsamt Ravensburg
Postfach 19 40
7980 Ravensburg

Forschungsaktivitäten an kleineren Stehgewässern: Anforderungen und Umsetzung

2.

Aspekte der Ökologie und des Managements kleinerer Stehgewässer

Hinrich Rahmann und Klaus Zintz

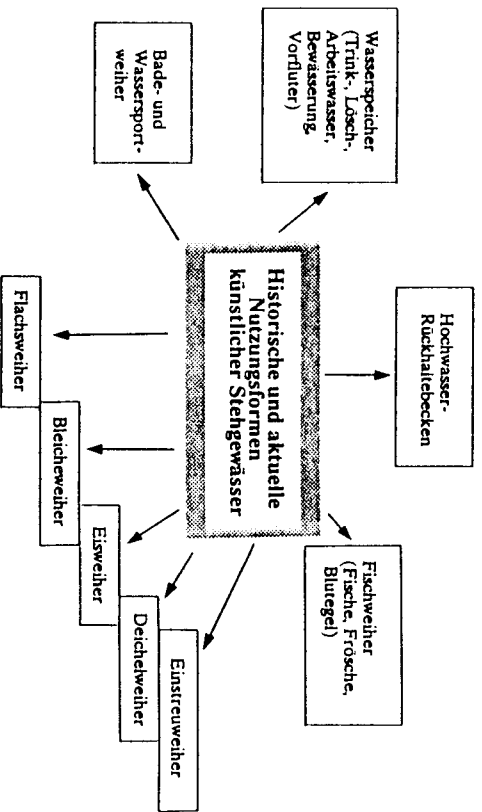
Institut für Zoologie, Universität Stuttgart-Hohenheim

Seen spielen im Haushalt der Natur eine außerordentlich wichtige Rolle. Vorrangig ist dabei ihre Funktion als **ökologischer Lebensraum** für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten, und zwar nicht nur im Gewässer selbst, sondern auch im Verlandungsbereich und der näheren Umgebung. Des weiteren ist die Fernwirkung von Seen besonders im Hinblick auf das **Lokalklima** sehr bedeutsam. Zum dritten üben Seen auf den **Menschen** eine große Anziehungskraft aus: So waren die freien Wasserflächen schon für unsere Vorfahren von großer Bedeutung, wie zahlreiche Funde von Überresten seenaher Siedlungen aus der Steinzeit belegen (Schlichtherle, dieser Band).

Das nördliche Voralpenland ist von Natur aus besonders reich an großen und kleinen Seen, die sich vor allem auf die Gletschertätigkeit vergangener Eiszeiten zurückführen lassen, wobei besonders die letzte, die Würmeiszeit, unserer Landschaft ihren Stempel aufgedrückt hat: Zahllose Überreste von Endmoränen-Stauseen und Toteislöchern, die beim Rückzug des Rheinalgletschers vor 10000 bis 15000 Jahren entstanden, sind dafür Zeugen.

Unsere Vorfahren nutzten diesen Reichtum an Seen auf vielfältige Weise. Allerdings genügten ihnen die natürlich vorhandenen Ressourcen schon bald nicht mehr, so daß sie seit dem Mittelalter unter geschickter Ausnutzung der landschaftlichen Gegebenheiten eine Vielzahl neuer, ablaßbarer Gewässer anlegten. Zusammen mit den natürlichen

- Seen wurden diese künstlichen Stehgewässer - im oberschwäbischen Sprachgebrauch Weiler genannt - verschiedenartig genutzt (Netzschema 1), wie einige Beispiele verdeutlichen mögen (vgl. Konold, 1987, sowie Rahmann, Zintz und Hollmaier, 1988). Die Weiler dienten zur:
- **fischereilichen Nutzung** sowie darüber hinaus auch zum Fang von Blutegeln, Fröschen und Vögeln;
 - **Nutzung als Wasserspeicher**, sei es zur Vorratshaltung für Trinkwasser, Löschwasser, Wasser zur Wiesenbewässerung und Schwemmenreinigung oder als Arbeitswasser für verschiedenartige Mühlen und Sägewerke;
 - **Nutzung als Hochwasser-Rückhaltebecken** bei Starkregen und Schneeschmelze;
 - **Nutzung von Pflanzen** im Wasser und Uferbereich zum Beispiel als Einstreu fürs Vieh sowie zu Heilzwecken;
 - **Nutzung für spezielle Zwecke**, beispielsweise zur Gewinnung von Eis für Brauereien (Eisweiler), zum Bleichen von Geweben (Bleichweiler), zur Flachsverarbeitung oder zur Produktion von Holzrohren (Deichelweiler).



Netzschema 1: Historische und aktuelle Nutzungsformen künstlicher Stehgewässer

Ein Teil dieser historischen Nutzungsformen besteht auch heute noch, wie beispielsweise die vielfältige Funktion als Wassereservoir oder die fischereiliche Bewirtschaftung.

Vor allem in den letzten hundert Jahren hat sich die Nutzung der kleineren Stehgewässer grundlegend gewandelt. Im Vordergrund stehen heute Nutzungsformen, die früher so gut wie keine Rolle spielten, allen voran ihre Nutzung zum Zwecke der **Naherholung und Freizeitgestaltung**. Neben Baden, Bootsfahren, Segeln und Surfen ist hier auch die **Sportfischerei** zu erwähnen, deren Zielsetzung immer mehr in Richtung Freizeitaktivität geht.

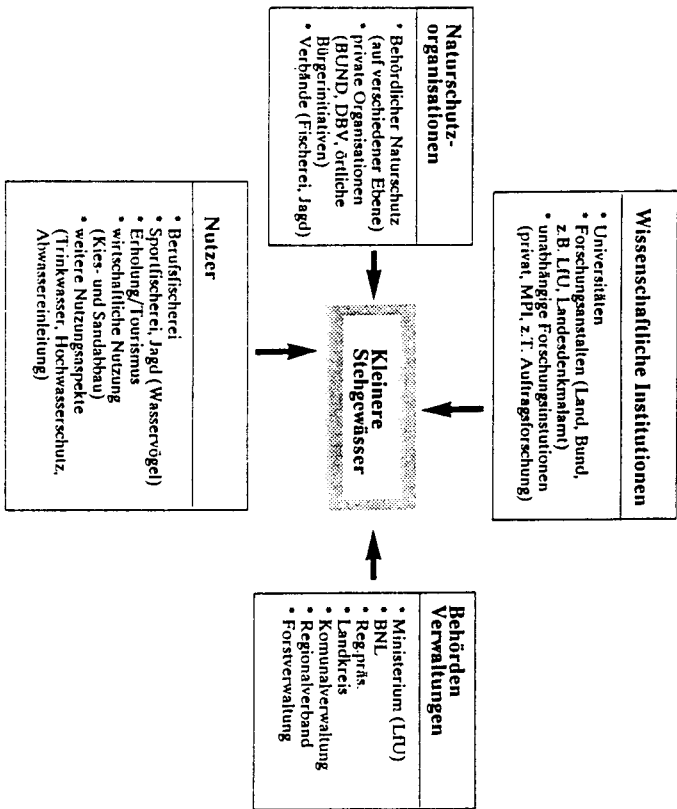
Bislang standen vor allem aus wirtschaftlichen und politischen Gründen die **großen Seen** im Mittelpunkt des Interesses, was unter anderem in konkreten und recht kostspieligen Maßnahmen zu ihrer Reinhaltung und zu ihrem Schutz zum Ausdruck gekommen ist. Auch die Wissenschaft entsprach der an sie gerichteten Anforderung und befaßte sich in der Vergangenheit vorrangig mit den großen Seen des Voralpengebiets und Norddeutschlands, steht man von den gut untersuchten kleinen Eifelmaaren und einigen Talsperren ab. Die Ergebnisse dieser Forschungen wurden erstmals 1985 bundesweit in übersichtlicher Form zusammengefaßt (LAWA 1985).

In jüngster Zeit haben jedoch auch die speziell für das oberschwäbische Voralpenland besonders wichtigen **kleineren Stehgewässer** zunehmend an Bedeutung gewonnen. Zu ihnen werden im allgemeinen Wasserflächen in der Größenordnung von wenigen Ar bis maximal einem Quadratkilometer gerechnet, wobei es keine Rolle spielt, ob sie ursprünglich auf natürliche Weise durch die Tätigkeit der Gletscher entstanden sind, oder vom Menschen künstlich angelegt wurden. Zu diesen kleineren Stehgewässern gehören Tümpel, Teiche, Weiler und Seen, aber auch sekundäre Biotope wie Torfstiche und Kies-, Sand- und Lehmgruben.

Das wachsende öffentliche Interesse an diesen kleineren Stehgewässern findet seinen Ausdruck nicht nur in einem gewandelten Bewußtsein der Bevölkerung gegenüber diesen Kleingewässern, sondern auch in einer Reihe von Forschungsprogrammen, die in jüngster Zeit im oberschwäbischen Bereich in Angriff genommen wurden. Genannt seien hier unter anderem die Aktivitäten des Landkreises Ravensburg (Stichwort Feuchtgebietekommission), das Seenprogramm des Instituts für Seen-

forschung und Fischereiwesen (Langenargen), die von verschiedenen Seiten geförderten Forschungsprogramme der Universitäten sowie die Seeprogramme des Regionalverbands Bodensee-Oberschwaben, des Wasserwirtschaftsamtis Ravensburg und des Regierungspräsidiums Tübingen.

Die kleineren Seen stehen heutzutage im Mittelpunkt des Interesses von zum Teil sehr verschiedenartigen Gruppierungen des öffentlichen Lebens, nämlich von (Netzschema 2):



Netzschema 2: Kleinere Stehgewässer im Mittelpunkt des Interesses verschiedener Gruppierungen des öffentlichen Lebens

- **wissenschaftlichen Institutionen** (Universitäten, Landesforschungsanstalten);
- **Naturschutzorganisationen;**
- **Behörden und Verwaltungen** auf verschiedenen Ebenen (Land, Kreis, Kommune);
- **zahlreichen Nutzern** (Fischerei, Tourismus, Trinkwassergewinnung etc.).

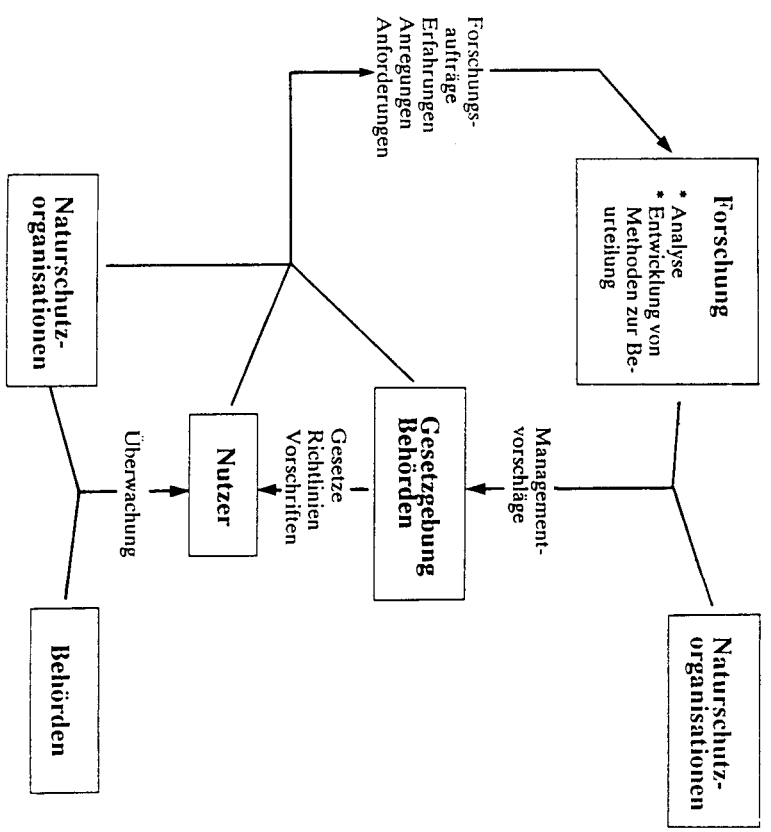
Selbstverständlich kommt es zwischen den Interessenslagen der einzelnen Gruppierungen zu Überschneidungen. Ein Beispiel sind die von der Landesanstalt für Umweltschutz oder den Wasserwirtschaftsämtern ausgeübten Aktivitäten sowohl im Bereich der Überwachung als auch der Erforschung von Stehgewässern. Ein weiteres Beispiel sind die Fischerei- und Jagdverbände, die sich nicht nur als Naturnutzer, sondern auch als Naturschützer verstehen.

Im Netzschema 2 kommen die zahlreichen Vernetzungen und die vielfältigen Zusammenarbeiten innerhalb und zwischen den einzelnen Interessensgruppen nicht unmittelbar zum Ausdruck. Diese Interaktionen sind jedoch unerlässlich, um die kleinen Stehgewässer optimal verwalten, nutzen und vor schädigenden Einflüssen so gut wie möglich schützen zu können. Diese sehr komplexe Materie wird daher im Netzschema 3 angesprochen. Hieraus wird deutlich, daß die verschiedenen Institutionen im Hinblick auf ein effizientes Arbeiten aufeinander angewiesen sind, daß die **Notwendigkeit zur Zusammenarbeit** und Rückkopplung auf den verschiedenen Ebenen oberste Priorität gewinnen muß. Dies gilt sowohl für den allgemeinen Erfahrungsaustausch als auch für die Zustandsüberwachung sowie letztlich auch für die Ausarbeitung von Verordnungen und Gesetzen.

Die Zusammenarbeit auf den verschiedensten Ebenen zu fördern, ist das Ziel dieses Symposiums, bei dem Vertreter der einzelnen Institutionen zum Teil kooperativ zu den folgenden **Themen** Stellung beziehen; nämlich

- Anforderung, Umsetzung und Konsequenzen von Forschungsaktivitäten an kleineren Stehgewässern,
- Fallstudien zur Limnologie kleinerer Stehgewässer,
- Probleme der Bioindikation für kleinere Stehgewässer,
- Nutzung kleinerer Stehgewässer unter fischereilichen Aspekten,

- Sanierungs- und Restaurierungskonzepte für kleinere Stehgewässer, sowie
 - Ergänzende Aspekte zur Bedeutung kleinerer Stehgewässer mit den
 Unterthemen Kulturgeschichte, Erholung und Freizeit sowie Sekun-
 däre Stehgewässer (Kies-, Sand- und Lehmgruben).



Netzschema 3: Zusammenwirken der am Management kleinerer Stehgewässer beteiligten Interessengruppen

Literatur

Konold, W. (1987): Oberschwäbische Weiher und Seen Teil I. Geschichte, Kultur. Teil II: Vegetation, Limnologie, Naturschutz. Beihefte Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ., 52.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1985): Seen in Bundesrepublik Deutschland. Woeste Verlag, Essen.

Rahmann, H., Zintz, K. und Hollmaicher, M. (1988): Oberschwäbische Kleingewässer - Limnologisch-faunistische Aspekte zur ökologischen Beurteilung. Beihefte Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ., 56.

Schlichterle, H. (1990): Archäologische Kulturdenkmale in kleineren Stehgewässern des südwestdeutschen Alpenvorlandes - Probleme ihrer Erhaltung. Dieser Band.

Prof. Dr. H. Rahmann
 Dr. K. Zintz
 Universität Hohenheim
 Institut für Zoologie
 Garbenstr. 30
 7000 Stuttgart 70

Anforderungen des Naturschutzes an die Wissenschaft

Winfried Krahl

Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege

Was fordert derjenige, der den Naturschutz aktiv betreibt, von der Wissenschaft? Im Grunde gibt es auf diese klare Frage auch - zumindest oberflächlich gesehen - schnell eine deutliche Antwort: Wir brauchen für all die Fragen und Probleme, die uns die tägliche Naturschutzarbeit beschert, möglichst naturwissenschaftlich fundierte Antworten. Nur leider bekommen wir diese häufig nicht, so daß wir uns dann unsere Antworten selbst suchen müssen.

Woran liegt das? Hierzu gäbe es viel zu ergründen; ich möchte es auf eine Formel bringen, die sicherlich auch teilweise angreifbar ist, nämlich, daß Wissenschaft und Praxis zu oft aneinander vorbeiarbeiten und wissenschaftliche Fragestellungen erforscht werden, die zwar punktuell für unsere Arbeit wichtig sind, die eigentlichen aktuellen Probleme uns aber nicht zu lösen verhelfen.

Als die Mitinitiatoren und ich das Wurzacher Naturschutzzentrum vor nunmehr fast 4 Jahren geplant und eingerichtet haben, ging es mit darum, neben der Betreuung des Riedes und einer regionalen und zum Teil überregionalen Öffentlichkeitsarbeit zu vielen aktuellen Problemen des Naturschutzes auch ein Zentrum zu haben, das zu bestimmten Themen Wissenschaftler zusammenruft, um diese dann mit in der Praxis stehenden Naturschützern gemeinsam zu erörtern.

Über diese Symposien haben wir erfahren können, was, wo und wie zum Beispiel zum Thema Feuchtgebiete erforscht wird und wurde, und

es wurde auch über die Umsetzung diskutiert. Aus meiner Sicht ein erfolgsprechender Ansatz und ein anzuerkennender Grundstein für die Zusammenarbeit von Naturschutzpraxis und Wissenschaft.

Aus diesen Symposien lassen sich erste Forderungen an die Wissenschaft herleiten:

Die meisten Kollegen haben schon längere Zeit ihre universitäre Ausbildung hinter sich. Und wer den wissenschaftlichen Fortschritt in der Forschung kennt, weiß, wie schnell man "out" ist. Fortbildung tut Not. Wir in der Praxis müssen jedoch auch "in" sein, und dazu ist es notwendig, daß wir über neue Erkenntnisse rasch informiert werden.

Nur durch wen und woher? Wer hat Zeit, auf spezielle Tagungen zu gehen, wo eventuell nur ein Thema interessant ist? Wer kann die vielen Veröffentlichungen lesen in Fachbüchern und Zeitschriften, wobei wir oft nicht wissen, wo was erscheint. An viele Diplom- oder Doktorarbeiten kommen wir nur schwer heran.

Doch neben dem Wissen, wo was gerade erschienen ist, kämpfen wir mit dem Problem der Seiten und der wissenschaftlichen "Praxisferne". Hier sollte die Wissenschaft für den in Hektik vor Ort arbeitenden Naturschützer die Themen übersichtlich, zum Teil auch auszugswise aufarbeiten.

Ich glaube, daß unsere Symposien hier - aber auch zum Beispiel die Hohenheimer Umwelttage oder manche der Veröffentlichungen der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) - ein guter Ansatz sind, die aber bestimmt noch ergänzt oder verbessert werden könnten im Sinne einer besseren Übertragung der wissenschaftlichen Erkenntnisse in die Naturschutzpraxis.

Diese mehr organisatorisch zu lösenden Forderungen der Naturschützer an die Wissenschaft sind nur eine Seite.

Unsere Anforderungen an Sie von den Universitäten geht weiter, mehr ins Grundsätzliche hinein. Wir brauchen nämlich von Ihnen eine Antwort auf die Frage: "Was sind die künftigen Ziele des Naturschutzes?" Ich glaube, daß wir diese Frage sehr dringend stellen und bald versuchen müssen, sie zu beantworten, da aus meiner Sicht der Naturschutz am Scheideweg einer Selbstdefinition angelangt ist.

Lassen Sie mich dies kurz erläutern: Wir leben in einer Kulturlandschaft; reine Naturlandschaften sind bis auf wenige Stecknadelköpfe im bekannten Heuhaufen verschwunden. Die meisten der Flä-

chen, die wir heute und künftig unter Schutz stellen, sind anthropogen geformt oder zumindest beeinflußt. Die sogenannte ökologische Wertigkeit dieser Schutzobjekte entstammt als Nebeneffekt einer früher ökonomisch sinnvollen Landnutzung - sei es Land- oder Forstwirtschaft.

Diese, aus heutiger Sicht extensive Nutzung (zum Beispiel Streuweise oder Einnälder) hat uns eine Artenvielfalt beschert, die aufgrund einer heute intensiveren Nutzung bedroht ist - genauer ausgedrückt: im Schwinden begriffen ist.

Die frühere Nutzung war aber nicht nur extensiver, sie war auch vielfältiger. Monokulturen in heutiger Größenordnung waren nicht bearbeitbar; deswegen waren die Schläge kleiner, jeder produzierte, was er brauchte und anbauen konnte - kurz: Es herrschte neben einer extensiven Bewirtschaftung der Landschaft auch eine kleinflächige strukturelle Vielfalt.

Auch diese ist bedroht und zeigt über den Artenschwund ihre Auswirkungen.

Wir haben es erkannt und haben darauf geantwortet:

- Heutiges Schutzobjekt ist die Artenvielfalt sowie der Seltenheitsgrad, die bedroht sind und bewahrt werden sollen. Wo nicht vorhanden, schaffen wir es!
- Intensives Grünland wird zu extensivem zurückgepflegt, um die Artenvielfalt einer Streuweise zu erhalten: Extensivierungsvertrag aus Naturschutzgründen.
- Ehemalige Schafweiden werden offen gehalten und gepflegt, des Orchideenreichtums und der dazugehörenden Fauna wegen.
- Tümpel werden in Schilfbestände geklotzt oder Moorböden werden ausgebagert, um angebliche Monotonität aufzulösen und Vielfalt zu schaffen.
- Wir erhalten bestimmte Sukzessionsstadien zum Beispiel in Kiesgruben, weil sie zu einem Standort der deutschen Tamariske oder einer Sandlaufkäferpopulation geworden sind.
- Wir baggern Seen aus, weil die Verlandung zu schnell voranschreitet - nicht aus Fischereinutzung, sondern aus Naturschutzgründen, um das Stadium "Übergang" festzuschreiben.
- Ist dieses "Biotopmanagement" ein wirkliches Ziel des Naturschutzes in unserer Kulturlandschaft, oder richten wir nicht zoologische Gärten - "Wilhelmias" im Außenbereich - ein?

Anders ausgedrückt: Der früher vorhandene Nebeneffekt einer hohen ökologischen Wertigkeit der bewirtschafteten Böden löst sich vollkommen von seiner historischen Herkunft einer "sinnvollen" ökonomischen Bewirtschaftung.

Aus der ehemaligen Kulturlandschaft werden gerade in Naturschutzreservaten Kunstlandschaften gebildet, die mit botanischen und zoologischen Gärten oft viel gemein haben.

Ist dies Naturschutz, wie er betrieben werden soll, ist es ein Irrweg, dürfen wir dem lieben Gott so viel ins Handwerk pfuschen, oder müssen wir es sogar?

Hierzu erwarten wir eine Antwort von der Wissenschaft!

Wir wissen, daß zwischen dem jeweiligen Ökosystem Landschaft und dem sozio-ökonomischen System der jeweiligen Gesellschaft intensive Beziehungen bestehen, die beide Systeme prägen. Beide bedingen sich, und je nach der verschiedenen Ausprägung der Gesellschaft und ihrem ökonomischen Wirken haben wir eine andere Ausprägung der Landschaft, die ich in dieser "Einflußnahme" als Kulturlandschaft bezeichnen möchte.

Es muß deswegen eine Zielsetzung der Wissenschaft sein - und diese Forderung stellen wir an sie - die Erforschung von Zusammenhängen zwischen den ökologischen Gegebenheiten und den landeskulturellen sowie ökonomischen Bezügen.

Wir müssen nicht die letzten Standorte der vom Aussterben bedrohten Tier- und Pflanzenarten alleine kennen. Uns nützt es wenig, weiterhin seitenlange Artenlisten aufzustellen und Forschungen über einzelne Tier- und Pflanzenarten bis ins letzte voranzutreiben. Wir brauchen mehr als minutiöse Aufnahmen von Lebensgemeinschaften in Seen und Kiesgruben. Das ist sicherlich alles wichtig und interessant. Eine notwendige Grundlage; Wissenschaft darf sich aber darauf nicht beschränken.

Wir müssen wissen, wie die historische Entwicklung unserer Landschaft in Verbindung mit der Gesellschaftsentwicklung vorstatten ging, und wie es zu der heutigen Ausprägung kam. Warum sind diese und jene Tier- und Pflanzenarten überhaupt vorhanden, und was hat die Öko-Systeme, die wir schützen wollen, bestimmt, und was bestimmt sie heute?

Wir müssen über unsere Landschaft mehr Bescheid wissen. Wir müssen wissen, warum der heutige Zustand ein solcher ist und kein anderer.

Wir müssen wissen, wo wir heute stehen, und welcher Punkt einer Entwicklung dies ist. Wir müssen wissen, ob dieser Status quo richtig ist oder nicht bereits einen Fehler darstellt, der dringend korrigiert werden muß.

Wir brauchen für unsere wichtigsten Schutzgebiete eine Ökosystemforschung und nicht lediglich eine Erforschung der einzelnen Elemente, damit wir erkennen oder erahnen lernen, wie die inneren Wirkungen der Systeme sind, und wie sie auf innere und äußere Einwirkungen reagieren.

Dies sind die Grundlagen, um künftige Entwicklungen und deren Auswirkungen abschätzen und unser Handeln darauf abstimmen zu können.

Wir stehen im ländlichen Raum - also in dem Gebiet, in welchem wir noch die meisten naturschutzwürdigen Biotope kartiert haben - vor einem Umbruch im Bereich der Landwirtschaft, den soziologischen Strukturen (Dorf/Weiler) und der Ökologie.

Die Öffnung des EG-Binnenmarktes ab 1992 wird neue Impulse in diesen ländlichen Raum hineinbringen, die gravierende Auswirkungen auf die Landschaft bedingen.

Hierauf müssen wir rechtzeitig vorbereitet sein - und hoffentlich ist es nicht schon zu spät.

Wir brauchen Antworten auf die Fragen:

- Welche Leitbilder brauchen wir zur Sicherung der ökologischen Werte unter Berücksichtigung der Veränderungen in Gesellschaft und Wirtschaft?

- Welche neuen Akzente sind vom Naturschutz aus zu setzen, wenn wir die Tradition, die historische Entwicklung nicht abbrechen wollen, sondern weiterführen bzw. sich entwickeln lassen wollen? Taugt der Anspruch, lediglich 10% der Fläche naturschützerisch zu behandeln? Und dann wie?

- Müssen wir Abschied nehmen von gewissen idyllischen, lieb-gewonnenen Landschaftsbildern und in eine differenzierte Betrachtung der Landschaft einsteigen?

- Wie müssen wir örtlich die Probleme der Aufforstung, der Sukzession, der Pflegeflächen sehen und das Problem der Artenvielfalt angehen?

- Wie entwickelt sich die Landschaft unter Berücksichtigung erhöhter Immissionen und globaler klimatischer Verschiebungen?
 - Wie reagiert die Landschaft unter dem Druck eines vermehrten Freizeitbedürfnisses der Gesellschaft? Kann dieses geregelt und gelenkt werden? Was wird die Freizeitnutzung uns an weiteren Nutzungsansprüchen abverlangen?
 - Wie sind die Rollen zu verteilen, wenn wir die künftige Entwicklung betrachten zwischen Wissenschaft, Politik, Gesellschaft, Landwirtschaft und Naturschutz?
 - Wie wird die Geschwindigkeit der Entwicklung sein? Können wir überhaupt noch reagieren?
 - Zusammenfassend: Wie muß die Zielsetzung eines Naturschutzes in einer sich wandelnden Gesellschaft sein? Dürfen wir uns von Defiziten leiten lassen, oder müssen wir uns nicht von Entwicklungen, die auf Tradition aufbauen, leiten lassen?
- Ich glaube, wir brauchen einigermaßen verlässliche Prognosen, um aus der historischen Entwicklung, dem Erkennen des Ist-Zustandes und unter Berücksichtigung möglicher Entwicklungstendenzen heraus Handlungsvorschläge erarbeiten zu können.
- Diese Herausforderung muß die Wissenschaft aufnehmen und versuchen, uns Leitlinien zu geben.
- Kann die Antwort heißen, so wie wir es momentan betreiben, daß wir versuchen, die alte Kulturlandschaft in Reservaten wiederherzustellen, also Museumbetriebe einrichten? Das würde bedeuten, daß der Naturschutz dort eine gesellschaftliche Entwicklung festschreibe.
- Gibt es nicht neue, ökonomisch sinnvolle Landnutzungen, die auch künftig wertvolle Ökologie schafft? Gibt es nicht Gesellschaftssysteme mit einer Ökonomie, die wieder zum Ökosystem passen? Wobei man sehen muß, daß die landwirtschaftliche Ökonomie ja auch krank ist.
- Kann man also Wirtschaftsweisen entwickeln, die wieder ein Miteinander von Ökonomie und Ökologie ermöglichen und damit eine lebende Kulturlandschaft entwickeln lassen?
- Wir sind vom Gesetzgeber aufgefordert, Arten- und Biotopschutz zu betreiben. Wie ist dieser Auftrag zu vollziehen? Wir versuchen es bisher durch "bewahren", durch festschreiben. Mit Sicherheit eine Möglichkeit.

Nur wissen wir, daß ein Ökosystem nichts Starres ist, sondern eine Geschichte und eine Zukunft hat - also sich entwickelt. Müssen wir ihm diese Entwicklung nicht zugestehen? Müssen wir unsere Kulturlandschaft sich nicht weiterentwickeln lassen, wie wir es auch unserer Gesellschaft zugestehen, ja von ihr sogar schlichtest wünschen?

Hierzu erwarten wir Antworten, vor allem auch von Seiten der Wissenschaft.

Dr. W. Krahl
Bezirkstelle für Naturschutz und Landschaftspflege
Konrad-Adenauer-Str. 20
7400 Tübingen

Zum Problem der Umsetzung von Naturschutzkonzepten

Hartmut Roweck

Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie, Universität Stuttgart-Hohenheim

Wir sind zur Zeit auf der Suche nach räumlichen und zeitlichen Modellen für ein Miteinander und Nebeneinander von Naturschutz und Landnutzung, insbesondere landwirtschaftlicher Nutzung. Verständlicherweise besteht eine Unsicherheit darüber, welches der bisher propagierten Modelle wir aufgreifen und weiterverfolgen sollen, da die jeweils vorgebrachten Argumente zu in Teilbereichen widersprüchlichen Konzepten geführt haben. Diese Unsicherheit bleibt auch der Öffentlichkeit nicht verborgen, und nicht wenige Kritiker werfen uns heute vor, daß wir bei der Suche nach einer wissenschaftlich tragbaren und zugleich unter den gegebenen Rahmenbedingungen auch umsetzbaren Lösung auf dem besten Weg sind, eine besonders günstige Gelegenheit zu verpassen: nämlich Agrarüberschüsse abzubauen und gleichzeitig einen effektiven Naturschutz in der Kulturlandschaft zu etablieren.

In diesem Zusammenhang werden vor allem drei Maßnahmenbündel diskutiert (Hampicke, 1988), die sich mit **Ressourcenschutz**, **Biotopverbund** und **Segregation** überschreiben lassen (siehe Abb. 1). Das von vielen Ökonomen unterstützte Konzept einer flächendeckenden, gegebenen (zudem möglichst schrittweisen) Extensivierung allein genügt in jedem Fall, obwohl einige Ziele damit durchaus erreicht werden können: zum Beispiel Minderung von Erosion, Grundwasserschonung, weniger rasche Nivellierung der trophischen Niveaus und nicht zuletzt

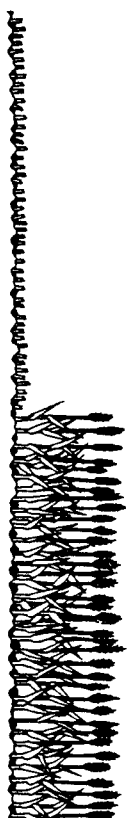
geringere Biozideffekte. Während also **Ressourcenschutz** und Landwirtschaft auf einer Fläche möglich (und fraglos nötig) sind, brauchen wir zur "nachhaltigen Sicherung von Fauna und Flora" (auch dazu verpflichtet uns ja der Gesetzgeber) eindeutig Flächen, denen die Vorrangfunktion Arten- und Biotopschutz zukommt.

Damit aber stehen wir vor der Frage: Wie soll die räumliche Trennung aussehen? Erste Möglichkeit: Naturschutz- und Produktionsflächen liegen eng nebeneinander (**Biotopverbund**); zweite Möglichkeit: Naturschutz- und Produktionsflächen sind räumlich weitgehend getrennt (**Segregation** im ökonomischen Sinne). Inzwischen werden diese drei Wege nur noch von Wenigen als einander ausschließende Ansätze betrachtet, vielmehr wird allgemein erkannt, daß es sich hier um notwendig zusammengehörende Bausteine für eine effektive Renaturierung unserer Produktionssysteme handelt.

Voraussetzungen und Umsetzungsmöglichkeiten für sogenannte Biotopverbundsysteme im Alpenvorland wurden an anderer Stelle diskutiert (Roweck, 1987), so daß hier eine kurze Anmerkung genügen soll. Inzwischen ist diese Variante einer "naturschutzorientierten Landschaftsplanung" so populär geworden, daß es zum Beispiel in der Literatur eine Fülle von Vorschlägen gibt, wie zerrissene Lebensnetze repariert werden können, obwohl wir damit in den allermeisten Fällen sicher vor prinzipiell unlösbaren Aufgaben stehen. Betrachtet man Realisierungen von Biotopverbundsystemen, so fällt auf, daß nicht selten praktisch ineffektive Wege beschritten wurden: So entstehen an vielen Stellen Gehölzkulissen mit standortfremden Arten aus Baum-schulmaterial unklarer Provenienz, die eine gewisse Gliederung der Landschaft bewirken können, aber eben nichts mit einer Ergänzung oder Neuanlage naturnaher Strukturen zu tun haben. Aber diese Problematik soll hier nicht weiter vertieft werden.

Die zweite der angedeuteten Möglichkeiten räumlicher Trennung, die sogenannte Segregation, hat viele Fürsprecher aus Ökonomie und Ökologie. Die von Artenschutz-Betreibenden vorgebrachten Argumente für eine Sicherung größerer Flächen mit Vorrangfunktion Naturschutz sind plausibel. Lassen wir den Fichtenforst direkt an den Maisacker grenzen, so gibt es überhaupt keine Gradienten mehr; setzen wir dagegen allein auf eine strukturreiche Kulturlandschaft, dann gehen mit

Ressourcenschutz
(Naturschutz u. Landwirtschaft auf einer Fläche)



Biotopverbund
(Naturschutz- u. Produktionsflächen getrennt, aber nebeneinander)



Segregation
(Naturschutz- u. Produktionsflächen räumlich getrennt)

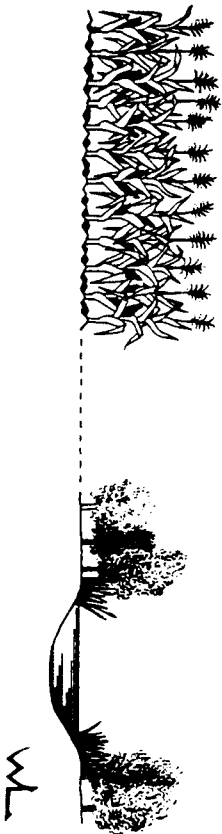


Abb. 1: Modelle für eine Koexistenz von Naturschutz und Landwirtschaft (siehe Text).

der Zeit all die Lebensgemeinschaften verloren, die größere Flächen beanspruchen.

Wir wissen längst, daß viele Arten von komplexen Biotopkombinationen abhängen, deren Erhalt von größter Wichtigkeit ist, da sie für die meisten Arten ganz eindeutig nicht nachgebaut werden können, obwohl es in der Literatur ein Vielzahl entsprechender Vorschläge gibt. Wir sind jedoch weder in der Lage, alle essentiellen Kompartimente solcher Komplexe zu nennen, noch ihre notwendigen Dimensionen abzuschätzen - gerade letzteres wird allerdings immer wieder versucht.

So lautet eine oft gestellte Frage: Wie groß muß eine Feuchtwiese mindestens sein, um einer standorttypischen Fauna und Flora sicheren Lebensraum zu bieten? Nun, je nachdem, welche Organismengruppe wir in den Vordergrund stellen, gelangen wir zu sehr verschiedenen Ergebnissen. Aber selbst wenn wir uns als Behelf an Arten orientieren, die große Flächen beanspruchen, bleibt diese Vorgehensweise ein theoretisches Spiel. Abb. 2 zeigt schematisch mittlere Reviergrößen einiger Vogelarten, auf die sich naturchutzorientierte Planungen oft beziehen. Zum einem fällt auf, daß zumeist Reviergrößen für einzelne Paare und nicht etwa Flächenansprüche überlebensfähiger Populationen genannt werden (wer wollte die auch - etwa unter Berücksichtigung der sogenannten "Teilzieherproblematik" und wechselnder Biotopansprüche im Jahresverlauf - verlässlich ermitteln?); zum anderen können uns die Ergebnisse noch so sauberer Ökosystemanalysen nur sehr eingeschränkt weiterhelfen. Während solche Daten in aller Regel mittlere Zustände beschreiben sollen (wir also bemüht sind, entsprechende Analysen unter "Normalbedingungen" anzustellen), wirken sich besonders die anormalen, nicht vorhersehbaren (und damit der Analyse nur sehr eingeschränkt zugänglichen) Ereignisse entscheidend auf die Zusammensetzung vieler Biozöosen aus, also etwa eine langanhaltende Überschwemmung, das Trockenfallen eines Gewässers oder ungewöhnliche mechanische Belastungen durch Eisgang. Die angeedeuteten Analysen bleiben ohne Frage wichtig für ein besseres Verständnis der natürlichen Wirkungseffekte, erlauben aber nur in Ausnahmen so konkrete Ableitungen, daß verantwortbare Größenangaben etc. für Zwecke der Landschaftsplanung und -gestaltung genannt werden können. Mit gutem Gewissen können wir also - so bescheiden das klingen mag - eigentlich

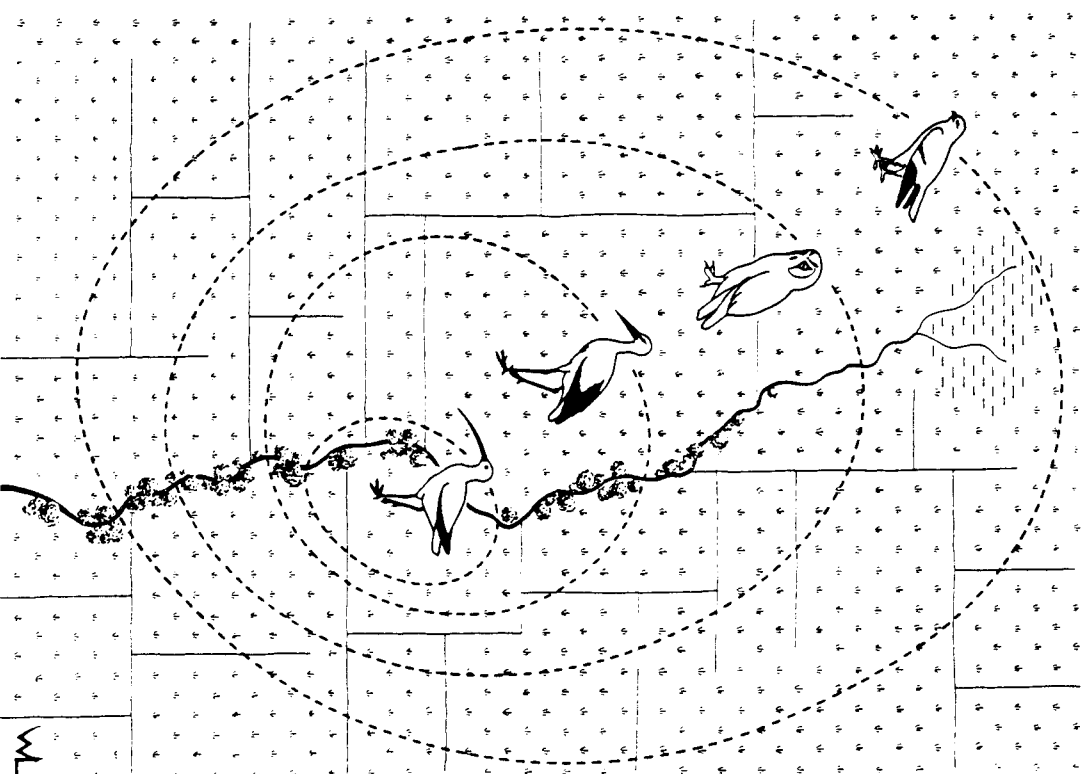


Abb. 2: Mittlere Größe von Nahrungsräumen einiger "Wiesenvögel" nach Literaturdaten, insb. Bauer, Glutz et al. (1966 ff.).

nur sagen: Je größer die Wiese desto besser, die Natur erprobt geeignete Artengarnituren ohnehin ständig aufs neue.

Ohne Frage bieten größere, zusammenhängende Flächen mit ähnlicher Struktur und Standortökologie eine Fülle von weiteren Vorteilen: Man denke an Organismen mit großen Individualstanzanzen oder die Möglichkeit, Ausfälle von Teilpopulationen aus "Reserven" zu ergänzen. Dann bilden sich differenzierte Ökotope (= Übergangsbereiche) entweder spontan oder überhaupt nicht, das heißt es muß genügend Raum für ungelentke Entwicklungen vorhanden sein. Auch einige der als besonders schutzwürdig angesehenen Biotypen der Kulturlandschaft sind nur Übergangsstadien (Standardbeispiel: Trollblumenwiese); wollen wir sie erhalten, so müssen wir zulassen, daß sie stets an anderen Stellen neu entstehen können. Schließlich sind Duldung und Renaturierung von Landschaftselementen mit einer großen räumlichen Dynamik (man denke an ein unverbautes Fließgewässer) in der Kulturlandschaft nur bei einer gewissen räumlichen Trennung der Produktions- und naturnäheren Bereiche denkbar.

In gleicher Weise sind viele Einflüsse der Intensiv-Landwirtschaft räumlich kaum zu begrenzen. Hier ist die Notwendigkeit, zu eintragsgefährdeten Standorten angemessene Abstände zu halten, offensichtlich. Auch Maßnahmen des sogenannten Biologischen Landbaus fördern eine Nivellierung der trophischen Niveaus. Wir können zum Beispiel in einer Senke auf Dauer keine oligotrophen Lebensräume bewahren. Kurzfristig mögen die vieldiskutierten Pufferzonen mithelfen, oberflächennahe Einträge zu reduzieren (mit vielen Einschränkungen, die sich aus Böden, Hydrologie etc. ergeben), aber bereits mittelfristig hilft nur noch eine wirksame Verhinderung des Austrags, und das bedeutet in den meisten Fällen erhebliche Nutzungseinschränkungen bzw. Nutzungsänderungen. Solche Änderungen lassen sich am ehesten in einem großräumlichen Zusammenhang verwirklichen, wo sich zudem für den Naturhaushalt günstige Wirkungen gegenseitig unterstützen. Hier liegt - sieht man von der umwelterzieherischen Komponente ab - auch der besondere ökologische Wert einer Konzentrierung auf bestimmte Landschaftsteile (= Förderungsgebiete) bei der Umsetzung von Extensivierungsprogrammen etc. Dabei darf aber nicht übersehen werden, daß die bisher verwirklichten Programme in ihrer heutigen Form noch nicht geeignet sind, die angestrebten Ziele auch wirklich zu

erreichen - dazu enthalten sie zu viele Zugeständnisse an eine konventionelle Landbewirtschaftung. Wir müssen uns aber in dieser Richtung weiterbemühen, denn nur bei Einbeziehung der Produktionsflächen in entsprechende Naturschutzkonzepte ist ein wenigstens teilweiser Erhalt der Artenvielfalt unserer Kulturlandschaft möglich; ob jede Variante von "Artenvielfalt" auch aus ökologischer Sicht wünschenswert ist, soll noch besprochen werden.

Zunächst einige Anmerkungen zu Konzepten des Arten- und Biotop-schutzes anhand von Beispielen. Als stellvertretend für den Standpunkt vieler Artenschützer hier ein Zitat aus Blab (1986): "Generell sollten die Bau-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen möglichst am Bedarf aller (in praxi heißt dies: möglichst vieler) für den entsprechenden Biotyp charakteristischer Arten ausgerichtet werden." Dies kann nur heißen, die strukturellen und standortökologischen Besonderheiten bestimmter Lebensraumtypen möglichst breit zu fördern und damit die Voraussetzungen für eine Regeneration bzw. Neubildung standortstypischer Biozöosen auf Dauer zu ermöglichen. Leider wird die zitierte Anforderung bei vielen gut gemeinten Initiativen von Naturschutzvereinen etc. jedoch allzu wörtlich genommen. Wird eine gezielte Förderung mehrerer Arten oder Artengruppen durch Biotopgestaltung direkt angestrebt, so kommt es nicht selten zu unvereinbaren Gestaltungswünschen (wenn etwa die Lobbys der Vögel, Fische, Amphibien, Libellen etc. an einem Gewässer aufeinandertreffen). Anstatt "gewachsene" Strukturen im jeweiligen Naturraum als Vorbild für sinnvolle Neuanlagen zu nehmen, sollen zwangsläufig unnatürliche Kombinationen verschiedenerartiger Landschaftselemente möglichst artenreiche Biozöosen garantieren.

Bisweilen geben sogar "Grundlagenuntersuchungen" Anregungen, wie durch Biotopgestaltung und Ansiedlung seltener Sippen einzelne systematische Gruppen möglichst komplett gefördert werden können. Dazu nur ein Beispiel: Die Hamburger Umweltbehörde hat ein "Schutzprogramm für gefährdete Unterwasser- und Schwimmblattpflanzen" erarbeiten lassen (Kurz, 1986), eine Schrift mit vielen Verbreitungskarten, der Literatur entnommenen Standortansprüchen (schon das ist problematisch) und Angaben unter der Rubrik "Biotoppflege, Wiederansiedlung", wo aus den mittleren Standortansprüchen der gefährdeten Arten nun ein Bedarf an möglichst genau entsprechenden Lebens-

räumen abgeleitet wird. Damit müssen für viele Sippen quasi Spezialbiotopere bereichhalten werden: Für den Stranding (*Littorella uniflora*) werden nährstoffarme, für das Gemeine Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) eher nährstoffreiche Gewässer benötigt; für den Zwerg-Igelkolben (*Sparganium minimum*) wird eine Grünlandextensivierung, für das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) dagegen eine Fortführung der bisherigen Nutzung der Marschgebiete empfohlen. Zitat: "Bei Aufgabe der Nutzung und damit der Düngung werden die Gewässer leicht zu sauer für diese Art." Das Haarblättrige Laichkraut (*Potamogeton trichoides*) wird den Pionierarten zugerechnet, also solchen Pflanzen, die "neue Biotopere schnell besiedeln können und nach kurzer Zeit wieder verschwinden. Zu ihrer Erhaltung müssen in der Nähe bereits vorhandener Vorkommen neue Gewässer geschaffen werden ..." (es stellt sich die Frage, ob dieses dann ständig zu geschehen hat). Der Kleine Wasserschlauch (*Utricularia minor*) soll in "aufgestaute Moore" eingesetzt werden, um durch ein späteres Herausfishen der Pflanzen den Nährstoffhaushalt dieser Moore zu beeinflussen, und der Teichfaden (*Zannichellia palustris*) schließlich wächst nach dieser Studie am besten in "etwas vorgereinigtem Elbwasser (durch Zugabe von Kaliumpermanganat)".

Die Auswahl so extremer Beispiele soll nicht einer prinzipiellen Kritik an dieser Studie dienen, sondern vor allem die Unmöglichkeit illustrieren, viele als gleichwertig anzusehende Arten in einem begrenzten Landschaftsraum durch "Biotopmanagement" gleichzeitig zu fördern.

Sind wir also bescheidener und richten die Landschaft nur für einige populäre Arten her, zum Beispiel so, daß theoretisch überall dort, wo sie unserer Meinung nach hingehören, wieder Laubfrösche leben können (ein entsprechendes Programm wurde beispielsweise in Schleswig-Holstein gefördert). Das geht etwa so lange gut, bis sich um denselben Biotoptyp konkurrierende Artenschutzprogramme berühren. Fraglos sind Laubfrosch und Großer Brachvogel willkommen, um den notwendigen Schutz von Biotopkomplexen zu illustrieren, aber es darf nicht übersehen werden, daß solche "Indikatorarten" unmöglich für alle Mitglieder einer Lebensgemeinschaft repräsentativ sein können!

Man denke nur an die nicht enden wollende Diskussion um den richtigen Zeitpunkt der Grabenräumung im Feuchtriedland (zum Beispiel im Federsee-Ried). Die naheliegende Überlegung einer Räumung

außerhalb der Vegetationsperiode scheitert an Forderungen des Amphibienschutzes (zumindest bei maschineller Räumung); es lassen sich aber mühelos für jede Jahreszeit Organismengruppen nennen, die besonders betroffen sind und somit schließlich ein ganzjähriges Pflegeverbot notwendig machen (was für viele Biotoptypen eine gute Lösung wäre). Plachter (1983b) schreibt (auf Kiesgruben bezogen): "Grundsätzlich müssen umfangreiche Pflegemaßnahmen während der Brutzeit der Vögel unterbleiben, ebenso Maßnahmen während der Wintermonate, durch die Tiere in ihren Winterverstecken ... freigelegt werden." Wir sehen, daß Managementpläne fast notwendig scheitern, wenn es gilt, mehrere Artengruppen zu betreuen.

Ist die Entscheidung gefallen, daß die Gräben offenbleiben sollen (müssen), so ist auch klar, daß die empfindliche Unterbrechung der natürlichen Verlandungsprozesse und die teilweise Vernichtung der zugehörigen Lebensgemeinschaften ein nicht vermeidbarer Preis für diesen Eingriff ist. Er wird umso niedriger sein, je regelmäßiger der Eingriff erfolgt, das heißt eine möglichst dauerhafte Einbeziehung in einen kleinbäuerlichen Bewirtschaftungsrythmus der Feuchtwiesen sollte Vorrang vor ständig wechselnden Räumungsterminen aus "Arten-schutzüberlegungen" haben.

Ein ganz anderer Gesichtspunkt in diesem Zusammenhang ist, daß wir durch eine schwerpunktmäßige Förderung sogenannter Indikatorarten Gefahr laufen, verfrüht Intaktheit der Lebensräume zu suggerieren. Es muß eben noch längst nicht alles in Ordnung sein, wenn sich zum Beispiel einige Brachvögel im Wurzacher Ried aufhalten. Fehldeutungen sind auch dann möglich, wenn solche Indikatoren anthropogene Biotoptypen besiedeln. Davis (1976) berichtet, daß sich der Bestand des Flußregenpfeifers in England von einem (bekanntem) Brutpaar 1938 auf ca. 300 Paare 1976 erhöht hat, weil durch Naßbaggerungen geeignete Bruthabitats geschaffen wurden. Ähnliche Entwicklungen lassen sich für viele Organismen der Kulturlandschaft aufzeigen. In einigen Gebieten Süddeutschlands siedeln Flußregenpfeifer und Uferschwalbe bereits nur noch in Sekundärbiotopen. Wichtig ist, daß solche Phänomene nicht als ökologisches Alibi für entsprechende Eingriffe dienen. Kies- und Torfabbau verweisen sehr gerne auf entsprechende "Erfolge". Ranfil (1981) sieht "... Baggerseen als Refugien für den Fall etwaiger Betriebsunfälle bei der Abwasserbeseitigung ...". Niemand

kann aber die Refugialeignung solcher Sekundär-Biotope auf längere Sicht befriedigend abschätzen. Die immer wieder genannten Arten, die im Alluvialbereich der Flüsse und an Steilküsten das Besiedeln der verschiedenen Kiesgruben-Biotope "gelernt" haben und zumindest im Binnenland fast zwangsläufig in Roten Listen stehen, sind glücklicherweise in der Mehrheit Pionierorganismen mit fast "ruderalen" Besiedlungsstrategien. Noch weiter geht Plachter (1983b), der feststellt: "Die Neuanlage von Abbaustellen dient ... insbesondere dann dem gesetzlichen Auftrag zur Sicherung der biologischen Vielfalt, wenn hierdurch in ein Bezugsgebiet Habitate eingebracht werden, die dort zur Zeit nicht oder nur ungenügend vorhanden sind". Werden damit aber Lebensgemeinschaften gefördert, die standortsgerecht sind oder gar eine "Stabilisierung der biologischen Systeme" bewirken können?

Aber auch an primären Standorten führen populäre Naturschutzmaßnahmen nicht selten zu einem Tausch markanter Arten (zum Beispiel Vögel, Orchideen) gegen unauffällige, aber biotypische Arten, deren Aufgaben im Ökosystem nur unvollständig bekannt und deren Rückgang oder gar Ausfall in ihren Konsequenzen nicht einmal näherungsweise abgeschätzt werden können.

So können auch die vielbemühten Tiere und Pflanzen der Roten Listen nur in Ausnahmen als geeignete Repräsentanten ihrer Lebensräume dienen. Wir helfen der Natur nur wenig, wenn etwa die Auswahl von Schutzobjekten hauptsächlich nach dem Bestand sogenannter Rote-Liste-Arten erfolgt (eine durchaus übliche Vorgehensweise bei der Auswertung von Biotopkartierungen), denn dann müssen wir vor allem großflächig Extensivgrünland fördern, weil hier mit Abstand die meisten als gefährdet eingestuft sind (bezogen auf höhere Pflanzen und einige populäre Insektengruppen) gefunden werden können.

Damit sind wir bei einem wichtigen Punkt. Wir alle wissen, daß sich die Vergleiche der Roten Listen auf "einen angenommenen Zustand der Kulturlandschaft Mitteleuropas um 1850" - also nicht auf die ursprüngliche Kulturlandschaft beziehen. Über letztere gibt es verständlicherweise nur wenige Daten, die früheren Artengarnituren betreffend. Nun sollen Sinn und Nutzen dieser Listen hier nicht erneut diskutiert werden, aber es muß bedacht werden, ob sich diese zeitliche Notlösung ("um 1850") auch für eine Beurteilung ökologischer Systeme eignet.

Gerade in der Literatur zu aquatischen Lebensräumen finden wir oft die Aussage, ein Gebiet würde ohne regelmäßige Pflege seinen hohen ökologischen Wert verlieren, und bisweilen wird hinzugefügt, daß damit auch die "ausgleichende Wirkung" solcher Systeme auf das Umland bzw. gleichartige, benachbarte Lebensräume in Gefahr sei. Beides ist jedoch sicher nicht richtig. Der hohe Wert bestimmter Pflegemaßnahmen für die Absichten des Einzelartenschutzes bleibt unbestritten (zumindest dann, wenn wir mit kurzfristigen Erfolgen zufrieden sind), aber ökologisch stabil (was immer das sein mag) werden solche Lebensräume sicherlich erst dann, wenn wir eine ungelentke Entwicklung erlauben, sie also möglichst weitgehend in Ruhe lassen. Dabei sei vorausgesetzt, daß diese "Stabilität" etwas Relatives ist und keinem statischen Zustand entsprechen kann. Vorausschauend wird auch der Einzelartenschutz-Betreibende sich auf primäre Lebensräume seiner Objekte konzentrieren und die vergleichsweise labile Situation von Ersatzstandorten erkennen.

Die Einsicht, Biotopschutz sei der beste Artenschutz, ist heute weitverbreitet und in ihren Folgerungen bis in die Naturschutzgesetze vordringend. Aus vielen Artenschützern sind inzwischen Biotopschutz-Betreibende geworden, auch wenn es ihnen zunächst zum Beispiel "nur" um den Wanderfalken am Albitrauf ging. Diese Entwicklung ist konsequent und ohne Frage im Prinzip richtig, unklar bleibt jedoch in vielen Fällen, wie weit "stützende Maßnahmen" im Biotopschutz gehen sollen. Da wäre zunächst das "Prinzip Vogelnistkasten": Wir beheben einen Mangelfaktor in einer im übrigen (zumindest strukturell) intakten Umgebung (Blab, 1985), also Brufflöbe für Seschwalben, Steilwände für Eisvögel und Uferschwalben (Waldschmidt, 1983) etc. Diese Eingriffe sind vergleichsweise naturverträglich, also auch aus landschaftsökologischer Sicht akzeptabel, aber bereits hier beginnt die Biotopgestaltung, und es ist manchmal nur ein kleiner Schritt zum Umbau ganzer Landschaftsteile. Darmer (1982) führt aus: "Auch Reste von Auwald und Moor ... ebenso wie Überschwemmungszonen und Allwässer bieten noch mancherorts unausgeschöpfte Möglichkeiten zusätzlicher Biotopgestaltung." Das Vertrauen in die Machbarkeit von Natur ist also auch bei Naturschutz-Betreibenden groß, und es besteht die Gefahr, daß ein Propagieren dieser (sicher sehr beschränkten) Machbarkeit die Be-

deutung primärer Lebensräume mindert (siehe das weiter oben erwähnte Beispiel Flußbregenreifefer/Kiesgrube).

Plachter (1983a) fordert in einer Diskussion über Ersatzlebensräume schließlic: "... von jedem Gewässertyp im limnologischen Sinn sollte zumindest ein besonders typisches Objekt dauerhaft gesichert werden." Der Autor spricht zwar von einer Mindestforderung - aber wie schnell geht so ein Zusatz im Abwägungsprozeß der Entscheidungsträger unter! Zudem können **Biotypen** notwendigerweise kaum mehr als **große Abstraktionen vor dem Hintergrund einer fast kontinuierlich variierenden Natur** sein. Ihre Gliederung ändert sich beständig je nach Autor bzw. Lehrmeinung; vor allem aber mit dem Maßstab einer entsprechenden Landschaftsanalyse. Folglich können wenige ausgewählte Typen auch nicht Vorbilder für Ergänzung und Neuanlage bestimmter Lebensräume in größeren Landschaftskomplexen sein. Ein Orientieren am natürlichen oder naturnahen Vorbild bleibt in jedem Fall die bessere Lösung, die Suche nach geeigneten Musterbiotopen sollte uns jedoch nur in die allernächste Umgebung führen und darf nicht über die Grenzen der jeweiligen naturräumlichen Einheit hinausgehen.

In der Praxis sind wir allerdings meistens noch weit von einer Berücksichtigung "gewachsener" Vorbilder entfernt. Zumeist entsteht ein Normgewässer (der "Biotop" schlechthin), das Glandt (1989) wie folgt beschreibt: "... 100-300 m² groß, 1-1,50 m tief, geschwungene Uferlinien, durchgehendes Flachufer, sonnenexponiert." Solche Neuschaffungen sind in aller Regel hypertroph, neben ausgesetzten bzw. angepflanzten Arten können sich vor allem einige Allerweltsarten ansiedeln, für die wir in der Kulturlandschaft eigentlich schon genug tun. In vielen Fällen steht der Amphibienschutz im Vordergrund solcher Anlagen, was Forderungen wie "Neuanlagen sollen stets in mindestens 1-2 km Entfernung zu stark befahrenen Straßen liegen ..." (Glandt, 1989) verständlich werden läßt, obwohl Naturschutzplaner in Verdichtungsgebieten allein damit in ernste Not geraten. Gepp (1984) räumt ein, "daß Kleingewässer vor allem für Kleinkinder gefährlich sind", und fordert aus diesem Grund gefahrenmindernde Flachufer. Weiter sieht er sogar im Rahmen von Artenschutzprogrammen Möglichkeiten, durch "Einbringung von speziellen Pflanzen- oder (und) Tierarten" neuangelegte Kleingewässer aufzuwerten. Sind entsprechend gestaltete Tümpel auch in aller Regel auf den ersten Blick als künstlich erkennbar, so kann doch

bereits heute niemand mehr nachvollziehen, wo welche Tiere und Pflanzen (stets in bester Absicht) ausgesetzt - oder gar welchen Populationen sie entnommen worden sind.

Bei der Gestaltung größerer Landschaftsteile sollen oft möglichst alle für den Faunenschutz als bedeutsam erkannten Strukturen berücksichtigt werden, also an Gewässern neben einer (im Sinne der Lehrbücher) "vollständigen" Vegetationszonierung, Schlammbank, Kiesufer und Sandflächen, Steilufer, bestimmte Gehölzstrukturen, Inseln, kleine Wasser- und offene Schlickflächen in ausgedehnten Röhrichten etc., wobei die **räumliche Verteilung vielfach am Zeichenbrett der Planer festgelegt wird** und somit in hohem Maße auch ästhetischen Auffassungen genügen muß.

Viele Autoren fordern, die Verlandung der Seen aufzuhalten bzw. rückgängig zu machen, und Blab (1986) schlägt vor, oligotrophe Gewässer selbst dann zu entschlammen, wenn keine Eutrophierungsanzeichen erkennbar sind (unter Hinweis auf Arten erosiver Uferbereiche). Damit würde dem Schutz der Isoöiden im Feldsee eine größere Bedeutung zugemessen als der autochthonen Reifung des letzten Karrees in Baden-Württemberg. Wir versuchen damit bewußt, die vielfältigen Entwicklungsprozesse einer natürlichen Seenalterung zu unterdrücken.

Andererseits gibt es zum Beispiel bei vielen flußnahen Altwässern kaum eine andere Möglichkeit der Bewahrung standorttypischer Lebensgemeinschaften als ein Simulieren der ehemaligen Auedynamik. Dies sollte allerdings durch eine entsprechende kurzfristige Wasserlenkung erfolgen und nicht einem Baggerführer überlassen bleiben. Ähnlich wird oft für Entnahmestellen argumentiert; Plachter (1983b) stellt fest: "Als wesentliches gestaltendes Element fehlt ... die Kraft des fließenden Wassers. Seine Wirkungen müssen in Abbaustellen durch entsprechende Pflegemaßnahmen nachvollzogen werden." Diese Anforderung kann jedoch nur dann gelten, wenn wir Kies- und Sandgruben zu Ersatzlebensräumen der Tiere und Pflanzen der Flußufer aufwerten wollen, anstatt sie einer spontanen - und damit standortgerechten - Entwicklung zu überlassen und uns gleichzeitig um eine Wiederherstellung verlorengegangener Flußdynamik an geeigneten Flußstrecken zu bemühen.

Kommen wir an dieser Stelle auf die angesprochene "ökologische Stabilität" zurück. Wir alle wissen, daß **Mitteleuropa auf fast allen Standorten potentiell eine Waldlandschaft** ist, das heißt bei uns sind es die ausgereiften Waldökosysteme, von denen wir ein Maximum an gut funktionierenden Regelmechanismen erwarten dürfen (Pflug, 1987). Junge Systeme dagegen sind vergleichsweise instabil, zeigen eine große Diversität an Arten und eine hohe Produktivität (deshalb sind sie auch für uns so gut nutzbar). Sobald wir eine Nutzung beenden, setzen sogenannten Heilprozesse ein, die praktisch alle eine Richtung haben, nämlich die Entwicklung standortsgerechter Gehölzbiotope, bis auf wenige Ausnahmen.

So gesehen kann Artenvielfalt auch Instabilität bedeuten. Folgerungen aus der gegenteiligen Annahme (zum Beispiel Ranftl, 1981: "Wichtigstes Ziel des Naturschutzes ist und bleibt die Erhaltung der Artenvielfalt") beruhen oft auf einer Verwechslung von Artenvielfalt mit der in vielen Systemen stabilisierenden **Vielfalt an Strukturen, Altersstadien, Regelprozessen etc.** Gerade diese regelnden Prozesse sind in der Kulturlandschaft an vielen Stellen sehr unvollständig und werden zusätzlich durch jeden Eingriff gestört, ganz gleich, ob der Bauer seine Wiese mäht oder ob der Naturschützer ein entwässertes Hochmoor baumfrei halten oder ein Gewässer am Verlanden hindern will.

Oft wird der Umstand, daß bei einigen Organismengruppen eine klare (positive) Abhängigkeit zwischen Artenzahl und Diversität einerseits und der Strukturvielfalt des Lebensraumes andererseits besteht, als ökologische Rechtfertigung für eine "Erweiterung des Habitatinventars durch Hinzufragen bestimmter Strukturen" gesehen (zum Beispiel Plachter, 1983b). Was im Falle einer Gestaltung von Waldändern, beim Gewässerrückbau oder der Neuanlage von Feldgehölzen ohne Frage von Vorteil ist, darf nicht auf natürlich strukturärmere Biotoptypen (zum Beispiel Moore) angewendet werden. Wenn der Naturschutz den Erfolg seiner Maßnahmen am Auftreten gefährdeter Sippen mißt, setzt er damit in vielen Fällen zugleich auf die **Bewahrung eines labilen Naturzustandes**, hält also die Wunden auf Standorten offen, von denen sich Nutzer mit wirtschaftlichen Interessen längst zurückgezogen haben. Man denke an das Mähen von Feuchtwiesen, das Entkrauten oder Entschlammern von Gewässern oder eine Schababweidung auf Standorten, für die ein starker Wildverbiss untypisch ist. Für solche Maßnahmen

kann es viele Gründe geben, aber es fällt schwer, eine ökologische Begründung zu liefern, es sei denn, wir befinden uns in einem Abwägungsprozeß zwischen unterschiedlich naturverträglichen Vorgehensweisen (was den Verhältnissen in der Praxis oft entspricht), und belegen zum Beispiel den Vorrang einer extensiven gegenüber einer intensiven Grünlandnutzung oder gar einer Aufforstung mit standortsfremden Gehölzen mit ökologischen Argumenten.

Unsere Forderung sollte dementsprechend also nicht lauten: Wald auf allen waldfähigen Standorten; aber wir müssen deutlich trennen zwischen dem, was man Kulturlandschaftsschutz nennen kann, und Maßnahmen, die zu einer Stützung der natürlichen Systeme beitragen können - jener wird nämlich oft mit diesen begründet.

Auch Kulturlandschaftsschutz hat ohne Frage eine große Bedeutung. Das meiste von dem, was der populäre Naturschutz heute sichern will, ist an Reste der alten Kulturlandschaft gebunden, und vieles spricht dafür, dies (mit 1. Priorität) durch alte Nutzungsformen oder (mit 2. Priorität) durch solche zu erreichen, die möglichst dieselben Effekte bewirken.

Wenn wir also Niedermoor-Streuweisen erhalten wollen, dann vorzugsweise im Rahmen einer Viehhaltung, bei der die anfallende Streu verwertet werden kann (und sei es zur Kohlenstoff-Anreicherung in der Gülle, also **nicht durch "Museums"-Betriebe**), und wenn wir das bunte Muster anthropogener Gewässer mit ihren vielfältigen Biozöosen anstreben, dann ist der sicherste Weg der, die alten Nutzungsarten, das heißt eine extensive Teichbewirtschaftung, wieder attraktiv zu machen. Unter anderem kostet das sicher weniger als eine maschinelle Pflegemehrerer hundert Teiche zum Beispiel nach dem sogenannten Rotationsmodell (Wildermuth und Schiess, 1983). Das oft gewünschte Nebeneinander verschiedener Sukzessionsstadien läßt sich nur in Grenzen durch Planung und entsprechende Pflegekonzepte verwirklichen, viel effektiver erreichen wir die heute vermißte Vielfalt durch ein Wiederauflebenlassen der Faktoren, die sie bewirkt haben.

Die bei der Grabenpflege angesprochene Problematik wiederholt sich in ganz ähnlicher Weise für die Teichbiotope: Es lassen sich gegen jeden mechanischen Eingriff (man denke an so einschneidende Vorgänge wie "Sommern" oder "Wintern" der Fischeiche) Gegenargumente aus der Biologie von Organismengruppen mit gefährdeten Arten ab-

leiten. Wenn wir uns auf eine begrenzte Zahl von Gewässern mit Vorrangfunktion Naturschutz beschränken, erscheinen (mit Recht) alle Stadien der Verlandungsdynamik als unverzichtbar. Erst ein ständiges Neuschaffen und Nebeneinander der verschiedensten Entwicklungsphasen an vielen Gewässern in einem größeren Naturraum läßt die erheblichen Verluste einschneidender Bewirtschaftungsmaßnahmen gegenüber der entstehenden Vielfalt zurücktreten. Der Biologe gerät stets in Bedrängnis, wenn er für solche Eingriffe geeignete Zeiträume benennen soll; es erscheint eher akzeptabel, wenn sich diese aus der Nutzung ergeben, dann aber so behutsam wie möglich vorgegangen wird.

Jede Art der Landschaftsnutzung mit dem erklärten Ziel, eine große Artenvielfalt zu erreichen oder zu bewahren, ist auf vielen Standorten wohl vergleichsweise naturverträglich, bleibt aber Nutzung und damit in den meisten Fällen auch eine Unterbindung oder Störung natürlicher Entwicklungsabläufe. Wo solche Interessen des populären Naturschutzes nicht bestehen, sollten wir aus gesamtökologischer Sicht ungelentke Sukzessionen zulassen, also etwa die spontane Bildung von Gehölzen und Wäldern (im terrestrischen Bereich), in denen Forstwirtschaft und Jagd dann allerdings nur wenig zu suchen haben. Bei unseren stehenden Gewässern ist eine allmähliche Verlandung jedenfalls der naturgewollte Ablauf, und es wäre vermessen, der Natur neue Ziele setzen zu wollen (siehe auch Pflug, 1987).

Diese Tagung konfrontiert uns vor allem mit Teilproblemen. Je gründlicher wir uns mit natürlichen Zusammenhängen beschäftigen, desto deutlicher wird ihre Komplexität. Wir rufen nach Spezialisten, die Teilbereiche besser verstehen und genauer untersuchen können - dabei aber selbst auch nur wieder vor neue, noch komplexere Systeme geraten. Irgendwann sind die zur Verfügung stehenden Mittel (oder unsere Geduld) am Ende, bzw. der Handlungsbedarf so groß, daß wir Lösungen einfordern, in der Annahme, der Spezialist könne diese aus seinen Untersuchungen ableiten. Eine Beschränkung auf Teilprobleme kann aber nur zu Teillösungen führen. Vergessen wir also am Ende nicht den letzten, aber sehr wichtigen Schritt vor einer Umsetzung: Alle Schutzstrategien und entwickelten Maßnahmen müssen einem naturverträglichen Gesamtkonzept untergeordnet und in einer überregionalen Planung harmonisiert werden, ehe wir sie auf die Natur loslassen!

Literatur

- Bauer, K. M., U. N. Glutz et al (1966 ff.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Frankfurt.
- Blab, J. et al. (Hrsg.) (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Greven.
- Blab, J. (1985): Zur Machbarkeit von "Natur aus zweiter Hand" ... Natur und Landschaft 60 (4): 136-140.
- Blab, J. (1986): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Schriftenreihe f. Landschaftspflege und Naturschutz 24, Bonn-Bad Godesberg.
- Darmer, G. (1982): Gedanken zur Biotopgestaltung aus tierökologischer Sicht. Landschaft + Stadt 14 (1): 9-19.
- Davis, B. N. K. (1976): Wildlife, Urbanisation and Industry. Biol. Conservation, 10: 249-291.
- Gepp, J. et al (1984): Naturreiche, Garten- und Schultümpel. Österreichischer Naturschutzbund, Graz.
- Glandt, D. (1989): Bedeutung, Gefährdung und Schutz von Kleingewässern. Natur und Landschaft 64 (1): 9-13.
- Hampicke, U. (1988): Naturschutz und Landnutzung - ein lösbarer Konflikt? Schriftenreihe Bay. Landesamt f. Umweltschutz 84: 5-35.
- Kurz, H. (1986): Schutzprogramm für gefährdete Unterwasser- und Schwimmblattpflanzen. Natursch. u. Landschaft pfl. in Hamburg 15.
- Pflug, W. (1987): Der Naturschutz und die Natur. Naturschutzzentrum NRW Seminarberichte 1: 1-10.
- Plachter, H. (1983a): Artenschutzmaßnahmen an Gewässern. Laufener Seminarbeiträge 7: 40-54.
- Plachter, H. (1983b): Die Lebensgemeinschaften aufgelassener Abbaustellen. Schriftenreihe Bay. Landesamt f. Umweltschutz 56, p. 81 ff.
- Ranftl, H. (1981): Naturschutz. In: Dingethal, F. J. et al.: Kiesgrube und Landschaft. Hamburg u. Berlin.
- Roweck, H. (1987): Oberschwäbische Feuchtgebiete im Lebensraumverbund. In: Weisser, H., Kohler, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete - Ökologie, Gefährdung, Schutz, Verlag Josef Margraf, Garmersheim: 163-182.

Waldschmidt, M. (1983): Mögliche Nisthilfen für den Eisvogel (*Alcedo atthis*) und die Uferschwalbe (*Riparia riparia*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 37: 163-182.

Wildermuth, H. und Schiess, H. (1983): Die Bedeutung praktischer Naturschutzmaßnahmen für die Erhaltung der Libellenfauna in Mitteleuropa. *Odonatologica* 12: 345-366.

Prof. Dr. H. Roweck
Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie
Universität Hohenheim
Postfach 70 05 62
7000 Stuttgart 70

Neue Adresse:
Lehrstuhl für Landschaftsökologie
Olshausenstr. 40
2300 Kiel 1

3. Fallstudien zur Limnologie kleinerer Stehgewässer

Der Schleinsee - Langzeitentwicklung des Seezustandes

Hans Güde

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Institut für Seenforschung und Fischereiwesen

1. Einführung

Nach Erhebungen der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung und Fischereiwesen in Langenargen gibt es in Baden-Württemberg weit über 3000 natürliche und künstliche stehende Gewässer, davon mehr als 500 mit einer Fläche über 1 ha. Allerdings weiß man bis jetzt über den Gütezustand dieser Gewässer und die sie bedrohenden Belastungsfaktoren in vielen Fällen nur wenig oder nichts. Der Aufgabe, die Kenntnisse unserer stehenden Gewässer quantitativ und qualitativ zu verbessern, hat sich das Institut für Seenforschung und Fischereiwesen mit mehreren Arbeitsprogrammen unterschiedlicher Breite und Tiefe angenommen: Für 350 Gewässer wird derzeit eine Zustandsbeschreibung anhand einfach erfaßbarer geographischer, hydrographischer, chemischer und biologischer Kenngrößen vorgenommen. Zudem wird bis 1990 für 45 über das Land verteilte Seen eine umfassende Bestandsaufnahme der Nähr- und Schadstoffbelastung anhand der Erfassung zahlreicher vorwiegend chemischer Parameter erstellt. Neben dem mit diesen Arbeitsprogrammen verbundenen Ziel, einen Überblick über den Gütezustand der baden-württembergischen Stehgewässer zu erhalten, ist es ein weiteres wichtiges Anliegen, das Verständnis der biologisch-chemischen Prozesse in

einem See und der sie steuernden Faktoren zu vertiefen und damit die Grundlagen für gezielte Gewässerschutzmaßnahmen zu verbessern. Dazu werden "Modelluntersuchungen" durchgeführt, in deren Rahmen Lebensgemeinschaften und Stoffhaushalt einzelner, einen bestimmten Seentyp vertretenden Seen besonders eingehend untersucht werden.

Aus mehreren Gründen bot es sich an, den nördlich des Bodensees oberhalb Kressbronn gelegenen Schleinese als einen "Modellsee" für diese Untersuchungen auszuwählen: Zunächst einmal kann dieser See als typischer Vertreter der in der oberschwäbischen Seenlandschaft häufigen nachsaiszeitlich entstandenen Seen angesehen werden. Die meisten dieser Seen sind dem natürlich eutrophen Typ zuzurechnen, die eine stabile sommerliche Schichtung und mehr oder weniger ausgeprägte Sauerstoffarmut des Tiefenwassers aufweisen. Gemeinsam ist diesen Seen weiterhin ihr vorwiegend landwirtschaftliches Einzugsgebiet. Der damit bedingte diffuse Nährstoffeintrag führt besonders im Hinblick auf die im Lauf der letzten Jahrzehnte stark intensivierte Landwirtschaft zu beschleunigter Eutrophierung. Gerade am Schleinese bietet sich nun die Möglichkeit, diese Entwicklung besonders beispielhaft zu dokumentieren, da er schon in den 30-er Jahren aufgrund seiner übersichtlichen morphologischen und hydrographischen Verhältnisse als "Modellsee" für produktionsbiologische Studien ausgewählt wurde, und damit ein umfangreiches Belegmaterial für die Ausgangssituation vor dieser Entwicklung vorliegt (Einsele und Vetter 1937, Vetter 1937, v. Klein 1938, Einsele und Grim 1938, Einsele 1941, Nümann 1941). Eine Bewertung dieser Langzeitentwicklung kann allerdings nicht ohne Berücksichtigung der Auswirkungen eines 1937/38 durchgeführten Phosphor-Düngungsexperiments erfolgen (Einsele 1941). Zusammen mit den Untersuchungen über die Beziehungen zwischen Eisen- und Phosphorkreisläufen (Einsele 1936, 1940) verdankt ja der Schleinese vor allem diesen Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Nährstoffzufuhr und biologischen Folgewirkungen im See, daß er auch der internationalen limnologischen Fachwelt ein Begriff geworden ist.

Über die somit gegebene Möglichkeit der Langzeitbeobachtung hinaus (auch in den folgenden Jahrzehnten wurde der Schleinese wiederholt - wenn auch nicht so intensiv - hinsichtlich der Nährstoffgehalte und der Planktonlebensgemeinschaften untersucht) ergab sich ein zusätzlicher Vorteil damit, daß gleichzeitig mit diesen Modellunter-

suchungen zwei weitere Forschungsprojekte (Eichler 1990, Henatsch und Jüttner 1990) durchgeführt wurden. Diese befassten sich mit Aspekten der anaeroben Lebensgemeinschaften des Tiefenwassers bzw. der biogenen Bildung flüchtiger organischer Stoffe. Indem damit über den Bereich klassisch-limnologisch orientierter Untersuchungen hinausgegangen wurde, stehen so wichtige Zusatzinformationen zur Verfügung, die nicht nur zum verbesserten Verständnis biologischer Vorgänge im See beitragen, sondern auch Hinweise auf Erweiterungen der Möglichkeiten zur Beurteilung des Zustandes von Seen geben können.

Für die angestrebte Beurteilung der Langzeitentwicklung wurden die meisten der 1934-38 gemessenen Parameter hier ebenfalls in die Untersuchungen einbezogen. Entsprechend dem seither erfolgten Methodenfortschritt und der Entwicklung neuer Aspekte in der Limnologie wurden darüber hinaus auch weitere Parameter verfolgt, insbesondere die Abschätzung von Biomasse und Produktion des Phytoplanktons durch Chlorophyllbestimmungen bzw. durch die ^{14}C -Isotopentechnik, sowie die Erfassung des heterotrophen (Bakterien) und autotrophen (cooccale Blaualgen) Picoplanktons wie auch der heterotrophen Nanoflagellaten durch Epifluoreszenzmikroskopie. Im vorliegenden Beitrag werden jedoch nur die für den Langzeitvergleich wichtigen Untersuchungsergebnisse dargestellt. Eine umfassende Darstellung der Untersuchungsergebnisse erfolgte in einem Bericht an das Umweltministerium Baden-Württemberg.

2. Ergebnisse

2.1. Morphologie und Hydrographie des Schleinesees

Der Schleinese liegt in 474 m Höhe über NN in der Drummlandschaft am westlichen Rand des Allgäuer Alpenvorlandes. Er ist beinahe alleseitig von sich bis zu 50 m über den Seespiegel erhebenden Hügeln umgeben. Kennzeichnend für die unmittelbare Umgebung sind mit Obstplantagen durchsetzte Grünlandflächen, die im wesentlichen von zwei im Einzugsgebiet gelegenen Bauernhöfen bewirtschaftet werden. Lediglich im Südwesten grenzt ein ca. 100 m langer Waldstreifen direkt an den See.

Abgesehen von einigen Dränagegräben mit meist spärlicher Wasserzufuhr im Osten und Nordwesten existieren keine oberirdischen Zuflüsse. Es werden jedoch mehrere unterirdische Quellaustritte vermutet (Einselse und Vetter 1937). Über die mit dem Auslauf im Südwesten abfließenden Wassermengen gibt es keine quantitativen Angaben. Nach der aus Fläche und Niederschlagsmenge des Einzugsgebietes und Seevolumen berechneten mittleren Verweildauer des Wassers von 2,3 Jahren (LAWA 1985) beläuft sich diese Menge im Mittel auf 12,6 Liter pro Sekunde. Diese Werte stimmen größenordnungsmäßig mit vereinzelte direkt festgestellten Abflußmessungen überein.

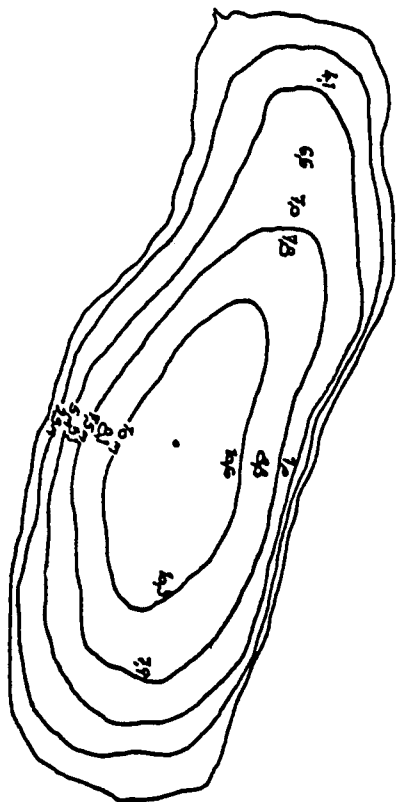


Abb. 1: Tiefenkarte des Schleinssees nach Lotungen von Bayer 1930 (unveröffentlicht)

Die Tiefenkarte in Abb. 1 verdeutlicht die wannenförmige Gestalt des Seebeckens mit steil abfallenden Ufern im Norden und Süden und flacheren Bereichen im Osten und Westen. Dort finden sich auch die Hauptbestände der emersen und submersen Wasserpflanzen. Weitere wichtige morphometrische und hydrographische Daten des Schleinssees sind in Tab. 1 aufgeführt.

Tab. 1: Wichtige hydrographisch-morphologische Daten des Schleinssees	
Fläche	149 000 m ²
Uferlänge	1,7 km
Einzugsgebiet	450 000 m ²
maximale Tiefe	10,3 m (eigene Lotung)
mittlere Tiefe	6,4 m
Volumen	913 000 m ³
Wasseraustauschzeit	2,3 Jahre (LAWA 1985)

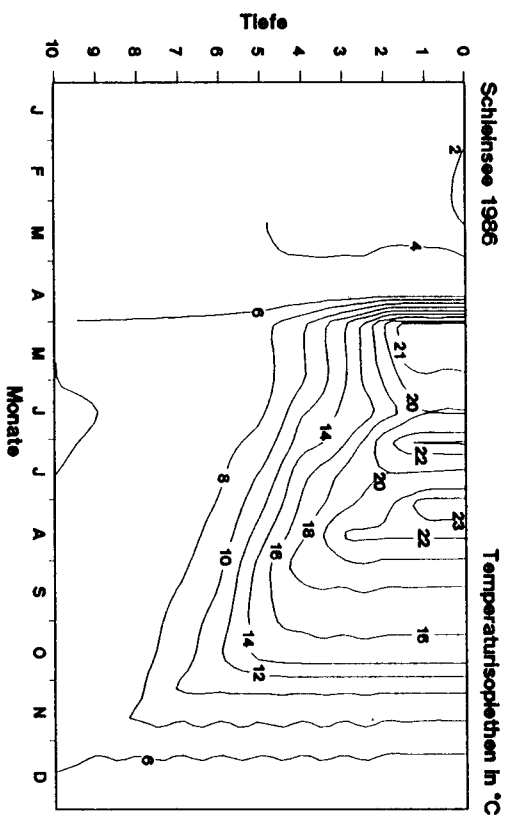


Abb. 2: Isoplethendarstellung der Temperaturverteilung 1986

Kennzeichnend für den Schleinssee ist seine ausgeprägte und stabile thermische Schichtung (Abb. 2), die sich aufgrund der Beckenmorphologie und der weitgehend windgeschützten Lage nach Eisbruch (meist im März) bis zur herbstlichen Vollzirkulation (meist im November) herausbilden kann. Dabei kommt es in der Regel zu einer raschen Erwärmung der oberen Wasserschichten, so daß je nach Wetterlage schon Ende April Temperaturen bis 20° C erreicht werden. Mit der Erwärmung

mung wandert die Thermokline nach unten und stabilisiert sich während des Sommers im Bereich von 5-7 m. Erst mit der herbstlichen Abkühlung des Oberflächenwassers wandert die Thermokline langsam bei gleichzeitiger räumlicher Verdichtung des Temperaturgradienten weiter nach unten. Erwartungsgemäß sind die 1984-86 vorgefundenen thermischen Schichtungsverhältnisse gut mit denen von 1934-38 vergleichbar.

2.2. Die Nährstoffgehalte (Phosphor und Stickstoff)

Während der Untersuchungsjahre 1985/86 wurden die Phosphorfractionen (partikulärer P, organisch gelöster P, anorganisch gelöster P) vollständig erfaßt, während für den Stickstoff nur die anorganisch gelösten (NO_3 , NO_2 , NH_4) und die partikulären Komponenten untersucht wurden. Da - wie nachfolgend erläutert - sich in den nachfolgenden Jahren eine deutliche Verschlechterung des Seeszustandes abzeichnete, wurden vereinzelt auch in den folgenden Jahren Phosphorbestimmungen durchgeführt.

Beide Nährstoffe zeigen eine ausgeprägte jahreszeitliche Dynamik der vertikalen Verteilung im See. Finden sich im Winter entsprechend der praktischen fehlenden Temperaturschichtung relativ gleichförmige Tiefenverteilungen der anorganischen Nährstoffe, so sinkt im geschichteten See während des Sommers und im Herbst der Gehalt an gelöstem anorganischem Phosphor und Stickstoff in den epilimnischen Wasserschichten bis auf die Nachweisgrenze ab. Im Tiefenwasser zeigen beide Nährstofffraktionen einen starken Anstieg, der sich beim Phosphor auf nahezu 1 mg/l und beim Stickstoff auf über 6 mg/l beläuft.

Auch dieses Verteilungsmuster ist schon in den 30-er Jahren beschrieben worden, jedoch haben sich die absoluten Gehalte an Nährstoffen seit dieser Zeit deutlich erhöht. Der Gesamtposphorgehalt des Sees (Tab. 2) betrug vor dem Düngeexperiment im Jahre 1935 21 kg P/l, was einer mittleren P-Konzentration von ca. 24 $\mu\text{g P/l}$ entspricht. Bei den Institutsuntersuchungen 1979 wurde ein mittlerer P-Gehalt von 80 $\mu\text{g P/l}$ gemessen. Im Jahre 1985/86 ergab sich als mittlerer P-Gehalt während der Vollzirkulation im Frühjahr ein Wert von 123 $\mu\text{g P/l}$. Das entspricht einem Inhalt von 115 kg P. Während der Frühjahrszirkulation von 1989 wurde eine mittlere P-Konzentration von 144 $\mu\text{g P/l}$, entspre-

chend 131 kg P, festgestellt. Weniger deutlich fällt der Anstieg der Stickstoffkonzentrationen aus: Wurde für 1935 der gesamte N-Gehalt mit 790 kg (inklusive gelöstem organischem Stickstoff) angenommen, so ergibt sich für 1985/86 als mittlerer Stickstoff-Inhalt des Sees (ohne gelösten organischen N) ein Wert von 926 kg N. Nimmt man an, daß der Gehalt an organisch gelöstem Stickstoff aufgrund seines inerten Verhaltens unverändert geblieben ist und addiert die damals im Mittel festgestellten 365 kg organisch gelösten N hinzu, so ergibt sich ein Wert von 1291 kg N. Danach hat sich also in den vergangenen 50 Jahren der N-Gehalt des Sees nicht einmal verdoppelt, während der Anstieg des P-Gehaltes mit einer Versechsfachung wesentlich deutlicher ausgefallen ist. Diese ungleichmäßige Entwicklung der Nährstoffgehalte führte natürlich zu einer starken Erniedrigung des N : P Verhältnisses. Im Folgenden wird dargestellt, in welchem Umfang diese Änderungen der Mengen und Zusammensetzung von Stickstoff- und Phosphorgehalten im See auch zu Änderungen des biologischen Stoffhaushaltes und der Lebensgemeinschaften führten.

Tab. 2: Vergleich der P- und N-Inhalte 1935 - 1989

	1935	1979	1985/86	1989
mittl. P-Konz. ¹ ($\mu\text{g P/l}$)	24	78	123	144
P-Inhalt (kg)	21	71	115	131
mittl. N-Konz. ($\mu\text{g N/l}$)	866 ²	-	1420 ³	-
N-Inhalt (kg)	791	-	1297	-
N : P (molar)	83	-	25	-

¹ Mittelwert während Frühjahrszirkulation

² Mittelwert Gesamtjahreskonzentration

³ Mittelwert Gesamtjahreskonzentration anorganischer N + partikulärer N + angenommene mittlere Konzentration von 300 μg gelöstem organischem N

- keine Daten vorliegend

2.3. Änderungen im Stoffhaushalt des Sees

Als erste zu erwartende Folge gesteigerter Nährstoffkonzentrationen ist eine Zunahme der pflanzlichen Produktion im See anzunehmen. Leider können die 1935 durchgeführten Produktionsschätzungen, die auf der Akkumulation von CO_2 im Hypolimnion beruhen, nicht ohne weiteres mit den heute mit Hilfe der ^{14}C -Isotopentechnik ermittelten Werten verglichen werden. Es liegen aber Messungen aus den Jahren 1959/60 von Elster und Motsch (1966) vor. Danach hat die Algenproduktion noch einmal um den Faktor 2-3 in den letzten 30 Jahren zugenommen. Die 1985/86 festgestellten Produktionsmaxima lagen dabei im Frühjahr und Sommer. In der Tiefenverteilung waren die Produktionsmaxima vor allem in den oberen Wasserschichten festzustellen, allerdings wurden im Sommer und Herbst oft auch Maxima in der Sauerstoff-Grenzschicht festgestellt (Abb. 3). Zu diesen Tiefenmaxima trugen allerdings zu einem erheblichen Teil bakterielle CO_2 -Fixierungen bei, wie sich aus den hohen Dunkelfixierungswerten in diesem Bereich ableiten läßt. Diese Feststellungen, die auch schon von Elster und Motsch (1966) gemacht wurden, weisen auf eine bedeutende Rolle der chemotrophen Bakterien bei der biologischen Produktion in solchen Gewässern hin.

Da die im See vorgenommene Biomasse das Ergebnis der pflanzlichen Produktion darstellt, ist zu erwarten daß sich die Zunahme der Produktion auch in einer langfristigen Zunahme der Biomasse im See widerspiegeln sollte. Leider ist auch in diesem Fall aus methodischen Gründen ein direkter Vergleich mit der Situation 1935 nicht durchzuführen. Die Entwicklung der Sichttiefen und der Algendichten läßt jedoch den zweifelhaften Schluß zu, daß eine deutliche Zunahme der Algenbiomasse im See stattgefunden hat: Betrugten die Sichttiefen vor 1936 noch 3-4 m so waren sie 1985/86 auf 1-2 m gesunken und überschritten 1989 nie 1 m. Die festgestellten Algendichten lagen 1985/86 eine Zehnerpotenz höher als 1935. Danach wäre also die Biomasse sogar noch stärker als die Produktion angestiegen. Daß Algenbiomasse und -produktion nicht notwendigerweise parallel laufen, macht auch ein Vergleich der Isoplethendarstellungen (Abb. 3 und 4) deutlich, wo für die Sommermonate eine hohe Produktion bei gleichzeitiger niedriger Biomasse in den oberen Wasserschichten festgestellt wurde. Die Muster der Bio-

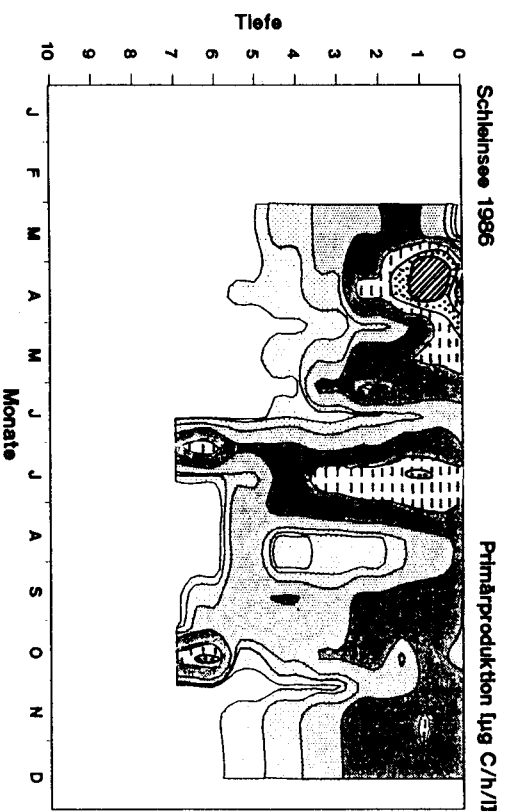


Abb. 3: Isoplethendarstellung der Primärproduktion 1986

massenverteilung sind aber seit den 30-er Jahren ähnlich geblieben: Einer relativ starken epilimnischen Algenentwicklung im Frühjahr folgt eine sommerliche Akkumulation von Biomasse im Bereich der Sprungschicht, die mit Schichtungsabbau im Herbst von einer wieder mehr gleichförmigen Biomassenverteilung abgelöst wird.

Kann man also ungeachtet der erwähnten methodisch bedingten Vergleichsschwierigkeiten von einer starken Erhöhung der Algenproduktion und -biomasse im Verlauf der letzten Jahrzehnte ausgehen, so mußte als Folge natürlich eine bedeutende Zunahme der Belastung des Tiefenwassers mit aus der Algenproduktion entstandenen sauerstoffzehrenden organischen Stoffen erwartet werden. In der Tat ist die heute festzustellende Verteilung der Sauerstoffkonzentrationen im See gegenüber der Ausgangssituation 1935 erheblich verändert (Tab. 3): Erstreckte sich 1935 der sauerstofffreie Tiefenwasserbereich räumlich im-

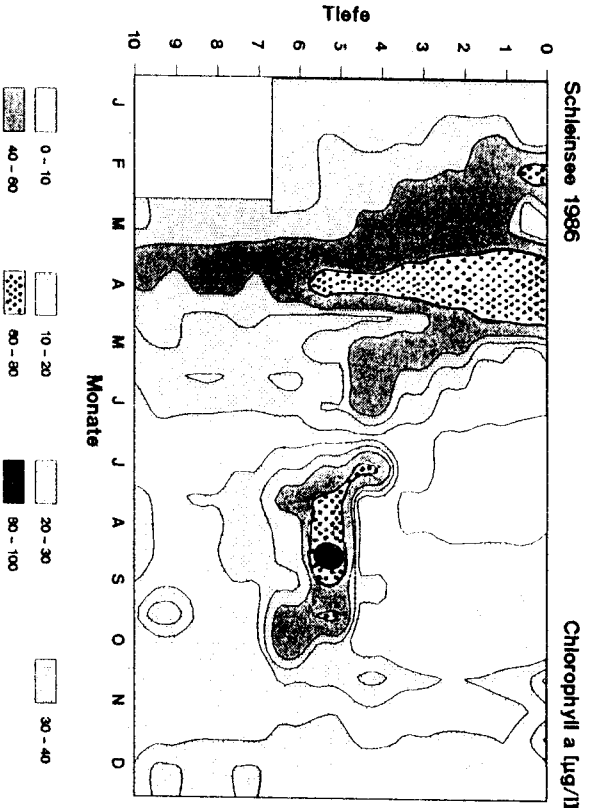


Abb. 4: Isoplethendarstellung der Verteilung der Chlorophyll-Konzentrationen als Maß für die Algenbiomasse

mer unterhalb der 8 m Linie und war zeitlich auf die Periode Juni bis Oktober beschränkt, so dehnte sich während der Untersuchungsjahre 1985/86 die Periode der Sauerstofffreiheit im Tiefenwasser auf die Zeit von April bis November und auf Bereiche unterhalb der 5 m Linie aus. Eine weitere deutliche Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse erfuhr der See in den nachfolgenden Jahren: 1989 war zeitweise der sauerstoffhaltige Wasserkörper auf Schichten oberhalb 2,5 m beschränkt und konnte sich von April bis September nie über die 4-m-Linie ausdehnen. Eine schlagartige Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse ergab sich allerdings auch schon kurz nach dem Düngungsexperiment 1938, nach dem die sauerstofffreie Zone kurzfristig bis zur 6-m-Linie reichte. Da aber während der Untersuchungen von Elster und Motsch (1966) Ende der 50-er Jahre die Sauerstoffgrenze im Sommer wieder zwischen 7 und 8 m lag, kann davon ausgegangen werden, daß der See sich zwi-

schenzeitlich zumindest teilweise von den Folgen der einmaligen hohen Phosphorzufuhr erholt hatte. Wie in der Diskussion noch verdeutlicht wird, ist der heutige Seezustand also nicht aus dem damaligen Düngungsexperiment abzuleiten.

Tab. 3: Änderungen der chemischen Zusammensetzung des Tiefenwassers (unterhalb 6 m) von 1935 - 1985/86

	1935	1985/86
Zeit ohne O ₂		
Tiefe ohne O ₂	> 8 m	> 5 m
Sulfdakkumulation (kg) ¹	39	234
NH ₄ -Akkumulation (kg) ¹	69	432
PO ₄ -Akkumulation (mg P/l) ¹	9	48

¹ mittlere Gehalte während der Sommerschichtung Mai - Oktober

Mit der starken zeitlichen und räumlichen Ausdehnung anaerober Verhältnisse im See wurden auch die an Anaerobiose gekoppelten Prozesse erheblich intensiviert (Tab. 3). So wurden infolge anaeroben Eiweißabbaus und bakterieller Desulfurikation 1984/85 Maximalwerte der Sulfdkonzentrationen von 2,4 mg/l erreicht (Henatsch, 1987), während diese 1935 nur 0,5 mg/l betragen. Mit Maximalkonzentrationen von 6,2 mg/l NH₄-N erfuhr auch die durch Eiweiß- und Nitratammonifikation entstehenden Ammoniumverbindungen im Vergleich zu 1935 (2,3 mg/l) einen starken Anstieg, der sich noch deutlicher in den absolut im Tiefenwasser akkumulierten NH₄-Mengen abzeichnet (Nümann 1941). Für die trophische Situation entscheidend ist auch die durch reduktive Bedingungen ermöglichte Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment. So war zwar der 1985/86 festgestellte Maximalwert nur etwas höher als das Doppelte des Maximalwertes von 1935, jedoch betrug die Gesamtmenge des im Tiefenwasser gelösten Phosphors mehr als das Fünffache.

2.4. Änderungen der Lebensgemeinschaften

Es würde den Rahmen dieses Beitrags sprengen, wenn hier alle im Schleensee vorkommenden Artengruppen im Detail besprochen würden. Zudem kann solch ein detaillierter Langzeitvergleich eigentlich nur für das Phytoplankton durchgeführt werden, da nur dieses 1935 und 1985/86 eingehend erfaßt wurde. Die folgende Darstellung der Änderungen der Lebensgemeinschaften beschränkt sich deshalb auf die auffälligsten Änderungen unter weitgehendem Verzicht auf quantitative Angaben.

Nach Vetter (1937) war die Phytoplanktonentwicklung im Schleensee gekennzeichnet durch eine starke Diatomeenentwicklung im Winter und Frühjahr, die von *Cyclotella comta* und *Asterionella formosa* dominiert wurden. Auf dieses Diatomeenmaximum folgte eine weniger dichte frühsummerliche Mischflora, die sich aus Grünalgen, Chrysophyceen und Diatomeen zusammensetzte. Darauf folgte ein sommerliches Maximum von Cyanophyceen (hauptsächlich *Microcystis* spec.), das schließlich wieder von einem herbstlichen, von *Cyclotella* spec. dominierten Diatomeenmaximum mit einem hohen Anteil von Cryptomonaden abgelöst wurde (Tab. 4).

Tab. 4: *Hauptsächliche Algengruppen im Schleensee (vor dem Querstrich 1935, danach 1985/86; d = dominant, h = häufig, v = vereinzelt)*

	Frühjahr	Sommer	Herbst
Chrysophyceen	h/h	v/h	v/v
Chlorophyceen	v/v	h/h	v/h
Cryptomonaden	v/h	v/h	h/h
Cyanophyceen	v/d	d/d	v/d
Diatomeen	d/d	h/v	d/h
Dinophyceen	v/h	h/h	v/v

Wenn auch der jahreszeitliche Ablauf der Phytoplanktonsubstitution 1985/86 noch ähnliche Grundmuster aufwies, so lassen sich selbst bei Beschränkung auf Großgruppen noch deutliche Verschiebungen festhalten. Die auffälligste davon ist ein relativer Rückgang der Diatomeen

zugunsten der Cyanophyceen. Die Diatomeen spielen nur noch während der Frühjahrsentwicklung eine beherrschende Rolle, während die Cyanophyceen praktisch ganzjährig in hohen Dichten vorliegen. Dabei handelt es sich aber nicht wie 1935 um koloniebildende Arten wie *Microcystis* spec., sondern um fädige Blaualgen der Gattungen *Lyngbya* spec., *Oscillatoria* spec., *Aphanizomenon* spec. und *Anabaena* spec. Diese Entwicklung hat sich nach 1986 noch verstärkt. So waren 1989 alle Formen außer den Cyanophyceen zahlenmäßig unbedeutend, die Cyanophyceen wurden vor allem von der Art *Oscillatoria* reddecki dominiert. Aus methodischen Gründen wurde das autotrophe Picoplankton, das vor allem aus coccalen Blaualgen mit einem Durchmesser $< 2 \mu\text{m}$ besteht, 1935 nicht erfaßt. Bei den Untersuchungen 1986/86 wurde dieses miterfaßt und zum Teil hohe Dichten ($> 5 \times 10^6/\text{ml}$) festgestellt. Im allgemeinen war das Picoplankton in diesem See jedoch mengenmäßig von untergeordneter Bedeutung.

Das Crustaceen-Zooplankton wurde 1935 durch v. Klein (1938) untersucht. Damals wurden die in Tab. 5 aufgelisteten Hauptarten vorgefunden. 1985/86 wurden keine vergleichbaren Untersuchungen durchgeführt, jedoch ergaben vereinzelt Untersuchungen ein sehr ähnliches Bild der Artzusammensetzung (Stich, unveröffentlicht). Lediglich größere Daphniaformen (*D. galeata*), die von Einste (unveröffentlicht) 1979 beobachtet wurden, waren 1985/86 praktisch verschwunden. Insgesamt lagen 1985/86 die Gesamtbanden in der Größenordnung von 1935 und 1979, wobei die relativen Anteile von *Bosmina* spec., *Ceriodaphnia* spec. und *Diaphanosoma* zugenommen hatten. Für das Rotatorienplankton existieren keine Vergleichsuntersuchungen aus früheren Jahren. *Keratella* spec. und *Polyarthra* spec. waren 1985/86 die dominanten Formen. Die Gesamtrotatoriendichte bewegte sich zwischen 500 und 3000 Individuen pro Liter. Auch das Protozoenplankton wurde früher nicht untersucht. Vetter (1937) erwähnt vereinzelt Individuen. Bei den Untersuchungen von 1985/86 waren Protozoen jedoch sehr häufig anzutreffen, darunter vor allem *Coleps hirtus*. Auch die bakterienfressenden Zooflagellaten erreichten vor allem im Metallimnion hohe Dichten ($> 4 \times 10^6/\text{ml}$). Das Bakterienplankton wies ebenfalls im Schnitt hohe Dichten auf, die zwischen 5×10^6 und $24 \times 10^6/\text{ml}$ schwankten, wobei die Maxima meist im Metallimnion lagen.

Tab. 5: Die wichtigsten Crustaceen-Zooplanktonarten im Schleinese 1935 (v. Klein 1938)

Bosmina spec.
Ceriodaphnia spec.
Daphnia cucullata
Diaphanosoma spec.
Mesocyclops spec.
Eudiaptomus gracilis

3. Diskussion

Es kann letztlich kein Zweifel daran bestehen, daß die dargestellten Änderungen im Stoffhaushalt und der Lebensgemeinschaften innerhalb der letzten 50 Jahre direkt oder indirekt mit den angestiegenen Nährstoffgehalten im See, insbesondere des Phosphors, zusammenhängen. Sowohl im Hinblick auf therapeutische Maßnahmen als auch auf prophylaktische Aspekte für ähnlich geartete andere Seen ist deshalb zuallererst die Frage nach der Quelle dieser Nährstoffe zu stellen.

Vergleicht man die P-Gehalte von 1935 und heute (Tab. 2), so fällt auf, daß der Unterschied Größenordnungsmäßig der Menge entspricht, die bei den Düngungsexperimenten in den Jahren 1937/38 in den See eingebracht wurden (Einsle 1941). Ist also der heutige Phosphorgehalt und damit letztlich auch der heutige Seezustand ausschließlich durch das damals durchgeführte Düngungsexperiment zu erklären? Wie in den folgenden Punkten dargelegt wird, ist diese Erklärungshypothese mit Sicherheit zu verwerfen: 1. Vergleichsbasis für die Langzeitbetrachtung sind die im Wasserkörper befindlichen P-Anteile. Von den insgesamt in den See gelangenden Phosphormengen verbleibt aber ein großer Teil irreversibel im Sediment und kann so im Wasserkörper nicht mehr gefunden werden. So war der Gesamt-P-Gehalt des Wassers schon ein Jahr nach dem Düngungsexperiment beinahe wieder auf dem Stande von 1935. Der größte Teil der zugegebenen Phosphormenge konnte im Wasserkörper also nicht mehr nachgewiesen werden. Dieser Befund steht im Einklang mit der schon erwähnten Besserung der Sauerstoffverhältnisse (Abschnitt 2.3.) in den nachfolgenden Jahren. 2. Schon aus

einer überschlägigen Berechnung der P-Verluste durch Abfluß wird deutlich, daß in den vergangenen 50 Jahren ein Mehrfaches der beim Düngungsexperiment in den See eingebrachten Phosphormenge wieder aus dem See abgeflossen sein muß. Aus diesen Gesichtspunkten folgt zwingend, daß der heutige Nährstoffgehalt des Wasserkörpers nur durch eine kontinuierlich erhöhte Zufuhr von Nährstoffen in den See erklärt werden kann.

Welches sind dann die Quellen dieser externen Zufuhr? Wie schon erwähnt, bestehen praktisch keine oberirdischen Zuflüsse zum Schleinese. Auch eine Einleitung von Abwasser kann ausgeschlossen werden, die Abwasserentsorgung der umliegenden Bauernhöfe erfolgt diskontinuierlich durch Absaugen der Klärgruben. Unter diesen Umständen bleibt als Hauptquelle für den Nährstoffeintrag nur der diffuse Eintrag aus dem Einzugsgebiet über Oberflächenwasser, Grundwasser und Dränage.

Auf den ersten Blick scheint diese Annahme im Widerspruch zu der überproportional starken Erhöhung des Phosphorgehaltes im Vergleich zur Stickstoffentwicklung zu stehen. Nach Wagner und Bühner 1989 beträgt das molare N : P Verhältnis bei gelösten Verbindungen aus diffusen Stoffeinträgen im Einzugsgebiet des Bodensees 95 (Tab. 6) Danach hätte also der Anstieg des Stickstoffs mindestens ebenso stark wie der des Phosphors ausfallen müssen. Hier ist jedoch zu berücksichtigen, daß ein See für Stickstoff sicher nicht in gleichem Maße wie für Phosphor eine Falle darstellt. Zusätzlich kann ein beträchtlicher Teil des eingebrachten Stickstoffs über Denitrifikation in die Atmosphäre entweichen, wofür die gestiegenen anaeroben Verhältnisse ja günstige Voraussetzungen schaffen. Darüber hinaus ist zu bedenken, daß es sich bei dem von Wagner und Bühner (1989) angegebene Zahlenverhältnis um einen sich aus den verschiedensten weiträumig verteilten Quellen ergebenden Mittelwert handelt, während der Stoffeintrag aus einem lokal begrenzten Areal wie dem Schleinese-Einzugsgebiet wohl eher einer Hauptquelle zuzuordnen ist, deren Zusammensetzung dann natürlich entscheidend ins Gewicht fällt. Aus den örtlichen Gegebenheiten des Schleinesees sind dort als lokale Hauptquellen das Dränwasser und der Oberflächenabfluß am Südhang vorrangig in Erwägung zu ziehen.

Aus den in einer Studie von Auerwald et al (1990) ermittelten N : P Verhältnissen dieser Quellen geht hervor, daß dort der Phosphoranteil,

insbesondere bei Gülleabschwemmung, wesentlich höher liegt. Da Gülle gerade auf der Südhangweise reichlich ausgebracht wird, und bekannt ist, daß bei Hanglage ein erheblicher Teil der ausgebrachten Gülle nach Starkregenereignissen abgeschwemmt werden kann, ist hierin eine Stoffeintragsquelle von besonderem Gewicht zu sehen. Hohe Phosphoreinträge aus einem intensiv mit Gülle gedüngten Grünlandareal wurden ja auch in der Studie vom Artisberger Weiher (Seiffert 1990) dokumentiert.

Für den starken Einfluß der Grünlanddüngung auf den Nährstoffgehalt des Schleinesees spricht auch der immer noch vergleichsweise niedrige Nährstoffgehalt des benachbarten Degersees (Roßknecht, unveröffentlicht). Dessen Einzugsgebiet weist bedeutend mehr Waldflächen auf, und die unmittelbar seeanliegenden Grünlandflächen sind wegen ihrer Nutzung als Badewiesen nur wenig gedüngt. Endgültige Gewißheit über die hier vermuteten Quellen für die Nährstoffeinträge läßt sich jedoch erst aus gezielten Einzeluntersuchungen vor Ort erhalten, wie sie ja am Artisberger Weiher (Seiffert 1990) beispielhaft durchgeführt wurden.

Tab. 6: Vergleich der molaren N : P Verhältnisse aus verschiedenen "diffusen Quellen"

Einzugsgebiet Bodensee (Wagner und Bühner 1989)	95
Dränwasser (Auerswald et al. 1990)	41
Gülleabschwemmung (Auerswald et al. 1990)	11

Es bereitet wenig Schwierigkeiten, die im See beobachteten Änderungen im Stoffhaushalt als Folge dieses gestiegenen Nährstoffpotentials zu deuten. Sie lassen sich letzten Endes unter dem Gesichtspunkt der einfachen Ursache-Wirkungs-Kette: erhöhte Nährstoffzufuhr ----> erhöhte Algenproduktion ----> erhöhter Anteil absinkender organischer Substanz ----> erhöhte Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser ----> erhöhte Rücklösung von Nährstoffen aus Seeboden zwanglos einordnen. Die beobachteten Verschiebungen in der Struktur der Lebensgemein-

schaften können hingegen nur auf einer sehr hypothetischen Ebene diskutiert werden, da wegen der hohen natürlichen Komplexität solcher Strukturen in der Regel keine einfachen Ursache-Wirkungs-Beziehungen zugrunde gelegt werden können. Steinberg und Hartmann (1988) haben diese Komplexität am Beispiel der Faktoren, die das Auftreten von fädigen Blaualgen begünstigen, deutlich gemacht. Danach kann die beobachtete immer stärker werdende Dominanz der fädigen Blaualgen auf so unterschiedliche Faktoren wie Durchmischungsverhältnisse, Lichtverteilung, qualitative und quantitative Nährstoffversorgung und Struktur des Nahrungsnetzes zurückgeführt werden. Eine besonders plausible Erklärungshypothese wäre auch in diesem Fall das gesunkene N : P Verhältnis im Schleinsee, demzufolge ja eine N-Limitierung des Phytoplanktons wahrscheinlicher würde. Damit würden die N-fixierenden fädigen Blaualgen einen Selektionsvorteil erlangen. Leider zählt aber der Hauptanteil der im Schleinsee dominierenden Blaualgen nicht zu den typischen, als N-Fixierer bekannten Formen. Es wird aber inzwischen nicht ausgeschlossen, daß auch andere fädige Blaualgen zur N-Fixierung befähigt sind.

Neben diesen, durch Kontrolle von unten über die Nährstoffe bewirkten Effekten sind in einem See aber stets auch Wirkungen von oben über die Nahrungskette zu berücksichtigen. Hierüber kann für den Schleinsee allerdings noch weniger Konkretes ausgesagt werden, da das Zooplankton nur extensiv und die Fischpopulationen überhaupt nicht untersucht wurden. Immerhin ist erstaunlich, daß sich das Crustaceen-Zooplankton in der Zusammensetzung und Abundanz langfristig offensichtlich vergleichsweise wenig geändert hat. Da im See stets kleine Formen vorherrschen, wäre nach der "size efficiency hypothesis" von Brooks und Dodson (1965) ein starker Fräßdruck der Fische auf das Zooplankton anzunehmen, der sich unabhängig von den sonstigen Änderungen im See langfristig erhalten hat. Die Dominanz schwer fräßbarer Algenformen im See und die relative Zunahme des Protozoenplanktons sprechen aber dafür, daß die langfristig gestiegene Algenproduktion im See nicht primär dem Crustaceenzooplankton zugute kam, sondern weitgehend über Bakterien und Protozoen in einer Detritusnahrungskette weiterverarbeitet wurde.

Trotz der in vielen Einzelheiten verbleibenden Ungewißheiten läßt sich an den Schleinsee-Untersuchungen beispielhaft zeigen, daß Seen

auch ohne direkt Abwassereinflüsse allein durch den infolge intensiverer Landwirtschaft erhöhten diffusen Stoffeintrag einer besonderen Gefährdung durch langfristige Überdüngung unterliegen. Zwar können - wie gezeigt - solche Stoffeinträge durch biologisch-chemische Mechanismen bis zu einem gewissen Umfang im See abgepuffert werden, doch hat gerade die Entwicklung der letzten Jahre deutlich gemacht, daß dieses Potential keineswegs unerschöpflich ist. Mittlerweile ist der See nämlich in eine als sehr kritisch zu bezeichnende Phase eingetreten, bei der unter ungünstigen Bedingungen auch Fischsterben nicht auszuschließen sind. Unter diesen Umständen stellt sich natürlich auch die Frage nach möglichen Therapiemaßnahmen. Ist die vermutete starke Zufuhr durch Düngung im Einzugsgebiet tatsächlich die Hauptursache für den jetzigen Seezustand, so wäre hier auch der Hebel zu sehen, an dem zuerst anzusetzen ist. Darüber hinaus können interne Maßnahmen wie die am Stadsee von Bad Waldsee (Lorenz und Klee 1990) in Verbindung mit externen Entlastungsmaßnahmen erfolgreich durchgeführte Tiefenwasserableitung in Erwägung gezogen werden, sofern das Tiefenwasser einer P-Elimination unterzogen wird und somit nicht zu einer zusätzlichen Belastung des Bodensees führt.

4. Zusammenfassung

Im Rahmen von Modelluntersuchungen zur Zustandsbeschreibung kleiner Seen in Baden-Württemberg wurde vom Institut für Seenforschung und Fischereiwesen in Langenargen der 10,5 m tiefe Schleinssee als typischer Vertreter eutropher Seen mit stabiler thermischer Schichtung untersucht. Da an diesem See schon 1935 eingehende limnologische Untersuchungen durchgeführt wurden, kann an diesem Beispiel auch besonders gut die Langzeitentwicklung solcher Seen verfolgt werden. Dabei zeigte sich, daß der Phosphorgehalt des Wasserkörpers den sechsfachen Wert von 1935 erreicht hat, während der Stickstoffgehalt zwar ebenfalls angestiegen ist, jedoch nur um das 1,7-fache. Es kann ausgeschlossen werden, daß der höhere Phosphorgehalt auf ein 1937/38 im See durchgeführtes Düngungsexperiment zurückzuführen ist, da mittlerweile ein Mehrfaches der damals eingebrachten P-Menge wieder aus dem See abgeflossen ist. Da Abwasserquellen auszuschließen sind,

muß der Stoffeintrag diffus aus dem hauptsächlich durch Grünlandwirtschaft bestimmten Einzugsgebiet eingetragen werden. Dabei wird vor allem Gülleabschwemmung als eine Hauptquelle vermutet.

Mit der erhöhten Stoffzufuhr erfuhr der See deutliche Änderungen seines Stoffhaushalts und seiner Lebensgemeinschaften: Heute wird eine stark erhöhte Algenbiomasse und Algenproduktion festgestellt, als deren Folge sich die Bereiche sauerstoffarmen Wassers zeitlich und räumlich stark ausgedehnt haben. Damit verbunden ist eine stark erhöhte Akkumulation von Sulfid, Ammonium und Phosphat im Tiefenwasser. Beim Phytoplankton beherrschen die früher nur zeitweise dominierenden Blaualgen inzwischen ganzjährig die Algen-Lebensgemeinschaft. Das Crustaceenzooplankton hat dagegen weniger Änderungen seiner Zusammensetzung und Abundanz erfahren. Allerdings ist der Anteil des Mikrozooplanktons (Rotatorien und Protozoen) im See deutlich gestiegen.

Die Ergebnisse veranschaulichen, daß die kleinen Seen Oberschwabens mit landwirtschaftlich bestimmten Einzugsgebieten auch ohne direkte Abwasserleitungen durch Überdüngung besonders gefährdet sind, so daß - wie am Schleinssee - mit der Zeit ein als kritisch einstufiger Zustand erreicht wird.

5. Danksagung

Zu den hier berichteten Untersuchungsergebnissen trugen mehrere Institutsmitglieder bei. Dipl. Ing. S. Illert und Dr. H. Müller waren als Direktoren des Instituts Urheber und stetige Förderer des Projekts. Herr Dr. Unger und Frau I. Müller führten die chemischen Analysen durch, Frau S. Stumpf bearbeitete das Phytoplankton, Herr, Dr. H. B. Stich das Zooplankton. B. Habel, M. Amann, J. Meichle und E. Stöhr trugen als technische Assistentinnen maßgeblich zur Erarbeitung der Ergebnisse bei. Ihnen allen sei an dieser Stelle für ihre Unterstützung herzlich gedankt. Herrn Dr. U. Einsle danke ich für die Überlassung unveröffentlichter Zooplanktondaten. Frau Dr. B. Eichler und Herrn Dr. J. Henatsch danke ich für die stets gute Zusammenarbeit bei den Probenahmen.

6. Literatur

- Auerwald, K., Isermann, K., Olf, H.-W. und Werner, W. (1990): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer über "diffuse Quellen". In: HA "Phosphate und Wasser" in der Fachgruppe Wasserchemie in der GdCh (Hrsg.): "Wirkungsstudie Fließgewässer".
- Brooks, J.L. und Dodson, S.I. (1965): Predation, body size and composition of plankton. *Science*, 150: 28-35.
- Eichler, B. (1990): Mikrobiologie des anaeroben Hypolimnions des Schleinses. Dieser Band.
- Einsele, W. (1936): Über die Beziehungen des Eisenkreislaufs zum Phosphat-Kreislauf im eutrophen See. *Arch. f. Hydrobiol.* 29: 617-633.
- Einsele, W. (1940): Versuch einer Theorie der Dynamik der Mangan- und Eisenschichtung im eutrophen See. *Naturwissenschaften* 28: 257-264.
- Einsele, W. (1941): Die Umsetzung von zugeführtem, anorganischem Phosphat im eutrophen See und ihre Rückwirkung auf seinen Gesamthalt. *Zeitschr. f. Fischerei* 39: 407-488.
- Einsele, W. und Grim, J. (1938): Über den Kieselsäuregehalt planktischer Diatomeen und dessen Bedeutung für einige Fragen ihrer Ökologie. *Zeitschr. f. Bot.* 32: 545-600.
- Einsele, W. und Vetter, H. (1937): Untersuchungen über die Entwicklung der physikalischen und chemischen Verhältnisse im Jahreszyklus in einem mäßig eutrophen See (Schleinssee bei Langenargen). *Internat. Rev. Hydrobiol.* 36, 285-324.
- Elster, H. J. und Moitsch, B. (1966): Untersuchungen über das Phytoplankton und die organische Uprroduktion in einigen Seen des Hochschwarzwaldes, im Schleinssee und Bodensee. *Arch. f. Hydrobiol./Suppl.* 28, 291-376.
- Henatsch, J. (1987): Dynamik flüchtiger organischer Stoffe in einem geschichteten See mit anaerobem Hypolimnion. Dissertation, Universität Tübingen.
- Henatsch, J. und Jüttner, F. (1990): Jahreszeitliche Dynamik von organischen flüchtigen Substanzen (Geruchsstoffen) am Beispiel des Schleinses. Dieser Band.
- Klee, O. und Lorenz, P. (1990): Rehabilitation polytrophierter kleinerer Stehgewässer am Beispiel Stadlsee Bad Waldsee. Dieser Band.
- v. Klein, H. (1938): Limnologische Untersuchungen über das Crustaceenplankton des Schleinses und zweier Kleingewässer. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 37: 176-233.
- LAWA (1985): Seen in der Bundesrepublik Deutschland. Woest Verlag, Essen.
- Nümann, W. (1941): Der Stickstoffhaushalt eines mäßig eutrophen Sees (Schleinssee). *Zeitschr. f. Fischerei* 39: 387-405.
- Seiffert, P. (1990): Stoffeinträge aus der Landwirtschaft in ein kleineres Stehgewässer. Dieser Band.
- Steinberg, C. und Hartmann, (1988): Planctonic bloomforming Cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers. *Freshwater biology*, 20: 279-287.
- Vetter, H. (1937): Limnologische Untersuchungen über das Phytoplankton und seine Beziehungen zur Ernährung des Zooplanktons im Schleinssee bei Langenargen am Bodensee. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 34: 499-561.
- Wagner, G. und Bühner, H. (1989): Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen, organisch gebundenem Kohlenstoff und Borat im Abflugjahr 1985/86. *Ber. Int. Gewässerschutzkommission Bodensee Nr. 40.*

Dr. H. Güde
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Institut für Seenforschung und Fischereiwesen
Untere Seestr. 81
7994 Langenargen

Mikrobiologie des anaeroben Hypolimnions des Schleinsees

Barbara Eichler

Fakultät für Biologie, Universität Konstanz

1. Einführung

Der Schleinsee, ca. 8 km nordöstlich von Langenargen/Bodensee gelegen, ist Teil der oberschwäbischen Seenlandschaft. Seine Entstehung geht auf das Ende der letzten Eiszeit zurück, als sich das Schmelzwasser von Gletscherendmoränen in kleinen Becken sammelte. So entstandene Seen nennt man Drumlinseen.

Der Schleinsee hat die Form einer Wanne mit steil abfallenden Uferböschungen und ist, abgesehen von einem etwa 100 m langen Waldstreifen, von leicht ansteigenden Wiesen umgeben. Er ist 700 m lang und 250 m breit und hat eine maximale Tiefe von 10,5 m. Seit den 30er Jahren wurde der See fortlaufend wissenschaftlich untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wiesen den Schleinsee als eutrophen, holomiktischen See aus, der während der Stagnationsphase im Sommer durch die thermisch bedingte Schichtung in Epilimnion und Hypolimnion gekennzeichnet war (Einsele und Vetter, 1938). Im Untersuchungszeitraum (1985-88) lag die Thermocline bei ca. 6 m Wassertiefe. Während das Epilimnion durch Windbewegungen auch während der Stratifizierungsphase mehr oder weniger durchmischt wurde, blieb das Hypolimnion nahezu stabil. Dies bot die Voraussetzung zur Entwicklung einer Population anaerober Bakterien, welche im folgenden aufgezeigt werden soll.

2. Ergebnisse

2.1. Physikalische und chemische Parameter des Hypolimnions des Schleensees

Zwei wesentliche physikalische Parameter, die ganz entscheidenden Einfluß auf die Entwicklung der Mikroorganismen im Hypolimnion des Schleensees haben, sind die Temperatur und das eindringende Licht.

Im Hypolimnion des Schleensees wurden im Sommer Temperaturen von 4° C im Sediment und bis zu 15° C an der Chemocline gemessen (Abb. 1). Mesophile Organismen, zu denen die meisten bekannten

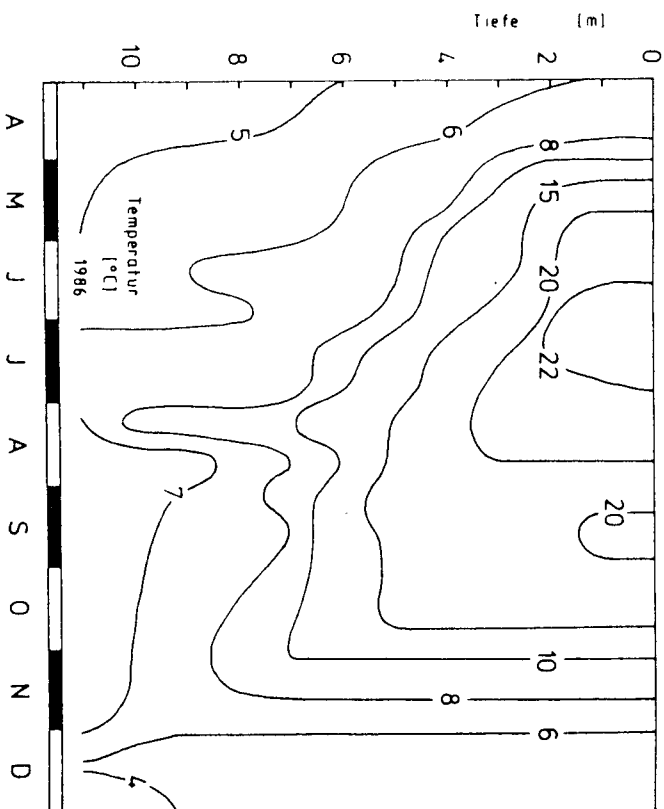


Abb. 1: Isothermendarstellung der Temperatur im Schleensee 1986.

Bakterien zählen, haben Temperaturoptima um 25° C und sind bei diesen sommerlichen Temperaturen im Hypolimnion bereits in ihren Stoffwechselaktivitäten temperaturlimitiert.

Neben den Temperaturen grenzen auch die herrschenden Lichtverhältnisse das Hypolimnion vom darüberliegenden Epilimnion ab. Die Intensität des durchdringenden Lichts sinkt mit zunehmender Wassertiefe ab; während an der Oberfläche des Schleensees an einem sonnigen Tag bis zu 2000 $\mu\text{E}/\text{cm}^2\text{s}$ gemessen werden können, liegt die Lichtintensität an der Chemocline bei etwa 0,1 $\mu\text{E}/\text{cm}^2\text{s}$ und nimmt zum Sediment hin bis auf Null ab (Abb. 2). Während der Sommerstagnation

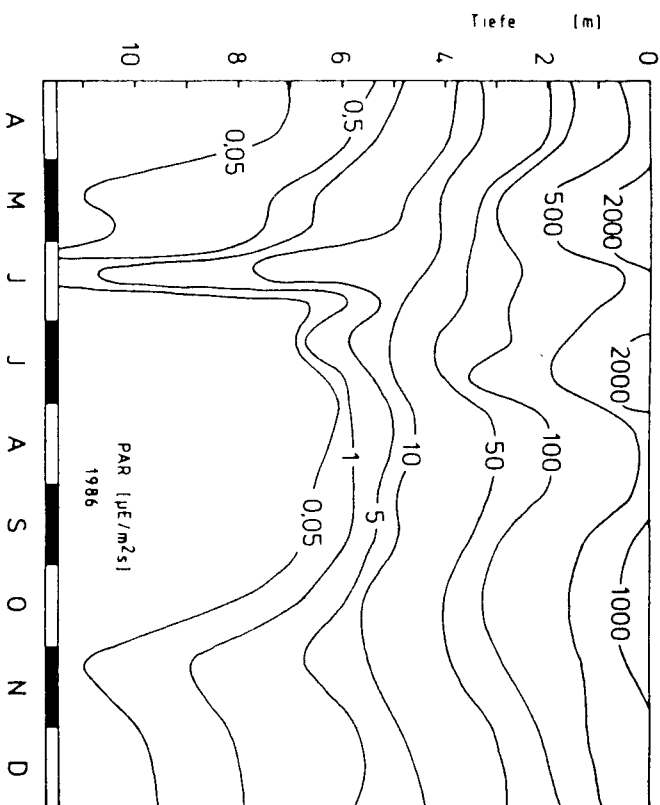


Abb. 2: Isothermendarstellung der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) im Schleensee 1986.

herrscht über dem Sediment also stets Dunkelheit. Dies hat Konsequenzen für die Zusammensetzung der Bakterienpopulation in diesen Tiefenschichten.

Neben der Lichtintensität verändert sich auch die Qualität des einstrahlenden Lichts mit zunehmender Wassertiefe. Die spektrale Zusammensetzung des Lichts konzentriert sich im Schleinese, bedingt durch die Absorption des Blauanteils durch Grünalgen und Cyanobakterien sowie des Rotanteils durch die Eigenabsorption des Wassers selbst, auf den Bereich zwischen 500 nm und 650 nm in der Tiefe der Chemocline (Abb. 3). Mikroorganismen, die in dieser Tiefenstufe noch

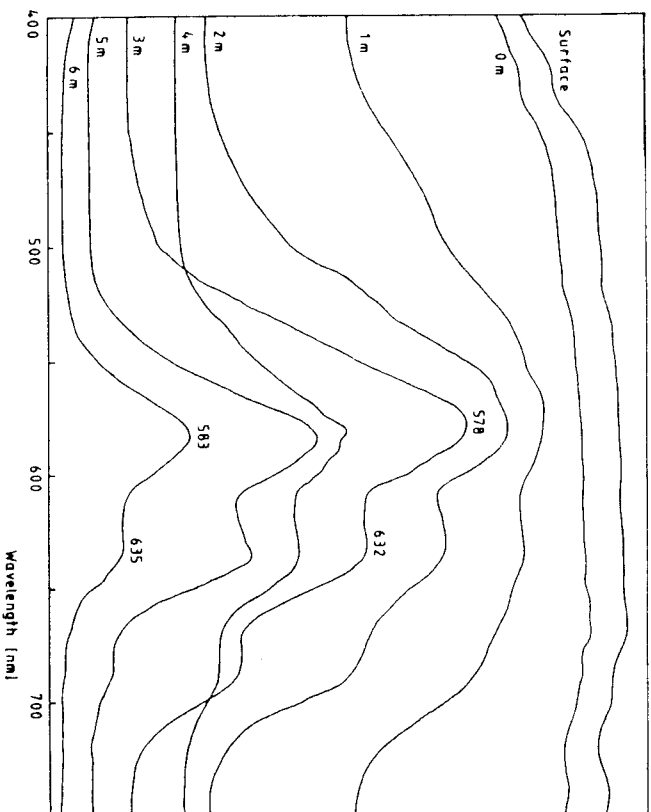


Abb. 3: Spektrale Zusammensetzung des in den Schleinese eindringenden Lichts, angegeben für verschiedene Wassertiefen.

Photosynthese betreiben wollen, sollten also Pigmente besitzen, die diesen Grünanteil des Lichts gut absorbieren und so nutzen können.

Ein wesentlicher chemischer Parameter, der das Hypolimnion des Schleinese charakterisiert, ist seine Anoxie, das heißt die Abwesenheit von Sauerstoff bei gleichzeitiger Anwesenheit von Schwefelwasserstoff in diesem Teil des Sees. Eine Eigenart des Schleinese ist in diesem Zusammenhang, daß die Thermocline mit einer Chemocline zusammenfällt, die den Übergang zwischen sauerstoffhaltigem Epi- bzw. Metalimnion und dem sauerstofflosen, schwefelwasserstoffhaltigen Hypolimnion markiert. Die Anoxie des Schleinese entwickelt sich allmählich nach der Frühjahrsvollzirkulation, worauf im folgenden eingegangen werden soll.

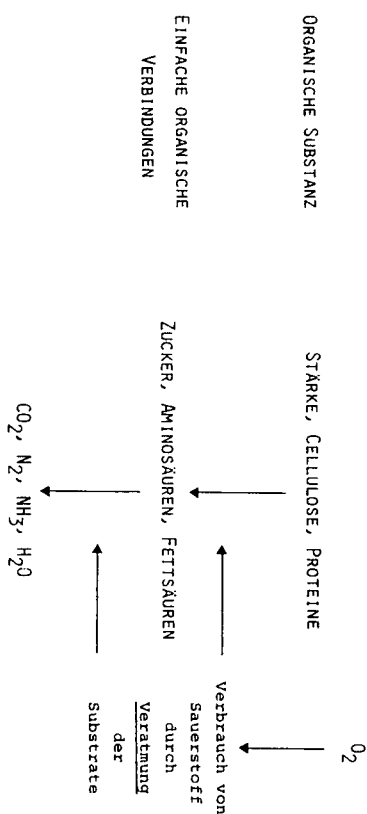
2.2. Sauerstoffzehrung und Entwicklung des anaeroben Hypolimnions

Im Frühjahr kommt es durch Einsetzen der Primärproduktion der Grünalgen und Cyanobakterien zu einem Anstieg der Gesamtmenge an organischer Substanz im oberen Teil des Schleinese, der euphotischen Zone. Diese neugebildete organische Substanz steht im folgenden verschiedenen Organismengruppen als Nahrung zur Verfügung.

Eine Richtung der Nahrungskette weist von den Primärproduzenten über das Zooplankton zu den tierischen Konsumenten. Dieser Weg soll hier allerdings nicht behandelt werden.

Zum anderen wird organische Substanz in einer Kaskade von Prozessen durch Bakterien wieder mineralisiert; letztendlich entsteht dabei wieder Kohlensäure. Schema 1 verdeutlicht die daran beteiligten Prozesse. Organische Makromoleküle werden zunächst durch hydrolytische Enzyme der Bakterien in ihre Monomere gespalten. Diese werden dann unter Verbrauch von Sauerstoff veratmet; als Produkte treten hauptsächlich Kohlensäure, Stickstoff und Ammonium auf.

Je mehr Temperatur, Lichtintensität und Tageslänge in der euphotischen Zone steigen, desto mehr organische Substanz entsteht. Dies führt zu einem erhöhten Sauerstoffverbrauch im See. In der euphotischen Zone wird Sauerstoff durch Photosynthese stets nachgeliefert, während es in den tieferen Wasserschichten bald zur vollständigen



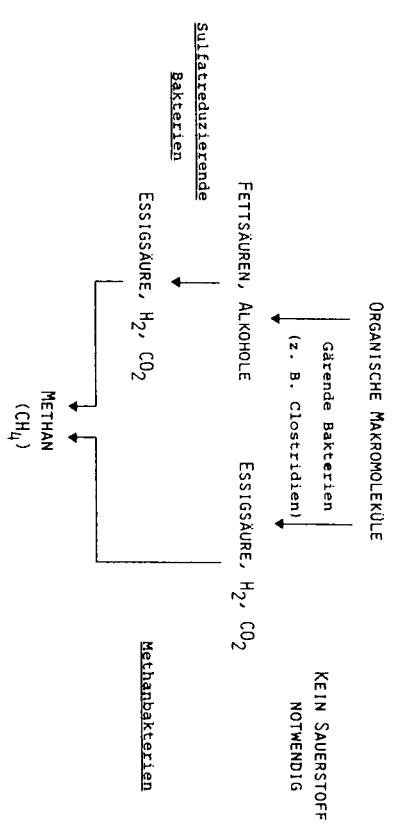
Schema 1: *Aerobe Mineralisierung organischer Substanz*

Sauerstoffzehrung kommt. Beim Abbau der nachgelieferten organischen Substanz sind nun Bakterien von Bedeutung, die ohne Sauerstoff existieren, die sogenannten anaeroben Bakterien.

2.3. Anaerobe Endmineralisierung im Schleinsee und die daran beteiligten Bakteriengruppen

Bei Abwesenheit von Sauerstoff werden die anfallenden organischen Polymere analog zum aeroben Abbau zunächst durch hydrolytische Exoenzyme verschiedener Bakterien in Monomere gespalten (Schema 2). Diese werden dann von anaeroben, gärenden Bakterien (zum Beispiel Clostridien) zu einfachen organischen Verbindungen, vorwiegend einfachen Fett und Dikarbonsäuren sowie Alkoholen, vergoren. Als Produkte fallen dabei Wasserstoff und Kohlendioxid an. Diese Gärungsprodukte stehen dabei zwei Gruppen von Bakterien als Substrate zur Verfügung, die man als "Endmineralisierer" organischer Substanz bezeichnet: den sulfatreduzierenden Bakterien und den Methanbakterien. Die Anwesenheit von Sulfatreduzieren und Methanbakterien weist auf vollständiges Fehlen von Sauerstoff hin, da beide Bakterien-

gruppen strikt anaerob sind; Sauerstoff ist toxisch für diese Bakterien. Als Endprodukte des anaeroben Abbaus organischer Substanz treten durch die Aktivität dieser beiden Bakteriengruppen vorwiegend Kohlendioxid, Methan und Schwefelwasserstoff auf. Als typische Vertreter wurden im Schleinsee die Sulfatreduzierer *Desulfovibrio vulgaris* und *Desulfotomaculum orientis* und das Methanbakterium *Methanospirillum hungatei* nachgewiesen.



Schema 2: *Anaerobe Mineralisierung organischer Substanz im Hypolimnion des Schleinsees.*

Wie zu erwarten, ist der Sauerstoff in der jahreszeitlichen Sukzession zuerst im Sediment des Schleinsees verbraucht (Abb. 4). Vom Sediment über das gesamte Hypolimnion aus. Dementsprechend werden Methan und Schwefelwasserstoff zunächst im Sediment gebildet (Abb. 5). Während der Sommerstagnation erhöht sich die Konzentration des Schwefelwasserstoffs im Hypolimnion; sie nimmt vertikal zur Chemocline hin ab.

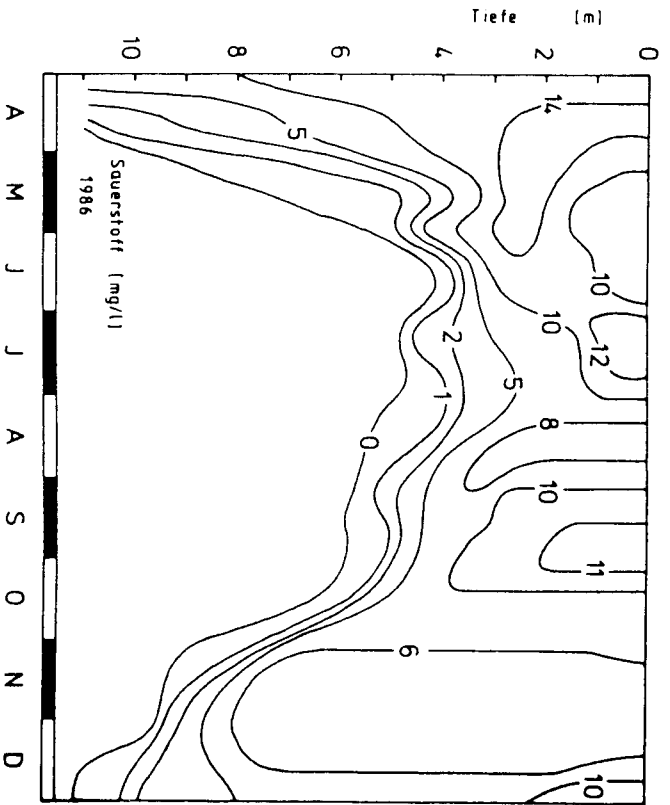
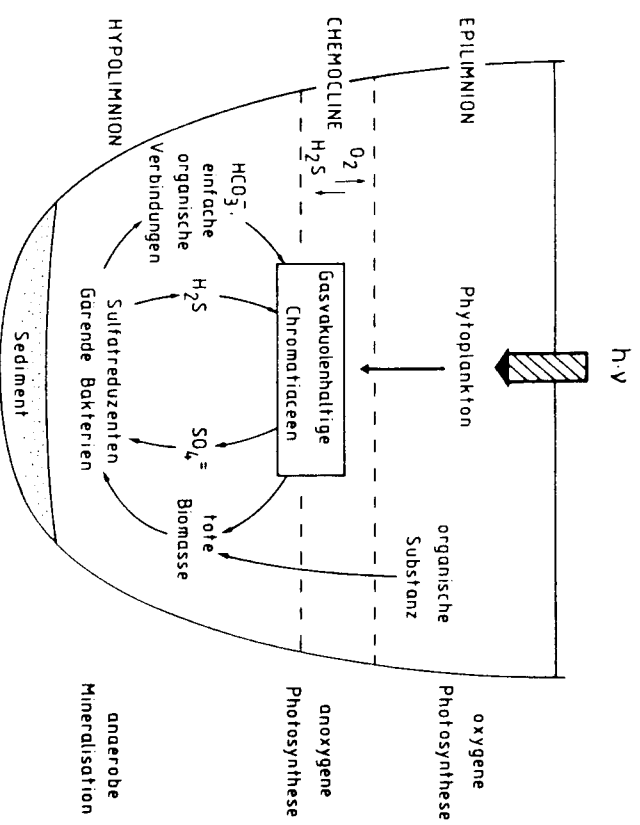


Abb. 4: Isoplethendarstellung des Sauerstoffgehaltes im Schleensee 1986.

2.4. Der Schleensee als Standort anaerober phototropher Bakterien

Mit dem Hochsteigen des anaeroben Hypolimnions, also mit der Bildung von Schwefelwasserstoff und dessen Diffusion in die überlagernden Wasserschichten, werden die Lebensbedingungen für eine Bakteriengruppe geschaffen, die im Schleensee von bedeutender Rolle ist. Schwefelwasserstoff dient, analog dem Wasser bei grünen Pflanzen und Algen, als Elektronendonator für die Photosynthese der anaeroben phototrophen Schwefelbakterien. Diese Bakterien setzen während der

Photosynthese keinen Sauerstoff frei, sondern sind im Gegenteil durch Sauerstoff im Wachstum gehemmt. Sie oxidieren den von den Sulfat-reduzierern gebildeten Schwefelwasserstoff wieder zu Sulfat (Schema 3) und fixieren gleichzeitig Kohlendioxid und einfache organische Verbindungen. Aufgrund ihrer fakultativ autotrophen Lebensweise werden sie den Produzenten im See zugeordnet.



Schema 3: Umsatz von Kohlenstoff- und Schwefelverbindungen im Hypolimnion eines stratifizierten Sees.

Phototrophe Bakterien benötigen neben Schwefelwasserstoff Licht als Energiequelle. Die Lichtintensität nimmt mit zunehmender Tiefe des Sees ab (siehe Abb. 2), gleichzeitig steigt die Schwefelwasserstoffkonzentration zum Sediment hin. Der günstigste Standort für anaerobe phototrophe Bakterien ist daher die Chemocline: Hier steht, bei gleich-

zeitiger Anwesenheit von Schwefelwasserstoff, maximal Licht zur Verfügung. Tatsächlich belegen Messungen von Bacteriochlorophyll *a*, des Markerpigments anaerober phototropher Bakterien, daß sich die phototrophen Bakterien im Schleinsee bevorzugt an der Chemocline aufhalten (Abb. 5). Daneben sind sie jedoch auch in tieferen Schichten des Hypolimnions zu finden.

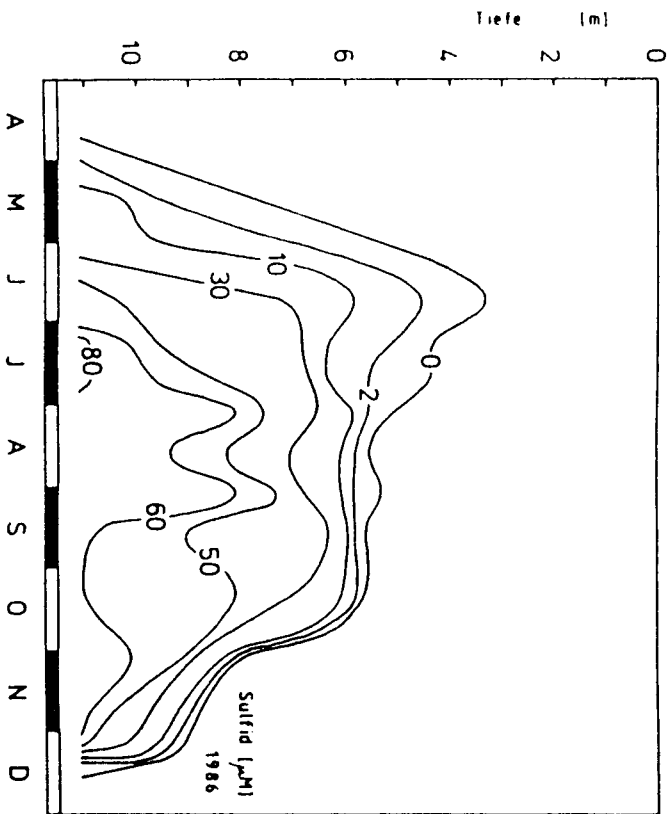


Abb. 5: Schwefelwasserstoffgehalt im Schleinsee 1986.

Kennzeichnend für den Schleinsee ist die Dominanz eines anaeroben phototrophen Bakteriums, das, wie Laborexperimente mit Reinkulturen dieses Bakteriums zeigen, an die extrem niedrigen Lichtintensitäten an der Chemocline und im Hypolimnion des Schleinsees angepaßt zu sein scheint. Dieses Bakterium, *Thiopedia rosea*, gehört zu den phototro-

phen Schwefelpurpurbakterien und besitzt neben Bacteriochlorophyll *a* das rotgefärbte Carotinoid Okenon. Mit Hilfe dieses zusätzlichen Pigments absorbiert es sehr effektiv jenen Grünanteil des Lichts, der noch in die tieferen Wasserschichten des Schleinsees eindringt.

2.5. Zonierung des Schwefelumsatzes im Hypolimnion des Schleinsees

Der Umsatz von Schwefelverbindungen kann als Maß für die Aktivität der an diesen Prozessen beteiligten Bakteriengruppen dienen. So

Tab. 1: Raten des Schwefelwasserstoff- und Sulfatumsatzes im Hypolimnion des Schleinsees während der Sommerstagnation

	Methode	Netto- H ₂ S-Umsatz (µmol/l*d)	Netto- Sulfat-Umsatz (µmol/l*d)
Chemocline (5,5-6,5 m) beleuchtet dunkel	I	-0,22	+0,39
	III	n.b.	+7,3
	III	n.b.	+4,9
7-9 m	I	+0,14	-0,23
Grenzschicht Wasser/ Sediment (11 m)	I	0,0	0,0
	II	+2,8	-5,0
	III	n.b.	-19,0

- + Netto-Bildung
- Netto-Verbrauch
- n.b. nicht bestimmt
- I Ermittelt aus den 2. Ableitungen der Konzentrations-Tiefen-Profile (2. Fick'sches Diffusionsgesetz)
- II Ermittelt aus den Konzentrationsänderungen im Jahresverlauf
- III Ermittelt als in situ-Umsatzraten während der Inkubation von Standortproben unter Standortbedingungen

kann einmal der Verbrauch von Schwefelwasserstoff durch anaerobe phototrophe Bakterien und zum anderen seine Bereitstellung durch Sulfatreduzierer lokalisiert werden. In Tab. 1 sind die Nettoumsätze von Sulfat im Schleinese aufgeführt.

In der Chemocline, der Schicht der Blüte der phototrophen Bakterien, erfolgt insgesamt eine Nettobildung von Sulfat. Schwefelwasserstoff wird offensichtlich in größerem Umfang verbraucht, als er durch Bildung und Diffusion nachgeliefert werden kann. Dieser Befund deutet auf eine Limitierung des Wachstums phototropher Bakterien durch den Elektronendonator Schwefelwasserstoff hin. Der Dunkelwert gibt die Sulfatbildung durch chemotrophe Prozesse an (= Oxidation von Schwefelwasserstoff zu Sulfat mit Sauerstoff). Viele phototrophe Bakterien können diese Reaktion im Dunkeln ausführen. Der Hellwert ist dann die Summe aus chemotropher plus phototropher Sulfatbildung, hier geht also auch der Verbrauch von Schwefelwasserstoff durch die anaerobe Photosynthese ein.

In der Grenzschicht zwischen Wasser und Sediment wird dagegen netto Schwefelwasserstoff produziert bzw. Sulfat reduziert. Der hier gebildete Schwefelwasserstoff deutet auf die Anwesenheit sulfatreduzierender Bakterien hin und diffundiert dann ins Hypolimnion bis zum Ort seines maximalen Verbrauchs, also bis zur Chemocline.

3. Schlussbetrachtung

Zusammenfassend läßt sich erkennen, daß das Vorkommen und die Aktivität von Bakterien, die ohne Sauerstoff leben, die Ausbildung eines formreichen Lebensraumes im Hypolimnion des Schleinesees ermöglichen. Neben der Mineralisierung organischer Substanz durch gärende Bakterien, Sulfatreduzierer und Methanbakterien, also der Rückführung komplexer organischer Verbindungen zu einfachen Nährstoffen, die auch wieder von den Organismen des Epilimnions genutzt werden können, findet im Hypolimnion auch die Produktion organischer Substanz aus Kohlendioxid statt. Diesen Produzenten, den anaeroben phototrophen Bakterien, kommen zwei wichtige Aufgaben zu. Einmal dienen sie wiederum als Nahrung für Zooplankter - *Thiopedia rosea* wurde im Schleinese als Futterorganismus des anaeroben Ciliaten *Plagiopyla*

nasuta gefunden - und bilden so ein Glied der Nahrungskette im See. Zum anderen übernehmen sie die wichtige Funktion des Entgifters, indem sie den für aerobe Organismen toxischen Schwefelwasserstoff an der Übergangzone zwischen Epi- und Hypolimnion zu Sulfat oxidieren und so den Schwefelkreislauf im Hypolimnion schließen.

4. Literatur

Einsele, W., Vetter, H. (1938): Untersuchungen über die Entwicklung der physikalischen und chemischen Verhältnisse im Jahreszyklus in einem mäßig eutrophen See (Schleinese bei Langenargen). *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 36: 286-324

Dr. B. Eichler
Fakultät für Biologie
Universität Konstanz
Universitätsstr. 10
7750 Konstanz

Dynamik flüchtiger organischer Stoffe im Schleinsee

Justus Henatsch¹ und Friedrich Jüttner²

¹ Institut Fresenius, Taunustein-Neuhof

² Max-Planck-Institut für Limnologie, Abt. Ökophysiologie, Plön

1. Einleitung

Der Schleinsee gehört wie der Degersee, Ilmensee, Mindelsee, Ruschweilersee zu den diholomiktischen Seen in Oberschwaben, die in der Zeit von Frühsommer bis zur herbstlichen Vollzirkulation regelmäßig ein anaerobes Hypolimnion bilden. Aufgrund der geographischen Nähe zum Institut für Seenforschung und Fischereiwesen Langenargen, vor dem Krieg der Kaiser-Wilhelm-Gesellschaft zugehörig, wurde am Schleinsee seit über 50 Jahren limnologische Forschung betrieben. Auf diese umfangreichen Daten zurückgreifen zu können, war mit ein Grund, den Schleinsee auch für diese Studie auszuwählen, die in den Jahren 1984 bis 1986 durchgeführt wurde.

Die Untersuchung speziell auf die flüchtigen organischen Substanzen zu lenken, hatte verschiedene Gründe. Zum einen stehen für solche Stoffe empfindliche und praktikable Meßverfahren bereit, zum anderen konnten in dieser Stoffgruppe bereits Vertreter nachgewiesen werden, die für Organismen des Phytoplanktons artspezifisch sind und so im Verlauf der jahreszeitlichen Entwicklung ein dynamisches Verhalten erwarten ließen. Bislang war nicht bekannt, wie derartige Stoffe, die teils auch physiologisch aktiv sind, sich im geschichteten See verhalten würden.

Besonders gilt dies für flüchtige organische Schwefelverbindungen, die schon in Spurenkonzentrationen auf die Rohwasserqualität großen Einfluß haben und als Abbauprodukte von organischer Substanz im anaeroben Hypolimnion zu erwarten waren. Ihr Schicksal während der Zirkulation wurde bislang nicht untersucht.

2. Beprobung und Nachweismethoden

2.1. Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen

Im ersten Untersuchungsjahr (1984) wurde in 3-wöchigen Abständen beprobt, um die Entwicklung des Phytoplanktons und die daran gekoppelte Dynamik der biogenen, flüchtigen Stoffe zu erfassen. Im zweiten Jahr wurden Proben in größeren Zeitabständen genommen, um Befunde des Vorjahres zu überprüfen und um ein analytisches Verfahren für Methylmercaptan und andere leichtflüchtige Schwefelverbindungen zu entwickeln. Im Jahr 1986 wurden dann mit diesem Verfahren von Juli bis Dezember vertikale Profilanalysen von Methylmercaptan und anderen Schwefelverbindungen durchgeführt.

2.2. Entnahme von Proben aus dem vertikalen Profil

Proben wurde von einem Boot in Secmitte entnommen. Das Probenwasser wurde durch Glasrohre aus den unterschiedlichen Tiefen direkt in die Probenflaschen gepumpt. Die Glasrohre (Länge 1 und 0,5 m) waren über bewegliche Kugelschiffe miteinander verbunden. Eine elektrische Tauchpumpe (12 V), die am Bootstrand dicht unter der Wasseroberfläche angebracht war, förderte die Proben mit 5 l/min.

2.3. Bestimmung allgemeiner Wasserparameter

Folgende Parameter wurden nach den Deutschen Einheitsverfahren (Fachgruppe Wasserchemie, Normenausschuß Wasserchemie, 1985) be-

stimmt: o-Phosphat, Gesamtphosphat, Ammonium, Nitrat, Nitrit, Eisen und Mangan.

Sulfid wurde nach Cline (1969) und Ingvörsen (1979), Protein nach Schaffner und Weismann (1973) bestimmt, Chlorophyll a, Carotin und Bacteriochlorophyll nach Extinktionsmessung der Methanolextrakte anhand spezifischer Extinktions-Koeffizienten (Clayton 1963). Sauerstoff wurde mit der Clark-Elektrode vor Ort im strömenden Wasser gemessen.

2.4. Gaschromatographische Messungen flüchtiger organischer Stoffe

Die flüchtigen organischen Stoffe wurden durch ein Closed-Loop-Stripping Verfahren aus 10 l-Proben mit Tenax als Adsorbens angereichert. Durch thermische Desorption wurden die Stoffe zur gaschromatographischen Analyse auf Kapillarsäulen übertragen (Jüttner 1984). Leichtflüchtige organische Schwefelverbindungen wie Methylmercaptan konnten durch Cryotrapping (Tenaxröhrchen mit Trockeneis gekühlt) bestimmt werden (Henatsch und Jüttner 1988). GC-Retentionszeitenvergleich (Flammenionisationsdetektor = FID) und Gaschromatographie/Massenspektrometrie (GC/MS) -Messungen ergaben die Identität der Substanzen. Für die Schwefelverbindungen stand ein schwefelselektiver, flammenphotometrischer Detektor zur Verfügung.

3. Entwicklung und Situation des Schleensees

3.1. Hydrographische Daten

Der Schleensee, ein glazialer Drumlinsee, wurde erstmals von Einsele und Vetter (1938) genau beschrieben:

Höhe:	475 m ü. NN	Volumen:	953600 m ³
Fläche:	14,9 ha	Länge:	etwa 700 m
Uferlänge:	1,7 km	Breite:	etwa 250 m
GröÙe Tiefe:	11,6 m	Mitlere Tiefe:	6,4 m

Ausgehend von Tiefenlotungen über die gesamte Seefläche wurden von Einsele (1941) für die einzelnen Metersegmente die jeweiligen Volumina errechnet. Diese wurden in den vorliegenden Untersuchungen verwendet, um Absolutmengen eines Stoffes im See insgesamt oder in Teilbereichen anzugeben. Der Schleinsee verfügt über keine größeren Zu- und Abflüsse. Durch einen Graben fließen geringe Wassermengen ab, die durch Quellen im See wieder ausgeglichen werden.

3.2. Vorangegangene Schleinsee-Untersuchungen

Die Untersuchungen begannen 1934 und waren zumeist auf die Bedeutung einzelner Elemente im Nährstoffhaushalt ausgerichtet:

1934	Einsele (1936), Eisen und Phosphat
1935 - 1937	Einsele (1938), Eisen-Phosphat
1934 - 1935	Einsele und Vetter (1938), Chemische Parameter im Jahreszyklus
1935	Vetter (1937), Organismen
1937 - 1939	Einsele (1941), Phosphatdüngerversuch
1938	Nümann (1941), Stickstoffhaushalt
1960 - 1961	Elster und Motsch (1966), Organismen, Primärproduktion, Vergleich mit anderen Seen

3.3. Entwicklung des anaeroben Hypolimnions seit 1935

Sauerstoffgehalt und Organismenbesiedlung des Hypolimnions zeigen die Trophie eines geschichteten Sees in empfindlicher Weise an. Aus den früheren Untersuchungen des Schleinsees geht hervor, daß schon 1935 die untersten Wasserschichten während der warmen Jahreszeit für drei Monate unter Anaerobie standen (Vetter 1937). Thiopedia rosea wurde 1935 unterhalb von 9 m zusammen mit anderen Schwefelbakterien wie Macromonas bipunctata, Thiodictyon elegans und Lamprocysts persicina von Juni bis Oktober mit maximal 20000 Individuen/ml nachgewiesen (Vetter 1937).

Die 1935 im Herbst gemessenen Ammonium-Konzentrationen in der grundnahen Schicht schwankten um 3 mg/l, was zwar klar unter den Werten von 1984 und 1985 liegt (Maximum von 5,76 mg/l am 24.10.84 in 10 m), aber bereits auf eine gewisse Eutrophierung hinweist, die mit Belastungen häuslicher und landwirtschaftlicher Herkunft erklärbar ist.

Die in den Anfangsuntersuchungen der dreißiger Jahre gemessenen Konzentrationen für Eisen und Phosphat (1-2 µg/l, bzw. 0,2-0,3 µg/l in 10 m im Oktober 1934) lagen weit unter den heutigen Werten (Eisen 160 µg/l, Phosphat 462 µg/l, jeweils in 10 m am 14.10.85). Der Gesamtphosphorgehalt des Sees war damals also wesentlich niedriger als heute. Der Anstieg wird einerseits mit einem anhaltenden Phosphatzu- strom durch Abwässer zu erklären sein, andererseits wurde im Rahmen einer wissenschaftlichen Studie von 1937 bis 1939 ein künstlicher Phosphatzusatz von insgesamt 1600 kg Superphosphat vorgenommen, um die "Umsetzung und Rückwirkung von anorganischem Phosphat auf den Gesamthaushalt" zu untersuchen (Einsele 1941). Mit diesem Versuch wurde die Schlüsselrolle des Phosphats bei der Eutrophierung in einem in-situ-Versuch bewiesen. Nach kleineren "Vorrversuchen" im Sommer 1937 mit nur 175 kg Superphosphat (= 14 kg PO₄) wurden im Jahr 1938 dem See weitere 1425 kg Superphosphat (= 128 kg PO₄) zugesetzt. Innerhalb weniger Wochen war das rechnerische "Phosphat-Soll" von 100 µg/l "verschunden". Vom 1.8. bis 15.8.1938 stieg die Anaerobie von 10 auf 6 m an und erreichte eine zuvor nie dagewesene Ausdehnung auf das gesamte Hypolimnion.

Nach den Beobachtungen der vorliegenden Untersuchung (1984 bis 86) ist festzustellen, daß sich im Sommer die Anaerobie nach wie vor über das gesamte Hypolimnion erstreckt, obwohl die Landwirtschaft als Eutrophierungseinfluß inzwischen ausgeschaltet wurde.

3.4. Plankton sukzession in den Beobachtungsjahren 1984 und 1985

Das hohe Nährstoffangebot, das der See in seinem jetzigen Zustand nach Vollzirkulation dem Plankton bereitstellt, führt bereits im Frühjahr zu Algenblüten.

Zu Beginn unserer Untersuchungen im März 1984 hatte sich eine dichte Population einer Grünalge (*Micractinium spec.*) entwickelt, obwohl die Eisdecke noch geschlossen war. So befand sich bei dem "Frühjahrsmaximum 1984" mit 1050 kg eine Proteinmenge im See, die im weiteren jahreszeitlichen Verlauf nie wieder erreicht wurde.

Im Mai 1984 sanken die Chlorophyll-Konzentrationen auf 15 % des Maximums vom März. Im Epilimnion befanden sich dabei vorwiegend fädige Cyanobakterien (*Oscillatoria*).

Ende Mai 1984 erschien im Metalimnion *Thiopedia rosea*. Zunächst betrug die Werte für Bacteriochlorophyll A 10 µg/l, später (13.9.) wurden 48 µg/l erreicht, was einer dichten *Thiopedia*-Platte in 6 m Tiefe mit rot gefärbtem Wasser entsprach.

Ein Höhepunkt in der Organismen-Entwicklung von 1984 wurde am 12.7. nach einer längeren Schönwetterperiode erreicht, als eine dichte Population von Flagellaten und *Oscillatorien* sich scharf bei 6 m im Metalimnion zonierte.

Im August 1984 ereignete sich im Epilimnion eine Massenentwicklung von wurzelförmigen Kolonien eines Vertreters der Gruppe *Nocardia*/Arthrobaacter, die sich in abgeschwächter Form in den folgenden Jahren wiederholte.

Im Oktober 1984 trat im Epilimnion *Asterionella formosa* mit Chlorophyllwerten um 10 µg/l auf, was in den folgenden Jahren nicht wieder festgestellt werden konnte.

Im Untersuchungszeitraum von 1984 bis 1985 wurden die Bakterienzellen von H. Güde (Institut für Seenforschung und Fischereiwesen, Langenargen) nach einer an Bodenseewasser bewährten Methodik (Güde et al. 1985) quantitativ erfaßt und die Zählergebnisse dankenswerterweise für diese Arbeit zur Verfügung gestellt. Demnach bewegte sich 1984 die Anzahl der Bakterien zwischen 4×10^6 und 19×10^6 Zellen/ml. Die räumlich-zeitliche Verteilung der Bakterienzahlen zeigte dabei geringe Maxima im Epilimnion (Juni/Juli) und im Hypolimnion (Oktober/November).

Das Phytoplanktonmaximum am 12.7.84 im Metalimnion wies keine erhöhte Bakterien-Konzentration auf. Die jahreszeitliche Dynamik der Bakterien-Population im Schleensee ging nicht konform mit der Phytoplankton-Entwicklung, wie dies an anderen Seen beobachtet wurde (Overbeck 1965).

4. Flüchtige organische Stoffe mit Konzentrationsmaxima im anaeroben Hypolimnion: Geosmin, Toluol, Methylmercaptan.

4.1. Geosmin

4.1.1. Vorbemerkungen

Geosmin, ein Sesquiterpen (Gerber 1968), verursacht im Wasser bei einem Schwellenwert von nur 15 ng/l einen "erdig-modrigen" Geruch und Geschmack (Persson 1980). So sind in Trinkwasserspeichern Organismen, die Geosmin produzieren, äußerst unerwünscht.

Cyanobakterien sind mit benthischen (Tabachek und Yurkowski 1976) und planktischen Formen (Füttner 1984) für die Produktion von Geosmin im Wasser verantwortlich. Actinomyceten, die zur Entdeckung des Geosmin geführt haben (Gerber und Lechevalier 1965), treten in Gewässern selten auf (Wood et al. 1983) und werden normalerweise als allochthone Einschwemmung der umgebenden Böden betrachtet. Die Bedeutung von Myxobakterien (Trowitzsch et al. 1981) und Pilzen im Wasser (Kikuchi et al. 1973, Lechevalier 1974), die ebenfalls Geosmin produzieren können, ist bisher unbekannt.

Fische nehmen durch die Kiemen den Modergeschmack des Geosmins in ihr Fleisch auf und sind dadurch kaum genießbar. Erst nach längerem Hältern in sauberem Wasser verliert sich der Geschmack wieder, der bei Fischen aus Teichintensivhaltung stets auftritt und auch durch 2-Methylisoborneol verursacht werden kann. Letztere Verbindung konnte jedoch im Schleensee nicht festgestellt werden.

4.1.2. Jahreszeitliches Auftreten im vertikalen Profil

Die vertikalen Konzentrationsprofile des Geosmins von 1984 (Abb. 1), die sich in den folgenden Jahren beständigen ließen, zeigten zunächst niedrige Werte zu Beginn der jahreszeitlichen Entwicklung des Phytoplanktons. Im weiteren Verlauf stiegen die Geosmin-Konzentrationen im Epilimnion kontinuierlich an. Im Juli war mit 190 ng/l ein Maximum festzustellen, was ausreicht, um den Fischen einen deutlichen Modergeschmack zu geben. Zu diesem Zeitpunkt war im Epilimnion nur wenig

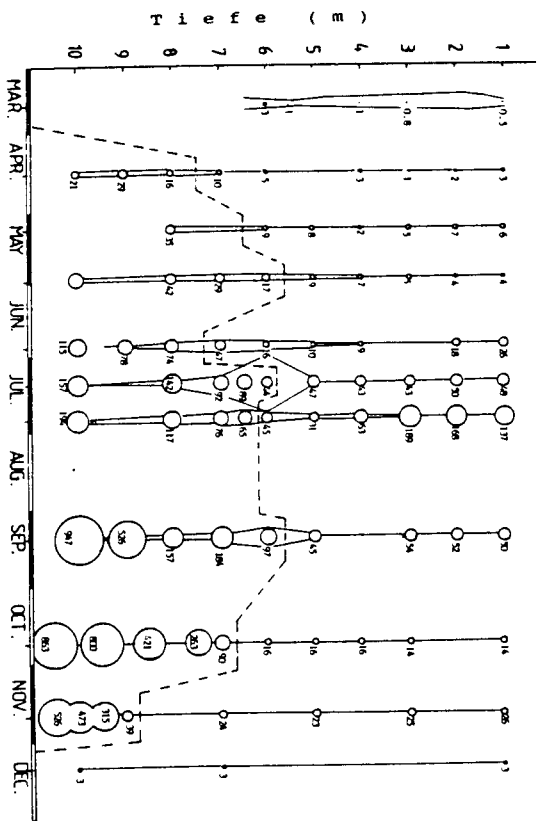


Abb. 1: Vertikale Konzentrationsprofile des Geosmins im Jahr 1984. Die Geosmin-Konzentrationen sind als Kreisflächen dargestellt; die jeweiligen Zahlen geben die Konzentrationen in ng/l an. Die vertikal eingezeichneten Strichsäulen kennzeichnen die Konzentrationen des Chlorophyll a, wobei das Maximum in 6 m Tiefe am 12.7.84 einer Konzentration von 600 µg/l entspricht. Die gestrichelte Linie markiert die Obergrenze des obersten Hypolimnions.

Phytoplankton vorhanden, jedoch eine deutliche Population wurzelförmiger Kolonien eines Actinomyzeten der Gruppe Nocardiä/Arthrobaacter, die auch in den folgenden Jahren wieder auftrat, aber weniger auffällig war. Im Hypolimnion erreichte Geosmin im September 1984 eine maximale Konzentration von fast 1 µg/l, im Oktober 1985 nur 0,5 µg/l. Mit der Winterzirkulation fiel Geosmin auf Werte um 3 ng/l ab. Der Jahresgang des Geosmins in zeitlicher Übereinstimmung mit dem Vorkommen der Actinomyzeten wiederholte sich in den folgenden

Jahren. So ist an den Actinomyzeten als Produzenten des Geosmins im Schleinsee kaum zu zweifeln. Offen bleibt die Frage, ob das im Hypolimnion akkumulierte Geosmin dort selbst gebildet oder durch absinkende Actinomyzeten und sonstigen Detritus dorthin verfrachtet wurde. Der zeitliche Verlauf der Geosmingesamtmengen (Abb. 2) schließt diese Möglichkeit ein, denn die im Hypolimnion vorhandene Geosminmenge entspricht der des Epilimnions zu dem früheren Zeitpunkt.

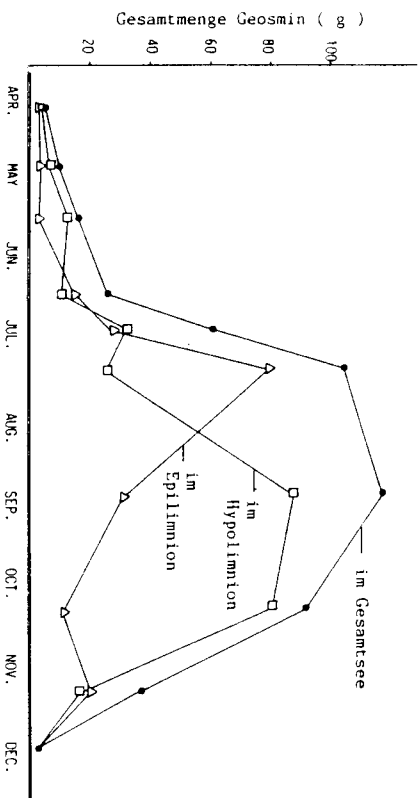


Abb. 2: Jahresgang der Geosmin-Gesamtmengen (g) im Schleinsee für das Jahr 1984, errechnet aus den Geosmin-Konzentrationen von Abb. 1 unter Berücksichtigung des Volumens der jeweiligen Wasserschicht.

Eine sedimenthaltige Probe aus 11 m Tiefe (Abb. 3) enthielt mit 60 ng/l Geosmin nur 10 % der Menge der darüberliegenden Wasserschicht (526 ng/l). Eine Diffusion aus dem Sediment in die unteren Wasserschichten findet demnach nicht statt. Die Frage, ob Geosmin auch unter reduzierenden Bedingungen gebildet wird, kann durch Vergleich mit anderen geschichteten Seen geklärt werden. Sicher ist nach den Beobachtungen am Schleinsee, daß unter anaeroben Bedingungen Geosmin Konzentrationen erreichen kann, die weit über dem sensorischen

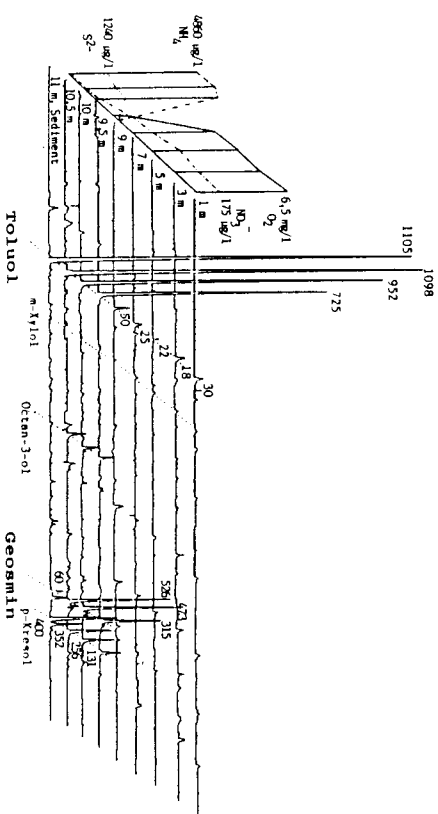


Abb. 3: Auftreten von Geosmin und andere flüchtige organische Komponenten im vertikalen Profil einschließlich Sediment (22.11.84). Die Flammenionisationsdetektor (FID) -Spuren der detektierten Stoffe sind in der Reihenfolge der in m angegebenen Entnahmetiefen vertikal dargestellt. Die unterste Spur stellt eine Probe der oberen Sedimentschicht dar (Länge des Entnahmehohrs 11 m). Die GC-Trennung erfolgte auf einer 50 m Glas-Kapillarsäule (UCON 50 HB 5100). Die Zahlen neben den Peaks geben die Konzentration von Geosmin, sowie von Toluol, Octan-3-ol und p-Kresol in ng/l an. Die Konzentrationen von Sauerstoff, Nitrat, Ammonium und Sulfid im vertikalen Profil sind seitlich als perspektivisches Diagramm dargestellt.

Schwellenwert und über sonst beobachteten Konzentrationen liegen.

Im Verlauf der Durchmischung des geschichteten Sees im Herbst sanken die Geosminwerte im Epilimnion auf ein sehr niedriges Niveau ab. Wie der Verlauf der errechneten Mengen für den Gesamtsee zeigen (Abb. 2), fand ein Abbau und keine Verdünnung statt. Hätte sich das im Hypolimnion akkumulierte Geosmin bei der Zirkulation unverändert im gesamten Wasserkörper verteilt, wären Konzentrationen von etwa 100

ng/l zu messen gewesen. Die tatsächliche Konzentration betrug jedoch nur 2,7 ng/l. So zeigte Geosmin unter aeroben Bedingungen eine schnelle Eliminierung.

4.2. Toluol

4.2.1. Alkylbenzole als anthropogene Schadstoffe

Toluol kommt zusammen mit weiteren alkylierten Benzolen aus anthropogenen Quellen ubiquitär in der Biosphäre vor. Die Toluol-Konzentrationen bewegen sich dabei in der gleichen Größenordnung wie die des Äthylbenzols, der Xylole und Isomere des Äthyltoluols. Auch Luft enthält als aromatische Verbindung Toluol (Lommann et al. 1978, Nelson und Quigley 1982). Erhebliche Toluolmengen werden durch Öle, Abgase von Kraftfahrzeugen und andere Verbrennungsprozesse in die Umwelt abgegeben.

4.2.2. Jahreszeitliches Auftreten im vertikalen Profil

Zu Beginn der jahreszeitlichen Phytoplankton-Entwicklung wurden im vertikalen Profil unter aeroben Verhältnissen (Abb. 4) niedrige Toluol-Konzentrationen um 10 ng/l gemessen, was für ein unbelastetes Gewässer dieser Region üblich ist. Im Sommer schließlich stiegen die Toluol-Konzentrationen im Hypolimnion fortlaufend an, während sie sich im Epilimnion nur verdoppelten. Im Herbst steigerten sich die Toluol-Konzentrationen in den anaeroben Schichten auf 1,5 µg/l (24.10.84, 10 m). Eine sedimenthaltige Probe (11 m, 22.11.84) zeigte Toluol in gleicher Konzentration wie die darüberliegende Wasserschicht. Zu diesem Zeitpunkt wurden in 10 m Tiefe auch Spitzenwerte von Ammonium (5,4 mg/l) erreicht. Der Anstieg des Toluols im anaeroben Hypolimnion konnte in den folgenden Jahren bestätigt werden.

Die im Winter einsetzende Zirkulation bewirkte nicht, daß im nun einheitlichen Wasserkörper erhöhte Toluol-Konzentrationen auftraten; als Folge einer Einmischung des im Hypolimnion akkumulierten Toluols wäre dieses theoretisch möglich gewesen. Der zeitliche Verlauf

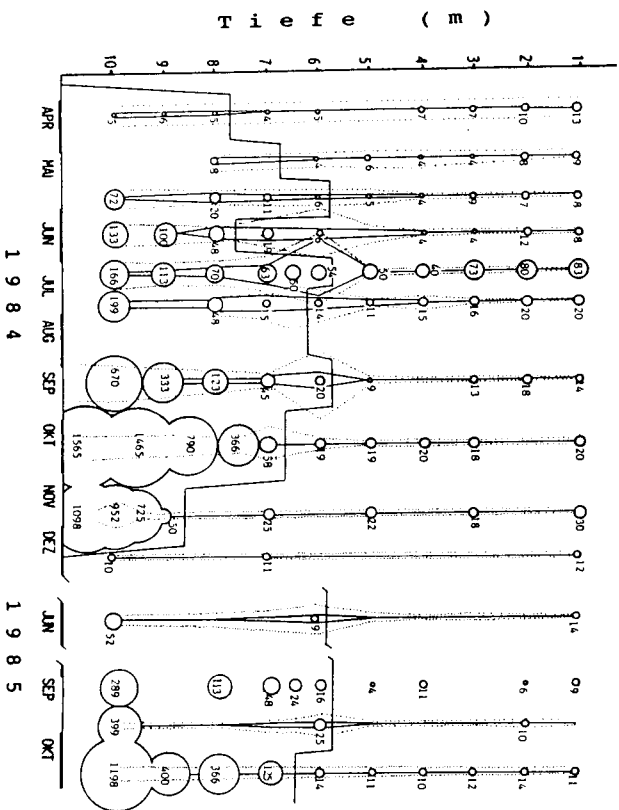


Abb. 4: Vertikale Konzentrationsprofile des Toluols von 1984 und 1985. Die Konzentrationswerte sind als Kreisflächen dargestellt. Die Zahlen geben die Konzentrationen in ng/l an. Die Strichsäulen entsprechen den Konzentrationen des Chlorophyll a mit einem Maximum von 600 µg/l im Juli 1984 in einer Tiefe von 6 m. Die gepunkteten Säulen geben die Konzentrationen des partikulären Proteins an, mit einem Maximum von 2300 µg/l im September 1984 in 6 m Tiefe. Die Stufenlinie markiert die Obergrenze des anaeroben Hypolimnions.

des insgesamt im See vorhandenen Toluols (Abb. 5) macht deutlich, daß eine rasche Eliminierung erfolgt sein muß (10-30 ng/l/h); ähnliches wurde in marinen Wasserschichten (Button und Robertson 1986) nachgewiesen.

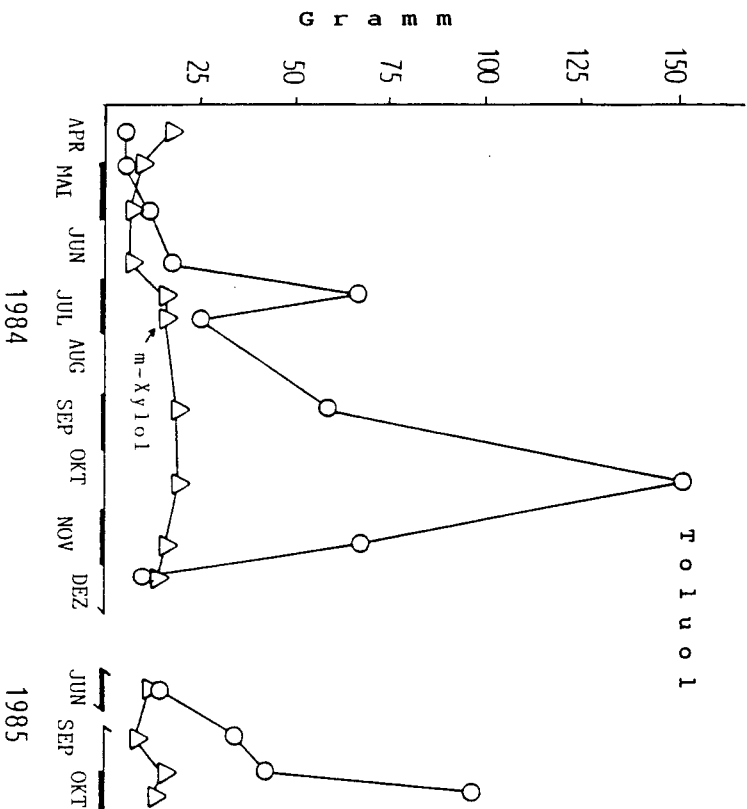


Abb. 5: Jahresdynamik der Gesamtmengen von Toluol und m-Xylol von 1984 und 1985, errechnet aus den Konzentrationen und den Volumina der einzelnen Wasser-Schichten (Einsle 1941).

4.2.3. Mögliche Toluol-Quellen

Sollte Toluol als anthropogene Verunreinigung (Öle, Lösungsmittel, Abgase von Verbrennungsmotoren) in den See gelangt sein, wäre dieses an gleichlaufenden Ganglinien anderer Aromate (Xylole, Äthyltoluole, Äthylbenzol) zu erkennen gewesen. Die Konzentrationen dieser Verbindungen zeigten im Verlauf des Jahres jedoch keine wesentliche Veränderungen.

Toluol als biogenes Produkt zu betrachten, mag zunächst abwegig erscheinen, doch ist bekannt, daß marine Sedimente neben verschiedenen aliphatischen Kohlenwasserstoffen auch Toluol enthalten, für das Anaerobier als Produzenten angenommen wurden (Hunt et al. 1980). In anaeroben Bakterienkulturen konnte Toluol als Stoffwechselprodukt nachgewiesen werden, wenn β -Carotin als Substrat zugesetzt worden war. Allerdings waren die Bildungsraten außerordentlich niedrig.

Als biogene Entstehung eher wahrscheinlich ist ein Abbauweg, der sich bei *Clostridium acrofoetidum* finden ließ. Toluol wurde dabei unter anaeroben Bedingungen in guter Ausbeute aus Phenylalanin erhalten (Pons et al. 1984). Dieser Weg konnte eindeutig durch markiertes Phenylalanin als Substrat nachgewiesen werden. Nimmt man für planktisches Protein einen Phenylalanin-Anteil von 4,8 % an (Boyd 1973), so wäre zwischen September und Oktober im Schleinsee 8,4 kg Phenylalanin abgebaut worden. Für Phenylalanin als Vorstufe des Toluols spricht, daß im anaeroben Hypolimnion in gleicher Verteilung wie Toluol auch p-Kresol auftrat (Abb. 3), ein Stoff, der mit Gewißheit dem anaeroben Proteinmetabolismus zugeordnet werden kann. Es ist bekannt, daß Laborkulturen von Clostridien und Lactobacillen Tyrosin unter Bildung von p-Kresol umsetzen (Elsden et al. 1976, Yokoyama und Carlson 1981).

Der Proteinabbau unter Bildung von Toluol reicht offensichtlich auch in die oberen Sedimentschichten hinein. Denn die sedimenthaltige Probe (22.11.84, Abb. 3) enthielt etwa gleichviel Toluol und p-Kresol wie die darüberliegende Wasserschicht. Geosmin und Octan-3-ol dagegen waren im Sediment in deutlich geringeren Mengen vorhanden. Die hohen Konzentrationen von Toluol und p-Kresol im Sediment deuten an, daß auch bereits sedimentierter Detritus noch als Substrat zur Bildung sekundärer Metabolite aus Aminosäuren dient. In der Schluphase des anaeroben Hypolimnions (Oktober, November 1984) stieg die Bakterienzahl von 10×10^6 auf 15×10^6 Zellen/ml (H. Güde, persönliche Mitteilung) an; doch inwieweit dieses für die Toluolbildung mitverantwortlich gemacht werden kann, bleibt offen.

4.2.4. Zeitliche Beziehung der Toluol-Bildung zu derjenigen anderer Stoffe des anaeroben Hypolimnions

Die Maximal-Konzentrationen der charakteristischen Stoffe im anaeroben Hypolimnion, anorganisch wie organisch, lagen stets in der untersten grundnahen Wasserschicht, traten aber nicht gleichzeitig, sondern in einer zeitlichen Abfolge auf (Tab. 1, Abb. 6).

Tab. 1: Zeitliche Abfolge und maximale Konzentrationen charakteristischer Stoffe in der grundnahen Wasserschicht.

	Zeitpunkt des 10 m Maximums	Konzentration in 10 m Tiefe
Octan-3-ol	12.07.	100 ng/l
S ₂	12.07.	2 mg/l
Geosmin	13.09.	950 ng/l
Toluol	24.10.	1565 ng/l
p-Kresol	24.10.	480 ng/l
NH ₄ ⁺	24.10.	4 mg/l

Auch der Verlauf der 10 m-Konzentrationen von Protein, Ammonium und Sulfid zeigte 1984 eine klare zeitliche Trennung der Maxima der beiden Ionen bei vergleichsweise wenig variiertter Konzentration des Proteins. Die höchste Toluol-Konzentration in 10 m Tiefe trat im Oktober zeitlich mit dem Höhepunkt der NH₄⁺-Konzentration zusammen.

Ob aus der zeitlichen Folge der Maxima auf eine Sukzession in der Bakterienbesiedlung des anaeroben Hypolimnions geschlossen werden kann, oder ob innerhalb eines gleichbleibenden Konsortiums bei verändertem Substratangebot nur physiologische Eigenschaften zeitlich variiert werden, bleibt offen.

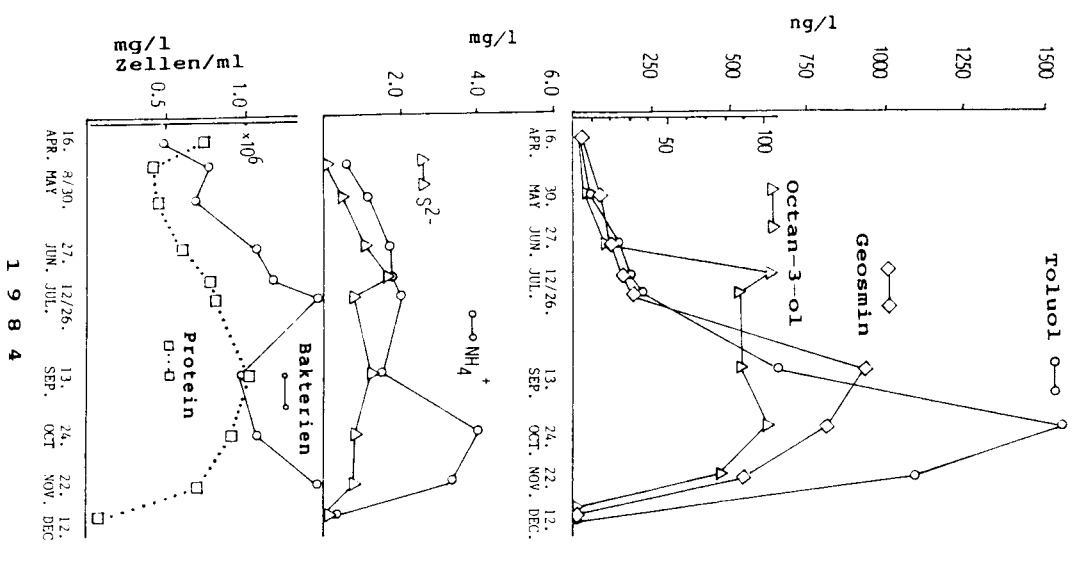


Abb. 6: Jahreszeitlicher Verlauf der Konzentrationen von Toluol, Geosmin, Octan-3-ol und anderer Parameter in 10 m Tiefe im Jahr 1984.

4.3. Methylmercaptan und andere Schwefelverbindungen

4.3.1 Allgemeine Bedeutung organischer Schwefelverbindungen

Flüchtige organische Schwefelverbindungen, vor allem Methylmercaptan und Methylsulfide, gehören zu den geruchsintensivsten biogenen Stoffen im Wasser und in der Luft. Sie entstehen aus schwefelhaltigen Aminosäuren beim anaeroben Abbau von Protein (Kadota und Ishida 1972). Seitdem empfindliche Meßtechniken zur Verfügung stehen, sind sie in eutrophen, organisch belasteten Süßwassersseen und daraus gewonnenem Trinkwasser regelmäßig nachweisbar geworden (Grob 1973, Grob 1974). In Trinkwasseranlagen ist das Vorkommen von organischen Schwefelverbindungen, besonders des Dimethyldisulfids (CH₃SSCH₃) und Dimethyltrisulfids (CH₃SSSCH₃), als Folge von Wiederverkeimung und Innenaufwuchs unerwünscht. In Abwasserkanälen tragen diese Stoffe indirekt zur Betonkorrosion bei (König 1980). Methylmercaptan (CH₃SH) tritt mit Dimethylsulfid (CH₃SCH₃), Schwefelkohlenstoff (CS₂) und Carbonylsulfid (COS) auch in Böden auf und trägt zum globalen Schwefelkreislauf bei (Sze und Ko 1979). Organische Schwefelverbindungen in geschichteten Seen wurden bislang kaum untersucht.

4.3.2 Jahreszeitliches Auftreten im vertikalen Profil

Die vertikalen Konzentrationsprofile der flüchtigen organischen Schwefelverbindungen lassen erkennen, daß sie schwerpunktmäßig im anaeroben Hypolimnion vorkommen. Im Epilimnion konnte nur Dimethyldisulfid in niedrigen Konzentrationen (unter 20 ng/l) nachgewiesen werden, zeitlich kaum variiert und vertikal gleichmäßig verteilt. Proben aus dem anaeroben Hypolimnion enthielten mit Maxima in der grundnahen Schicht in hohen Konzentrationen Methylmercaptan, in niedrigen Schwefelkohlenstoff, Dimethylsulfid, 3-Methylthiophen und 2-Methylthiophen, Thiopropionsäure-S-methylester und Dimethyltrisulfid. Dimethyldisulfid war im Hypolimnion nur in Spuren unter 10 ng/l nachweisbar.

Methylmercaptan erwies sich im Hypolimnion des Schleinsees als wichtigste flüchtige organische Schwefelverbindung (Abb. 7). Die

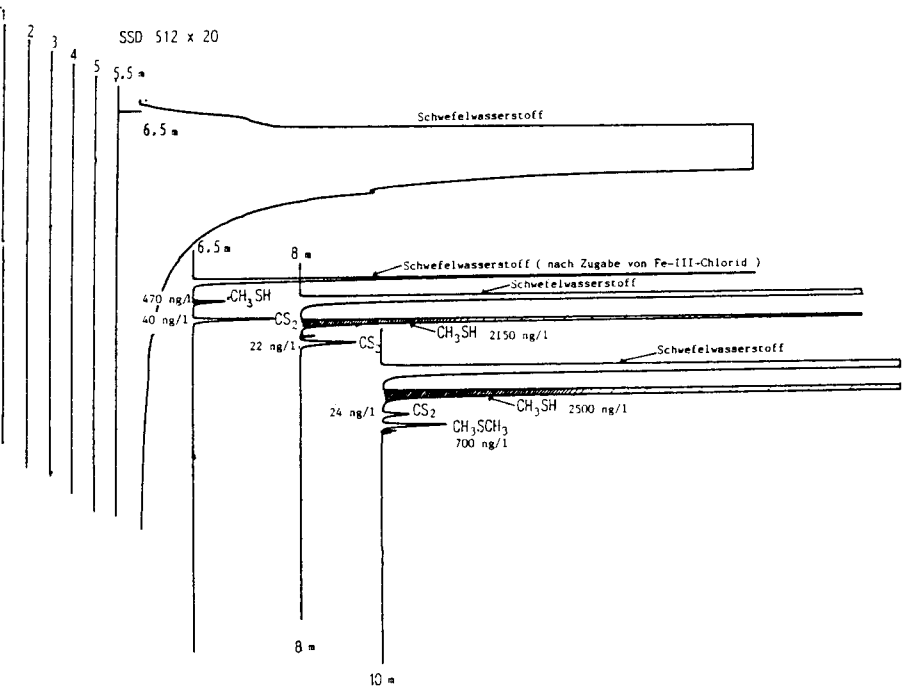


Abb. 7: Leichtflüchtige organische Schwefelverbindungen im vertikalen Profil (Schwefel-selektiver-Detektion, SSD), angereichert durch Tenax-Cytotrapping von 21 Proben, chromatographiert auf einer 25 m Glas-Kapillarsäule (UCON 50 HB5100). Die Probe aus 6,5 m Tiefe, zweifach dargestellt, zeigt einen überlagernden Schwefelwasserstoff-Peak, der durch Zugabe von $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ soweit vermindert wurde, daß Methylmercaptan, Schwefelkohlenstoff und Dimethylsulfid erkennbar wurden.

höchsten Konzentrationen wurden mit bis zu $3 \mu\text{g/l}$ (August 1985 und 86) stets in 10 m Tiefe erreicht. Dimethylsulfid zeigte zwar die gleiche Verteilung wie Methylmercaptan, jedoch betragen die Konzentrationen jeweils nur weniger als 20 % der des Methylmercaptans. In einem antarktischen See, der als dominierender Phytoplankton-Organismus Rhodomonas aufwies, war Dimethylsulfid als Hauptkomponente der organischen Schwefelverbindungen beschrieben worden (Deprez et al. 1986), es fehlten jedoch Hinweise auf Methylmercaptan.

Schwefelkohlenstoff erreichte im Hypolimnion verglichen mit dem Methylmercaptan nur geringe Konzentrationen (45 ng/l) in eher gleichmäßiger vertikaler Verteilung.

Die Methylthiophene und Dimethyltrisulfid, das eine besonders geruchsaktive Substanz mit einer Schwefelkonzentration von nur 10 ng/l (Wajon et al. 1985) darstellt, könnten auch artifiziell bei der Analyse besonders von Proben aus schwach reduzierten Wässern entstanden sein. Die Verquickung von biogenem und artifiziellem Ursprung führt dann zu paradoxen und schwer interpretierbaren Ergebnissen (Mantoura et al. 1982). Bei Proben mit stark reduzierendem Wasser ist die Gefahr geringer, weil die Aufarbeitung nicht zu einem Wechsel zu oxidierenden Bedingungen führt.

4.3.3. Beitrag zum Schwefelhaushalt des Sees

In geschichteten Seen sedimentiert mit dem Detritus und der Algenbiomasse kontinuierlich Protein ins anaerobe Hypolimnion, welches als Substrat nicht nur für die Bildung von Schwefelwasserstoff und Ammonium, sondern auch von organischen Schwefelverbindungen dient, die jedoch nur unter anaeroben Bedingungen dauerhaft gegenwärtig zu sein vermögen. Unter aeroben Bedingungen tritt nur Dimethylsulfid auf, wie für Böden (Banwart und Brenner 1975) und Meerwasser (Gschwend et al. 1982, Mantoura et al. 1982) bereits beschrieben.

Um den Beitrag des Methylmercaptans zum Schwefelhaushalt des Sees im Hypolimnion zu umreißen, wurden für einen bestimmten Zeitpunkt (23.10.85) nach den hydrographischen Daten von Einselse (1941) für den Gesamtsee folgende Schwefelmengen errechnet:

Sulfat-S	2100 kg
Sulfid	240 kg
proteingebundener Schwefel	1072 g
Schwefel in flüchtigen, organischen Komponenten	186 g

Für den proteingebundenen Schwefel wurden zur Berechnung die Angaben über den Gehalt an S-haltigen Aminosäuren (Methionin 1,8%, Cystin 0,93%) von Boyd (1973) verwendet. Von der im Protein gebundenen Schwefelmenge entfielen 695 g (65%) auf das Epilimnion und 375 g auf das Hypolimnion (Grenzschicht bei 7 m). Der in flüchtigen organischen Verbindungen gebundene Schwefel (insgesamt 186 g) lag mit 182 g überwiegend als Methylmercaptan im Hypolimnion. Dies macht gegenüber dem proteingebundenen Schwefel des Hypolimnions (375 g) immerhin ungefähr ein Drittel aus.

Der als Beispiel herangezogene Zeitpunkt (23.10.85) fiel bereits in die Phase des Schichtungsabbaus, bei dem flüchtiger organischer Schwefel aus dem Hypolimnion in die darüberliegenden Schichten hätte gelangen können.

4.3.4. Jahresdynamik des Methylmercaptans von 1986 und mögliche Abbaureaktionen während des Schichtungsabbaus

Wegen der großen Bedeutung des Methylmercaptans wurde im darauffolgenden Jahr (1986) die Dynamik dieses Stoffes von Juli bis Dezember verfolgt (Abb. 8). Dabei zeigte sich zunächst, daß die Konzentrationen stets vom Metalimnion zum Sediment hin um ein Vielfaches zunahmen. Als maximale Konzentration waren im August 3 µg/l in 10 m Tiefe festzustellen, während in 6 m mit 300 ng nur 10% davon vorlagen.

Wie sich das Methylmercaptan beim Schichtungsabbau im Herbst im Detail verhalten würde, sollte mittels enger Beprobungsintervalle festgehalten werden. Insgesamt wurden die schon im Vorjahr gesammelten Beobachtungen bestätigt, nämlich daß ein rascher Abbau stattfinden muß. Selbst in der Schluphphase des Übergangs in den ungeschichteten Zustand, wenn Wasserschichten mit hohen Methylmercaptan-Konzentrationen aufgewirbelt werden, war im Epilimnion kein Methylmercap-

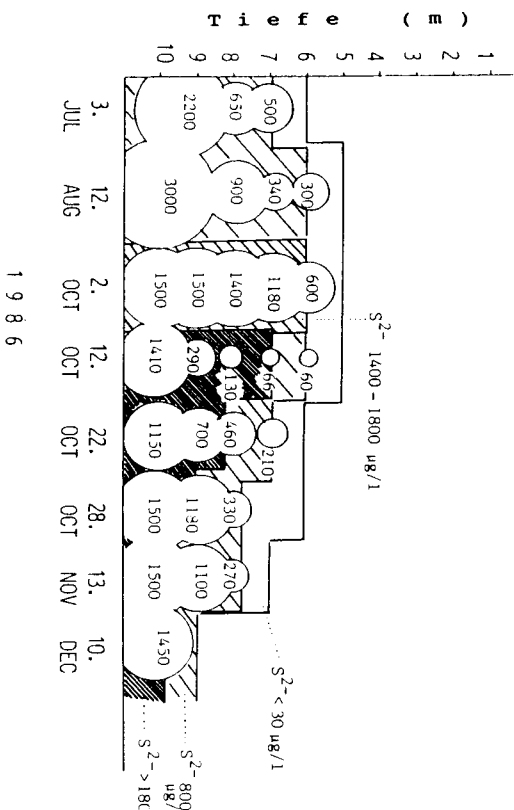


Abb. 8: Vertikale Konzentrationsprofile von Methylmercaptan im Verlauf von Juli bis Dezember 1986. Die Kreise symbolisieren die Konzentrationen des Methylmercaptans; die Zahlen geben die Konzentrationen in ng/l an. Die schraffierten Flächen markieren die S₂-Konzentrationen.

tan nachzuweisen. Auch Methylsulfide als mögliche Oxidationsprodukte konnten in den oberen Schichten nicht gefunden werden.

Mitte Oktober war im Metalimnion und dem oberen Hypolimnion mit Konzentrationen um 60 ng/l ein vorübergehender, kurzzeitiger Rückgang des Methylmercaptans festzustellen, ohne daß eine Entschichtung stattgefunden hätte. So zeigte Schwefelwasserstoff dabei unveränderte hohe Konzentrationen. In diesem Zeitraum ereignete sich jedoch eine intensive Entwicklung von Thiopedia rosea. Nicht auszuschließen ist also, daß Thiopedia am Metabolismus von Methylmercaptan beteiligt ist, auch wenn die Frage, welche anderen Organismen Methylmercaptan umsetzen könnten, offen bleibt.

Bisher sind bakterielle Umsetzungen von CH₃SH nur für Sedimente von Süßwasserseen beschrieben worden. Dabei ließ sich durch ³⁵S-Mar-

kierung zeigen, daß aus Methionin entstandenes CH_3SH weiter in CH_4 , CO_2 und H_2S umgewandelt wird (Zinder und Brock 1978). CH_3SH stellt wie andere C_1 -Verbindungen (Methanol, Methylamin, Ameisensäure) ein Substrat methylophiler Bakterien dar (Grant und Long 1985). Auch bei aeroben Bakterien ist der Abbau von Methylmercaptan bekannt (Sivela und Sundman 1975).

Das anaerobe Hypolimnion jedenfalls scheint auch während des Schichtungsabbaus so zu wirken, daß flüchtige Schwefelverbindungen nicht in den übrigen Wasserkörper und auch nicht in die Atmosphäre gelangen können.

4.3.5. Zeitliche Beziehung der Bildung von Methylmercaptan zu denjenigen anderer Stoffe des anaeroben Hypolimnions

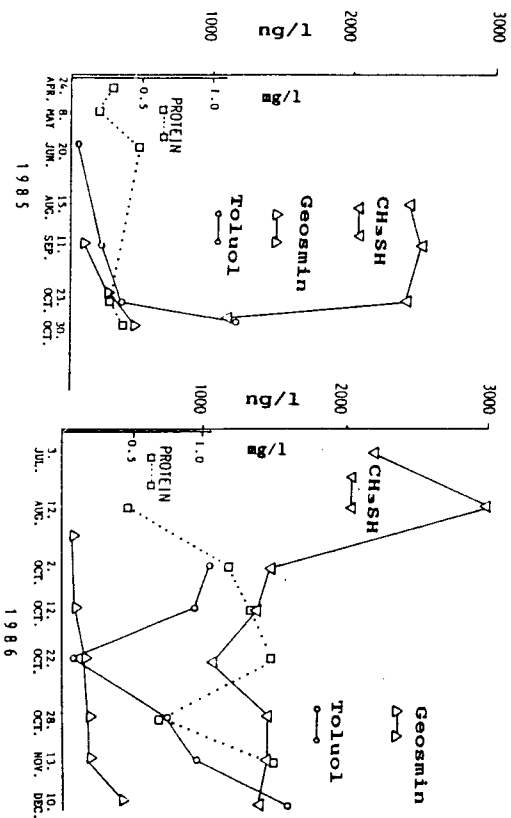


Abb. 9. Jahresverlauf der Konzentrationen von Methylmercaptan, Toluol, Geosmin und Protein in 10 m Tiefe von 1985 und 1986.

Im jahreszeitlichen Verlauf der Konzentrationen in 10 m Tiefe von 1985 und 86 gingen die Höchstkonzentration von Methylmercaptan denen anderer Stoffe, deren Maximum auch stets in der grundnahen, tiefsten Schicht lag (Toluol, Geosmin), deutlich voraus (Abb. 9). Im August 1985 wurde mit 2400 ng/l fast schon der Maximalwert erreicht, während zu diesem Zeitpunkt Toluol knapp 20 % seines Oktoberwertes von 1250 ng/l erreicht hatte. Im Jahr 1986 lagen das Maximum von Methylmercaptan zeitlich noch deutlicher vor dem von Toluol und Geosmin. Dies weist darauf hin, daß die Abbauprozesse im anaeroben Hypolimnion nicht synchron, sondern eher in Form einer Sukzession ablaufen.

5. Flüchtige organische Stoffe mit Konzentrationsmaxima im Epi- und Metalimnion: Monoterpene und Octatriene

5.1. Phytoplankton Sukzession und Produktion flüchtiger organischer Stoffe im Überblick

Die Sukzession des Phytoplanktons von 1984 im Schleinsee ergab, wie unter 2.4. näher beschrieben, ein Vorkommen von *Microcystium* im März, eine Flagellaten/*Oscillatoria*-Blüte im Juli, sowie ein Vorkommen von *Asterionella formosa* im Oktober. Bei der Chlorophyceen-Blüte im März konnten keine auffälligen Stoffe festgestellt werden.

Die aus einer Mischpopulation von Flagellaten und *Oscillatorien* bestehende Blüte, die im Juli im Metalimnion auftrat, führte im Wasser hauptsächlich zur Bildung von Monoterpene. Die *Asterionella*-Blüte im Herbst erstreckte sich über das gesamte Epilimnion. Dabei traten in großer Menge Octatriene auf.

5.2. Monoterpene der Flagellaten/*Oscillatoria*-Blüte

Bei der Flagellaten/*Oscillatoria*-Blüte trat γ -Terpinen als wichtigste Substanz auf. Es erreichte am 12.7.84 im Metalimnion (6 m Tiefe) ein Maximum von 660 ng/l (Abb. 10) und lag damit in der Konzentration

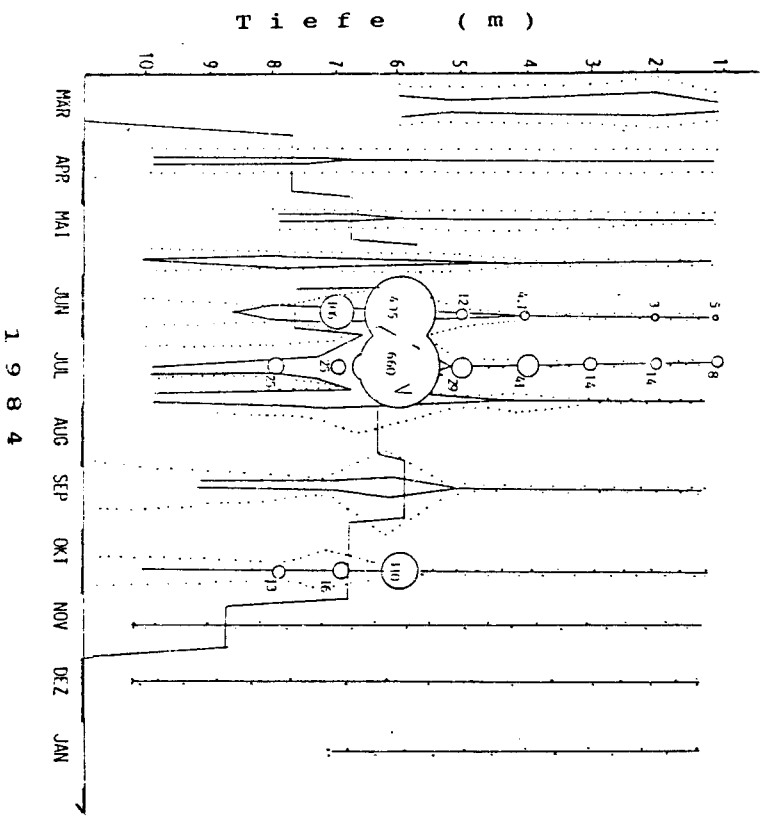


Abb. 10: Vertikale Konzentrationsprofile des γ -Terpinens im Jahr 1984 als Hauptkomponente einer Flagellaten-Oscillatoria-Blüte des Meta-limnions im Juli. Die Konzentrationen sind durch Kreisflächen dargestellt. Die Zahlen neben und in den Kreisen geben die jeweilige Konzentration des γ -Terpinens in ng/l an . Die Strichsäulen stellen die Konzentrationen von Chlorophyll a , die gepunkteten Säulen die des Proteins dar, für die Konzentrationsangaben der Maxima siehe Abb. 4. Die Stufenlinie markiert die Obergrenze des anaeroben Hypolimnions.

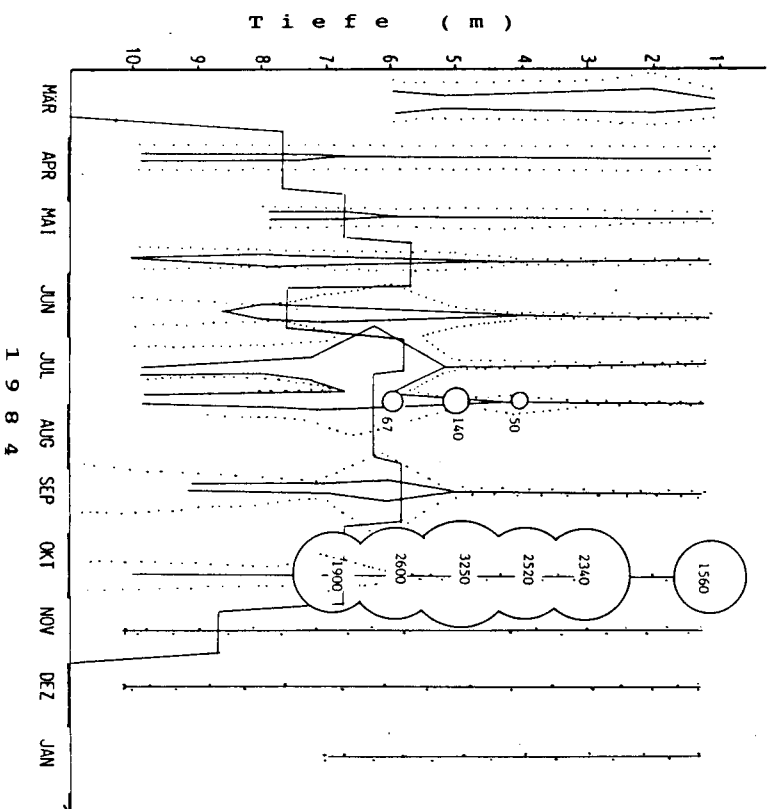


Abb. 11: Vertikale Konzentrationsprofile des 1,3,5-Octatriens als Hauptkomponente eines Asterionella-Vorkommens im Epilimnion im Oktober 1984. Die Konzentrationen sind durch Kreisflächen symbolisiert. Die Zahlen neben und in den Kreisen geben die jeweilige Konzentration des 1,3,5-Octatriens in ng/l an . Die sonstigen Angaben entsprechen denjenigen in Abb. 10.

weit über den übrigen Stoffen, die in gleicher Verteilung vorkamen, aber nur zum Teil identifiziert werden konnten. Insgesamt waren weitere 5 Isomere mit der Fragmentierung m/z 93/91/92 festzustellen.

Eine stoffliche Zuordnung durch Retentionszeitenvergleich konnte nur beim γ -Terpinen und β -Ocimen (Thomas und Willhalm 1964) erzielt werden. Weitere nicht identifizierte Substanzen mit der Fragmentierung m/z 95/93/91 lagen in 7 Isomeren, solche mit m/z 91/107/150 in 2 Isomeren vor. Gleichfalls nicht identifiziert wurden 4 Isomere, deren m/z 79/81/77 auf Undecatriene hindeuten.

Weitere Substanzen, die mit Sicherheit identifiziert werden konnten, waren Oct-1-en-3-ol mit 180 ng/l in 6 m und 6-Methyl-hept-5-en-2-on mit 90 ng/l in 6,5 m Tiefe.

Alle Substanzen kamen streng begrenzt im Metalimnion vor. Im Epilimnion zeigte γ -Terpinen nur Konzentrationen um 10 ng/l. In den unmitteibar an das Metalimnion angrenzenden anaeroben Schichten konnten gleichfalls nur geringe Konzentrationen gemessen werden. Das Vorkommen der Stoffe war auch zeitlich begrenzt. Bei der nächstfolgenden Probenahme, nur 14 Tage später, waren die genannten Stoffe nicht einmal mehr in Spuren nachweisbar.

5.3. Octatriene der Asterionella-Blüte

In den Wasserschichten des Epilimnions trat im Oktober 1984 1,3,5-Octatrien als dominierender Stoff auf, begleitet von 2,4,6-Octatrien und 1,3-Octadien. Die genannten Stoffe kamen nur in den oberen Schichten vor (Abb. 11), im Hypolimnion waren sie auch nicht in Spuren nachweisbar.

In geringeren Konzentrationen konnte 1,3,5-Octatrien bei einer Beprobung Ende Juli festgestellt werden. In beiden Fällen war das Vorkommen zeitlich eng befristet.

5.4. Rolle der flüchtigen organischen Stoffe in der Sukzession des Phytoplanktons

Stoffliche Wechselwirkungen werden neben physikalisch-chemischen Einflüssen als zusätzliche Regelfaktoren in der Sukzession des Planktons diskutiert. Die Gruppe der flüchtigen Stoffe ist frühzeitig mit physiologisch aktiven Vertretern bekannt geworden, wie von Klein (1978) in

einer Übersicht zusammengestellt. Geben die im Schleifensee gefundenen Stoffe Hinweise auf eine interaktive Mitwirkung an der Entwicklung des Phytoplanktons?

Auffällig ist zunächst die Beobachtung, daß eine hohe Organismendichte nicht immer eine Produktion flüchtiger Komponenten mit sich bringt, wie das Vorkommen von Microactinium im Februar/März zeigt. Demgegenüber erbrachte das Vorkommen der Flagellaten, der Actinomyceten und besonders der Asterionella-Blüte bei geringen Organismendichten hohe Konzentrationen an flüchtigen Stoffen.

Mit den Protein-Konzentrationen als Maß für die Organismendichte können diese Episoden wie folgt gegenübergestellt werden (Tab. 2):

Tab. 2: Proteinkonzentrationen (als Maß für die Organismendichte) und maximale Konzentrationen einiger flüchtiger Substanzen.

	Maximale Konzentration der Komponente	Protein-Konzentration (partikulär) und Organismus	Menge der Komponente je mg Protein
γ -Terpinen (12.7.84, 6 m)	660 ng/l	2300 μ g/l Flagellaten, Oscillatoria	0,3 μ g/mg
Geosmin, (26.7.84, 3 m)	190 ng/l	100 μ g/l Actinomyceten	1,9 μ g/mg
1,3,5-Octatrien (24.10.84, 5 m)	3250 ng/l	100 μ g/l Asterionella	32,5 μ g/mg

Im jahreszeitlichen Verlauf verknappen sich im Epilimnion eines geschichteten Sees allmählich die Nährstoffe, weil die Algen absinken und essentielle Elemente ins Hypolimnion verlagern. Für das Phytoplankton entstehen so Mangelbedingungen, die bis zur Zirkulation im Herbst anhalten. Weil in dieser Zeit die Organismen des Phytoplanktons schärfer um die restlichen Nährstoffe konkurrieren, wird dieses als "interaktive

Phase" (Sommer et al. 1986) verstanden. Eine vermehrte Produktion von biologisch aktiven Stoffen würde in diese Hypothese passen.

Das Vorkommen von Monoterpenen in verschiedenen Algen (Liersch 1976) wurde zwar festgestellt, allelopathische Wirkungen (Müller 1970) sowie Repellent-Eigenschaften gegenüber Insekten (Su und Horvat 1988) konnten jedoch nur bei höheren Pflanzen gefunden werden.

Bei den im Oktober 1984 im Schleensee aufgetretenen Octatrienen darf angenommen werden, daß sie von *Asterionella* produziert wurden, da eine Bildung dieses Stoffes an Laborkulturen hatte gezeigt werden können (Müller 1982). Die Octatriene werfen die Frage nach intra- und interspezifischen Wechselwirkungen von Mikroorganismen in Süßwasserseren auch deshalb auf, weil 1,3,5-Octatrien als "Fucuserraten" bei marinen Braunalgen als Gametenlockstoff fungiert (Jaenicke 1973). Die hohe Syntheserate deutet an, daß für *Asterionella* das Octatrien ein in noch unbekannter Weise wichtiges Produkt sein könnte.

5.5. Metabolisierung flüchtiger organischer Stoffe im Epilimnion

An einem stark eutrophierten, polyholomiktischen Flachsee (Federsee) hatte sich bereits gezeigt, daß flüchtige biogene Komponenten kurzfristig für nur wenige Wochen auftreten und einem starken Wechsel unterworfen sind (Jütner 1984). Dem entsprechen auch die im Schleensee vorgefundenen Verhaltensweisen. Auch zeigte sich, wie unterschiedlich flüchtige biogene Stoffe im vertikalen Profil metabolisiert werden. Die Monoterpene wurden bereits unter den Bedingungen des Metalimnions eliminiert. Demgegenüber war Geosmin ein Beispiel dafür, daß flüchtige organische Substanzen im Epilimnion vorübergehend und im Hypolimnion auch langfristig auftreten können. Bei der herbstlichen Zirkulation zeigte sich, daß die aeroben Abbauvorgänge fähig sind, im Hypolimnion akkumulierte Stoffe so schnell zu eliminieren, daß sie im Epilimnion auch kurzfristig nicht nachweisbar sind.

6. Zusammenfassung

Der Schleensee bietet für die Untersuchung biogener Stoffe besonderen Anreiz, weil Eutrophie und Schichtung des Sees im Sommer regelmäßig ein anaerobes Hypolimnion mit einer typischen Besiedlung durch phototrophe Schwefelbakterien hervorrufen. Der See wurde seit 1935 intensiv mit unterschiedlichen Zielsetzungen bearbeitet.

In der vorliegenden Studie (1984-86) wurden die flüchtigen Stoffe vor dem Hintergrund der anorganischen Gewässerparameter und der Planktonorganismen über das gesamte Tiefenprofil im Jahreszyklus in dichten Beprobungsintervallen untersucht.

Aufgrund günstiger Schönwetterlagen fand im ersten Untersuchungsjahr eine ausgeprägte Sukzession des Phytoplanktons und eine intensive Entwicklung von Schwefelbakterien statt. Beides wollte sich so deutlich in den folgenden Jahren nicht wiederholen.

Als charakteristischer biogener Stoff konnte in allen drei Jahren Geosmin nachgewiesen und 1984 in seiner jahreszeitlichen Dynamik im Detail verfolgt werden. Im aeroben Epilimnion wurde Geosmin in Verbindung mit einem Aktinomyceten-Vorkommen gebildet. Unter den anaeroben Bedingungen des Hypolimnions wurde Geosmin stark akkumuliert.

Monoterpene (γ -Terpinen, β -Ocimen) und weitere biogene Stoffe (Octan-3-ol, 6-Methylhept-5-en-2-on, Oct-1-en-3-ol) waren im Sommer 1984 während einer Flagellaten-Oscillatoria-Blüte im Metalimnion nachzuweisen.

Während einer späteren Blüte von *Asterionella formosa* im Epilimnion traten kurzfristig verschiedene Isomere des Octatriens auf.

Im Hypolimnion war im Herbst neben Geosmin und Octan-3-ol Toluol in so auffälligen Konzentrationen festzustellen, daß eine biogene Entstehung dieses sonst nur als anthropogen eingestuftes Stoffes angenommen werden mußte. Diese Anreicherung des Toluols im Hypolimnion ließ sich in den folgenden Jahren bestätigen.

Als wichtigste flüchtige Schwefelverbindung erwies sich Methylmercaptan. Dieses war unter Schichtungsbedingungen nur im anaeroben Hypolimnion nachzuweisen.

Die Konzentrationsmaxima der einzelnen flüchtigen Stoffe des anaeroben Hypolimnions traten im Jahresgang zu unterschiedlichen Zeit-

punkten auf. Dies deutet auf eine Sukzession von Organismen oder physiologischen Zuständen hin.

Im Verlauf der Zirkulation zu Beginn des Winters wurden die im anaeroben Hypolimnion akkumulierten Stoffe (Geosmin, Toluol, Methylmercaptan) so rasch eliminiert, daß sie in den aeroben Schichten nicht nachzuweisen waren.

7. Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für finanzielle Unterstützung, Frau Brigitte Höfflacher für die Bestimmung der allgemeinen Wasserparameter, Herrn Dr. H. Güde (Institut für Seenforschung und Fischereiwesen, Langenargen) für die Daten zur Bakterienverteilung im Seewasser und Herrn Prof. Löffler (Institut für Mikrobiologie der Universität Tübingen) für die Bestimmung der Actinomyceten.

8. Literatur

- Banwart, W. L. and Bremner, J. M. (1975): Formation of volatile sulfur compounds by microbial decomposition of sulfur-containing amino acids in soils. *Soil Biol. Biochem.* 7, 359-364.
- Boyd, C. E. (1973): Amino acid composition of freshwater algae. *Arch. Hydrobiol.* 72, 1-9.
- Burton, D. K. and Robertson, B. R. (1986): Dissolved hydrocarbon metabolism: The concentration-dependent kinetics of toluene oxidation in some North American estuaries. *Limnol. Oceanogr.* 31, 101-111.
- Clayton, R. K. (1963): Toward the isolation of a photochemical reaction center in *Rhodospseudomonas spheroides*. *Biochim. Biophys. Acta* 75, 312-323.
- Cline, J. D. (1969): Spectrophotometric determination of hydrogen sulfide in natural waters. *Limnol. Oceanogr.* 14, 454-458.
- Cline, J. D. (1985): Spectrophotometric determination of hydrogen sulfide in natural waters. *Limnol. Oceanogr.* 14, 454-458 (1969). *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 70, 534-579.
- Deprez, P. P., Franzmann, P. D. and Burton, H. R. (1986): Determination of reduced sulfur gases in antarctic lakes and seawater by gas chromatography after solid adsorbent preconcentration. *J. Chromatogr.* 362, 9-21.
- Einsele, W. (1936): Über die Beziehungen des Eisenkreislaufes zum Phosphatkreislauf im eutrophen See. *Arch. Hydrobiol.* 29, 617-663.
- Einsele, W. (1938): Über chemische und kolloidchemische Vorgänge in Eisen-Phosphat-Systemen unter limnochemischen Gesichtspunkten. *Arch. Hydrobiol.* 33, 155-157.
- Einsele, W. und Vetter, H. (1938): Untersuchungen über die Entwicklung der physikalischen und chemischen Verhältnisse im Jahreszyklus in einem mäßig eutrophen See (Schleinsee bei Langenargen). *Internat. Rev. Hydrobiol.* 36, 285-324.
- Einsele, W. (1941): Die Umsetzung von zugeführtem, anorganischem Phosphat im eutrophen See und ihre Rückwirkung auf seinen Gesamthaushalt. *Zeitschrift f. Fischerei* 39, 407-488.
- Elsden, S. R., Hilton, M. G. and Waller, J. M. (1976): The end products of aromatic amino acids by *Clostridia*. *Arch. Microbiol.* 107, 283-288.
- Elster, H.-J. und Motsch, B. (1966): Untersuchungen über das Phytoplankton und die organische Urproduktion in einigen Seen des Hochschwarzwaldes, im Schleinsee und Bodensee. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* XXVIII 4, 291-376.
- Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker, Normenausschuß Wasserwesen (NAW), Deutsches Institut für Normung e.V. (DIN, Hrsg.)(1985): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung, Band 1, Verlag Chemie Weinheim
- Gerber, N. N. (1968): Geosmin, from microorganisms, is trans-1,10-dimethyl-trans-9-decalol. *Tetrahedron Lett.* 2971-2974.
- Gerber, N. N. and Lechevalier, H. A. (1965): Geosmin, an earthy smelling substance isolated from actinomycetes. *Appl. Microbiol.* 13, 935-938.
- Grant, W. D. and Long, P. E. (1985): *Environmental Microbiology*. In: Hutzinger O. (Hrsg.): *The Handbook of Environmental Chemistry*, Springer Verlag, Volume 1 Part D: *The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles*, 125-237.
- Grob, K. (1973): Organic substances in potable water and its precursor, Part I. Methods for their determination by gas-liquid chromatography. *J. Chromatogr.* 84, 255-273.

- Grob, K. and Grob, G. (1974): Organic substances in potable water and its precursor, Part II. Applications in the area of Zürich. *J. Chromatogr.* 90, 303-313.
- Gschwend, P. M., Zafirou, O. C., Mantoura, R. F., Schwarzenbach, R. P. and Gagosian, R. B. (1982): Volatile organic compounds at a coastal site. I. Seasonal variations *Environ. Sci. Technol.* 16, 31-38.
- Güde, H., Haibel, B. and Müller, H. (1985): Development of planktonic bacterial populations in a water column of Lake Constance (Bodensee-Obersee). *Arch. Hydrobiol.* 105, 59-77.
- Henatsch, J. and Jüttner, F. (1988): Capillary gaschromatographic analysis of low-boiling organosulphur compounds in anoxic lake-water by cryoadsorption. *J. Chromatogr.* 445, 97-105.
- Hunt, J. M., Miller, R. J. and Whelan, J. K. (1980): Formation of C4-C7 hydrocarbons from bacterial degradation of naturally occurring terpenoids. *Nature* 288, 577-578.
- Ingvörsen, K. and Jørgensen, B. B. (1979): Combined measurement of oxygen and sulfide in water samples. *Limnol. Oceanogr.* 24, 390-393.
- Izaguirre, G., Hwang, C. J., Krasner S. W. and McGuire, M. J. (1982): Geosmin and 2-methylisoborneol from cyanobacteria in three water supply systems. *Appl. Environ. Microbiol.* 43, 708-714.
- Jenicke, L. und Müller, D. G. (1973): Gametenlockstoffe bei niederen Pflanzen und Tieren. *Fortschr. Chemie Org. Naturstoffe* 30, 61-100.
- Jüttner, F. (1983): Volatile odorous excretion products of algae and their occurrence in the natural aquatic environment. *Wat. Sci. Tech.* 15, 247-257.
- Jüttner, F. (1984): Dynamics of the volatile organic substances associated with cyanobacteria and algae in a eutrophic shallow lake. *Appl. Environ. Microbiol.* 47, 814-820.
- Kadota, H. and Ishida, Y. (1972): Production of volatile sulfur compounds by microorganisms. *Ann. Rev. Microbiol.* 26, 127-138.
- Kikuchi, T., Minura, T., Harimaya, K., Yano, H., Arimoto, T., Masada, Y. and Inoue, T. (1973): Odorous metabolite of blue-green alga: Schizothrix muelleri Nägeli collected in the southern basin of lake Biwa. Identification of geosmin. *Chem. Pharm. Bull. (Tokyo)* 21, 2342-2343.
- Klein, G. (1978): Algenbürtige Stoffe in Oberflächengewässern - ihre Bedeutung für die wasserwirtschaftliche Nutzung und für die aquatische Biozönose. *Vom Wasser* 50, 61-74.
- König, W. A., Ludwig, K., Siewers, S., Rinke, M., Störting, K. H. and Günther, W. (1980): Identification of volatile sulfur compounds in municipal sewage systems by GC/MS. *Journal of HRC and CC*, 415-416.
- Lechevalier, H. A. (1974): Distribution et rôle des actinomycètes dans les eaux. *Bull. Inst. Pasteur* 72, 159-172.
- Liersch, R. (1976): Über das ätherische Öl von Grünalgen I. Die Öle der Gattung *Chlorella*. *Arch. Microbiol.* 107: 353-356.
- Lonnemann, W. A., Seila, R. L. and Bufalini, J. J. (1978): Ambient air hydrocarbon concentrations in Florida. *Environ. Sci. Technol.* 12, 459-463.
- Mantoura, R. F. C., Gschwend, P. M., Zafirou, O. C. and Clarke, K. R. (1982): Volatile organic compounds at a coastal site. 2. Short-term variations. *Environ. Sci. Technol.* 16, 38-45.
- Müller, H. (1982): Chemische Natur und Bildungskinetik der Geruchstoffe von *Asterionella formosa*. In: H. Müller, F. Jüttner und U. de Haar (Hrsg.): *Forschungsbericht: Deutsche Forschungsgemeinschaft Harald Boldt Verlag Boppard: Schadstoffe im Wasser, Band III: Algenbürtige Schadstoffe*, 78-92.
- Muller, C. H. (1970): Phytotoxins as plant habitat variables (eds.): *Recent advances in phytochemistry*, (C. Steelink and V.C. Runeckles, eds.) Appleton-Century-Crofts, N.Y., Vol 3, 106-121
- Nelson, P. F. and Quigley, S. M. (1982): Non-methane hydrocarbons in the atmosphere of Sydney, Australia. *Environ. Sci. Technol.* 16, 650-655.
- Nümann, W. (1941): Der Stickstoffhaushalt eines mäßig-eutrophen Sees (Schleinsee). *Zeitschrift f. Fischerei* 39, 387-405 (1941)
- Overbeck, J. (1965): Primärproduktion und Gewässerbakterien. *Naturwissenschaften* 51, 145-146.
- Persson, P. E. (1980): Sensory properties and analysis of two muddy odour compounds, geosmin and 2-methylisoborneol, in water and fish. *Water Res.* 14, 1113-1118.
- Pons, J.-L., Rimbault, A., Darbord, J. C. et Leluan, G. (1984): Biosynthèse de toluène chez *Clostridium aerofœtidum* souche WS. *Ann. Microbiol. (Inst. Pasteur)* 135B, 219-222.
- Schaffner, W. and Weissmann, C. (1973): A rapid, sensitive, and specific method for the determination of protein in dilute solution. *Anal. Biochem.* 56, 502-514.
- Sivela, S. and Sundman, V. (1975): Demonstration of *Thiobacillus*-type bacteria, which utilize methyl sulphides. *Arch. Microbiol.* 103, 303-304.

- Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W. and Duncan, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106, 433-471.
- Su, H. C. F. and Horvat, R. (1988): Investigation of the main components in insect-active dill-seed extract. *J. Agric. Food Chem.* 36, 753-753.
- Sze, N. D. and Ko, M. K. W. (1979): CS_2 and COS in the stratospheric sulfur budget. *Nature* 280, 308-310.
- Tabachek, J. L. and Yurkowski, M. (1976): Isolation and identification of blue-green algae producing muddy odour metabolites, geosmin and 2-methylisoborneol, in saline lakes in Manitoba. *J. Fish. Res. Board Can.* 33, 25-35.
- Thomas, A. F. et Willhalm, B. (1964): Les spectres de masse dans l'analyse. Les spectres de masse des hydrocarbures monoterpéniques. *Helv. Chim. Acta* 47, 475-488.
- Trowitzsch, W., Witte, L. and Reichenbach, H. (1981): Geosmin from earthy smelling cultures of *Nannocystis excedens* (Myxobacteriales). *FEMS Microbiol. Lett.* 12, 257-260.
- Vetter, H. (1937): Limnologische Untersuchungen über das Phytoplankton und seine Beziehungen zur Ernährung des Zooplanktons im Schleifensee bei Langenargen am Bodensee. *Internat. Rev. Hydrogr.* 34, 499-561.
- Wajon, J. E., Alexander R. and Kagi, R. L. (1985): Dimethyltrisulphide and objectionable odours in potable water. *Chemosphere* 14, 85-89.
- Wood, S., Williams, S. T. and White, W. R. (1983): Microbes as a source of earthy flavours in potable water - a review. *International Biodeterioration Bulletin* 19, 83-97.
- Yokoyama, M. T. and Carlson, J. R. (1981): Production of skatole and para-cresol by a rumen *Lactobacillus* sp. *Appl. Environ. Microbiol.* 41, 71-76.
- Zinder, S. H. and Brock, T. D. (1978): Production of methane and dioxide from methane thiol and dimethyl sulphide by anaerobic lake sediments. *Nature* 273, 226-228.
- Dr. J. Henatsch
Institut Fresenius
Im Mäusel 14
6204 Taunstein-Neuhof
- Prof. Dr. F. Jüttner
Max-Planck-Institut für Limnologie
Abt. Ökophysiologie
August-Thienemann-Str. 2
2320 Plön

Stoff-Einträge aus der Landwirtschaft in ein kleineres Stehgewässer

Peter Seifert

Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie, Universität
Stuttgart-Hohenheim

1. Einführung

Der Landwirtschaft wird ein erheblicher Teil der in Gewässern festgestellten Nährstoffe angelastet. Ein Teil dieser Einträge stammt von Dränungen, die durch Entwässerung nasser Flächen Böden ertragreicher und besser bearbeitbar machen.

In vorliegender Arbeit wurden die Dränwasser am Artisberger Weiher untersucht. Abt und Zelesny vom Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim begannen 1987 mit den Untersuchungen, die 1988 von mir fortgesetzt wurden. Den beiden sei an dieser Stelle gedankt.

2. Untersuchungsgebiet

Der Artisberger Weiher liegt 5 km nordöstlich von Wangen, Landkreis Ravensburg. Seine Fläche beträgt ca. 2,5 ha, die Uferlänge 790 m. Er entwässert in die Untere Argen.

Ein Großteil des Weihers ist von einem Ufersaum aus Schilf und Seggen umgeben, der zum Teil als Steuwiese genutzt wird. Die umliegenden landwirtschaftlichen Flächen werden ausschließlich als Grün-

land genutzt. Zu ihrer Entwässerung wurden insgesamt 21 Dränungen angelegt. Die Böden sind pseudovergleyte und kolluviale Braunerden und Braunerde-Gleye.

In unmittelbarer Nähe des Weihers befinden sich drei Gehölfe, ein weiteres ca. 400 m südlich. Entlang des Dammes am Nordufer verläuft eine Verbindungsstraße nach Ratzenried.

3. Material und Methoden

Neben wöchentlichen Messungen vor Ort von Durchfluß, pH, Temperatur, Leitfähigkeit und Härte wurden alle 3 Wochen an wasserführenden Dränungen Proben genommen und nach gängigen Verfahren (DEV, Flammonphotometer usw.) im Labor auf Nährstoffe hin analysiert: Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$), Nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$), Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$), ortho-Phosphat ($\text{oPO}_4\text{-P}$), gelöstes Gesamtphosphat filtriert ($\text{gGPO}_4\text{-P}$), partikuläres Gesamtphosphat ($\text{pGPO}_4\text{-P}$), Kalium (K^+), Calcium (Ca^{2+}), Natrium (Na^+), Magnesium (Mg^{2+}), Chlorid (Cl). Mineralischer Stickstoff (N_{ges}) ist die Summe aus $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$, P_{ges} die Summe aus $\text{gGPO}_4\text{-P}$ und $\text{pGPO}_4\text{-P}$.

Der Niederschlag wurde im wöchentlichen Turnus gesammelt und zusätzlich auf Sulfat (SO_4^{2-}) untersucht.

Um Extremwerte zu bekommen, wurden Ereignisse beprobt: Tauwetter und Sommerregen nach einer Trockenperiode. Vom 15.03. bis 18.03.1988 wurde bei Tauwetter an den Dränungen A 14, A 15 und A 16 pro Tag viermal pH, Leitfähigkeit, Temperatur und Durchfluß gemessen und zweimal Proben genommen (siehe Tab. 3). Untersucht wurden $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, K^+ , Ca^{2+} , Na^+ und Mg^{2+} . Nach einer Trockenperiode wurde am 20.08.1988 bei einem Regenguß dreimal gemessen und Proben gezogen, 2 Tage darauf noch einmal (siehe Tab. 3). Am 13.04.1988 wurde bei starkem Regen vor Ort gemessen und Proben geholt. Auf der Fläche der Dränungen A 20, A 21, A 22 und A 24 war zuvor Gülle ausgebracht worden.

4. Ergebnisse

4.1. Drei Gruppen von Dränungen

Die Dränungen können bezüglich der Höhe der Nährstoffkonzentrationen in 3 Gruppen eingeteilt werden (siehe Tab. 1 im Anhang, Tab. 2): -Dränungen aus einer biologisch-dynamisch bewirtschafteten Fläche: A 11, A 14, A 15, A 16, A 25 (= A 14 + A 15). Unklar ist, ob A 11 sporadisch zusätzlich belastet ist.

-Dränungen aus konventionell bewirtschafteten Flächen (mit Güllewirtschaft): A 20, A 21, A 22, A 24, A 26 (= A 21 + A 22).

-Dränungen, die zusätzlich belastet sind durch Einleitung von Straßenabwässern: A 1, A 17 und Abwässern, die aus Haushalten und/oder aus landwirtschaftlichen Betrieben stammen: A 3, A 5, A 6, A 7, A 8, A 9, A 12.

Von den Dränungen A 2, A 4 und A 10 liegen keine Messungen vor, von A 23 nur eine.

Tab. 2: Nährstoff-Konzentrationen (Mittelwerte) der Dränwasser der biologisch-dynamisch bewirtschafteten, der konventionell bewirtschafteten und der zusätzlich belasteten Dränungen (alle Werte stellen Mittelwerte dar, siehe Text).

	$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l	$\text{NO}_2\text{-N}$ µg/l	$\text{NH}_4\text{-N}$ µg/l	Mg_{ges} mg/l	$\text{gGPO}_4\text{-P}$ µg/l	pG_{ges} mg/l	Kalium mg/l	Calcium mg/l	Kalium mg/l	Magnesium mg/l	Chlorid mg/l
bio.-dyn.	0,1-0,4	3-5	14-113	0,2-0,6	19-78	0,04-0,1	0,5-2,3	41-58	0,9-1,7	3,9-5,3	0,5-2,2
konvent.	0,3-0,8	3-10	15-82	0,4-0,8	41-253	0,08-0,6	0,5-2,4	59-66	1,4-3,3	5,1-6,8	1,8-5,3
zus. bel.	0,5-3,4	6-346	40-7302	0,6-10	54-1753	0,08-2,1	1,1-7,9	61-84	2,4-27,7	6,3-9,9	2,6-46,7

Die Konzentrationswerte aller untersuchter Nährstoffe liegen bei den zusätzlich belasteten Dränungen zumindest zeitweise um ein Vielfaches über den Werten der anderen Dränungen. Bei der biologisch-dynamisch bewirtschafteten Fläche fallen sie am niedrigsten aus, abgesehen von K^+ , das bei der konventionell bewirtschafteten gleich hoch und von $\text{NH}_4\text{-N}$, welches bei letztgenannter niedriger ist (siehe Tab. 1 im An-

hang, Tab. 2). Die Mittelwerte von N_{ges} zum Beispiel sind bei der konventionellen Fläche bis zu 5 mal, bei den zusätzlich belasteten Dränungen bis zu über 60 mal höher als bei der biologisch-dynamischen Fläche; für P_{ges} entsprechend bis 15 bzw. 50 mal höher. Alle Werte in Tab. 2 stellen Mittelwerte dar.

Setzt man die Werte der biologisch-dynamisch bewirtschafteten Fläche aus Tab. 2 gleich 1 und vergleicht sie mit denen der konventionell bewirtschafteten, so zeigen sich die größten Unterschiede bei P_{ges} , die kleinsten bei K^+ :

$$P_{ges} > gGPO_4-P > Cl^- > N_{ges} > Na^+ > NO_2-N > Mg^{2+} > NO_3-N > K^+$$

Der Großteil des Stickstoffs wird in Form von Nitrat ausgetragen.

4.2. Einfluß von Klima, Vegetation und Düngung

4.2.1. Jahreszeitliche Unterschiede

Die gemessenen Werte lagen in den Wintermonaten (November bis März) generell höher als in den Sommermonaten (April bis Oktober), wenn man von Einzelereignissen absieht. Sie können von Jahr zu Jahr schwanken. In den Abb. 1 und 2 sind sie für NO_3-N , NH_4-N und $gGPO_4-P$ für die Dränagen A 14 (bio-dyn) und A 24 (konv) von den Messungen 1987/88 graphisch dargestellt. Im Mittel liegen sie bei A 24 höher als bei A 14.

4.2.2. Maximalwerte, erhöhte Werte, niedrige Werte

Tauwetter

Bei den über 4 Tage dauernden Untersuchungen kam es bei allen drei Dränungen für die untersuchten Nährstoffe nach anfänglich hohen Werten zu Verdünnungen (siehe Tab. 3). NO_3-N , NO_2-N , NH_4-N und K^+ zeigten mit zunehmenden Durchflüssen erst ansteigende Konzentrationen, die bei weiter steigenden Durchflüssen ihr Maximum erreichten

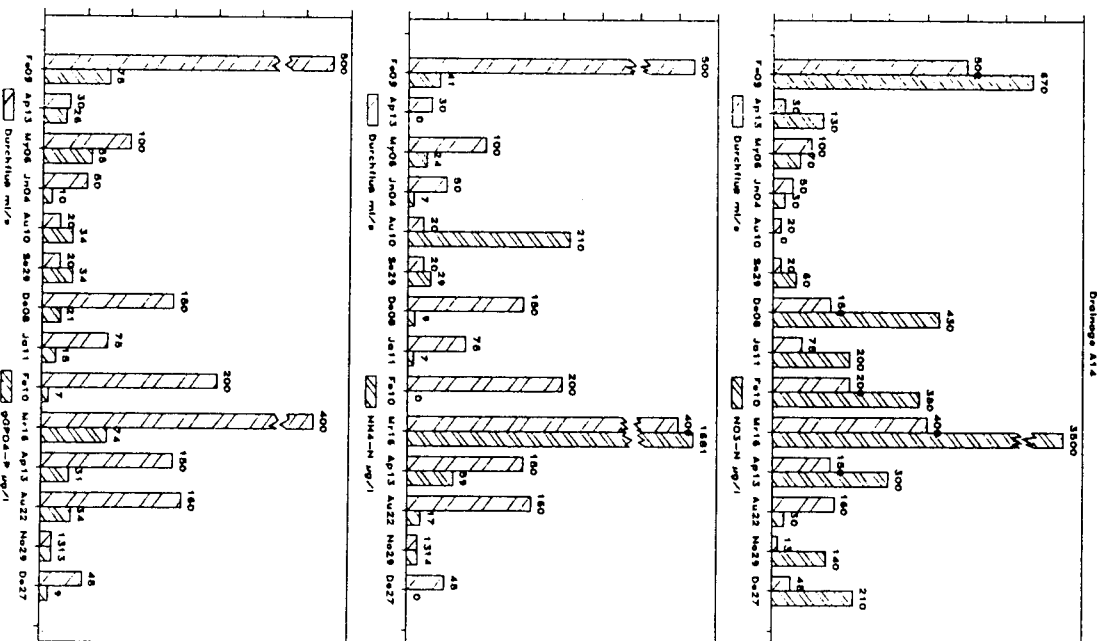


Abb. 1: Konzentrationen 1987/88 von NO_3-N , NH_4-N und $gGPO_4-P$ an Drainage A 14.

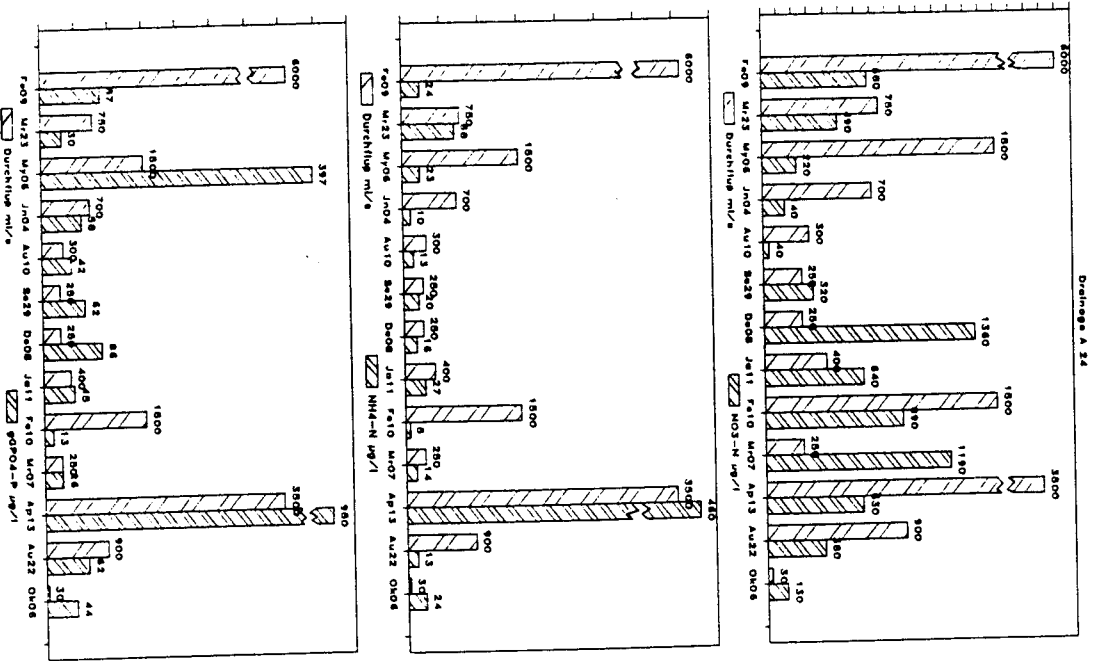


Abb. 2: Konzentrationen 1987/88 von $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{GPO}_4\text{-P}$ an Drainage A 24.

und dann auf niedrige Werte abfielen (Verdünnungseffekt). Hatten die Durchflüsse stark abgenommen, so stiegen die Konzentrationen wieder an. Ca^{2+} , Na^+ und Mg^{2+} scheinen stärker von der Durchflußmenge abhängig; bei ihnen traten mit steigenden oder fallenden Durchflüssen stärkere Schwankungen auf. Die an Drainage A 14 am 16.03.1988 bei Tauwetter erreichten Maximalwerte waren für $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ um ca. das 30-fache, für andere Parameter weniger stark erhöht.

Tab. 3: Nährstoff-Konzentrationen an Drainage A 14 bei Tauwetter und Sommerregen.

A 14	Datum	Uhrzeit	Durchfluß ml/s	Konzentrationen										
				$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l	$\text{NO}_2\text{-N}$ µg/l	$\text{NH}_4\text{-N}$ µg/l	NH_3 mg/l	Kation mg/l	Calcium mg/l	Natrium mg/l	Magnesium mg/l			
Tauwetter	1988	Mer 15	9:30	400	0,8	5	100	0,9	0,8	39	0,8	4,4		
		Mer 15	17:10	450	0,9	6	180	1,1	1,2	28	0,6	3,4		
		Mer 16	8:50	400	3,5	31	1681	5,2	2,1	38	0,9	3,7		
		Mer 16	16:10	900	0,5	8	84	0,6	1,4	16	0,5	2,3		
		Mer 17	9:20	700	0,4	4	47	0,5	1,0	22	0,7	2,8		
		Mer 17	16:35	500	0,4	3	41	0,4	1,1	22	0,5	2,8		
		Mer 18	8:20	250	0,4	2	32	0,4	0,8	28	0,6	3,5		
		Mer 18	12:50	300	0,4	2	28	0,4	1,1	31	0,7	3,5		
		Sommerregen	1988	Aug 20	10:35	35	0,1	4	29	0,1	1,1	67	1,4	7,9
				Aug 20	13:35	100	0,2	9	41	0,3	1,1	53	1,2	6,2
Aug 20	15:00			310	0,2	10	14	0,2	1,1	42	1,0	4,8		
Aug 22	11:50			180	0,05	1	17	0,07	0,8	61	1,5	5,0		

An folgenden Terminen herrschte ebenfalls Tauwetter: 09.02.1987, 08.12.1987, 11.01.1988, 10.02.1988 und 07.03.1988. Auch an diesen Terminen wurden zum Teil stark erhöhte, aber auch niedrigere Werte (Verdünnungseffekt) gemessen (siehe Abb. 1 und 2).

Bei Tauwetter kam es zur Ausschwemmung von kleinen Bodenteilen aus den Drainagen. Der Anteil des partikulären $\text{GPO}_4\text{-P}$ am P_{ges} betrug dann bis zu 60 %.

Heflige Regenschauer

Bei den Untersuchungen am 20.08.1988 verhielten sich die Konzentrationen von $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ wie bei Tauwetter: Erst Anstieg der Konzentrationen bei steigenden Durchflüssen, bei weiter steigenden Durchflüssen nahmen sie dann ab. Bei K^+ , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} und Cl^- kam es von vorne herein zur Verdünnung (siehe Tab. 3).

An folgenden Terminen wurden nach Regenschauern erhöhte und zum Teil, infolge des Verdünnungseffektes, niedrigere Stoffkonzentrationen festgestellt: 06.05.1987, 10.08.1987, 13.04.1988, 22.08.1988 (siehe Abb. 1 und 2).

Regenguß mit vorausgegangener Gülleausbringung

In Tab. 4 sind die am 13.04.1988 an den Drainagen A 20, A 21, A 22 und A 24 gemessenen Werte den Mittelwerten der sonstigen Messungen gegenübergestellt wobei die Abnahme beziehungsweise die Zunahme

Tab. 4: Nährstoff-Konzentrationen an den Drainagen A 20, A 21, A 22 und A 24 im Durchschnitt 1987/88 (ohne Werte vom 13.04.1988) und am 13.04.1988.

	A 20		A 21		A 22		A 24	
	\bar{x}	Ap13	\bar{x}	Ap13	\bar{x}	Ap13	\bar{x}	Ap13
$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l	0,8	0,7	0,7	0,5	0,4	= 0,4	0,5	0,6
$\text{NH}_4\text{-N}$ µg/l	13	39	77	91	26	150	21	460
N_{ges} mg/l	0,885	0,7	0,7	0,5	0,4	0,5	0,6	1,1
$\text{gGPO}_4\text{-P}$ µg/l	41	48	156	448	47	70	79	950
P_{ges} mg/l	0,08	0,13	0,35	1,07	0,11	0,28	0,19	3,43
Kalium mg/l	0,5	0,3	2,0	3,0	0,7	0,85	0,6	3,3
Calcium mg/l	65	36	62	52	64	43	62	53
Magnesium mg/l	3,4	2,3	1,5	1,75	1,6	1,1	1,4	1,5
Kalium mg/l	6,9	3,3	5,3	4,8	6,0	3,4	5,5	4,4
Chlorid mg/l	5,6	1,7	4,3	2,8	1,9	0,7	3,2	4,5

der Konzentration durch einen Pfeil symbolisiert ist. Für $\text{NH}_4\text{-N}$ (1,2 bis 22-fach), P_{ges} (1,6-18fach) und $\text{gGPO}_4\text{-P}$ (1,2-12fach) kam es an allen Dränungen zum Anstieg der Konzentration (siehe auch Abb. 2). K^+ weist erhöhte Werte an 3 Dränungen auf; Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Konzentration nehmen an allen 4 Dränungen ab. N_{ges} und Na^+ zeigen unterschiedliches Verhalten. An Drän A 24 ist der Effekt der Gülleausbringung am deutlichsten ausgeprägt. Nur hier kommt es für $\text{NO}_3\text{-N}$ und Cl^- zu erhöhten Werten.

4.3. Niederschlag

Der Jahresniederschlag 1988 betrug in Artisberg 1218 mm. Die im Niederschlag festgestellten Stoffkonzentrationen sind in Tab. 5a im Anhang, die auf das ganze Jahr hochgerechneten Einträge in Tab. 5b dargestellt (im Anhang).

Der Anteil von $\text{NH}_4\text{-N}$ am N_{ges} ist relativ hoch. Hohe Ammoniumwerte wurden bei Regen nach Gülleausbringung festgestellt.

4.4. Verhältnisse im Artisberger Weiher

Der Artisberger Weiher wird alljährlich zum Abfischen abgelassen und im Frühjahr wieder bespannt. Jahr für Jahr kommt es zur Bildung von Algenblüten. Die Sichttiefe ging 1987 bzw. 1988 von 2,8 m nach der Wiederbespannung zurück auf 1,1-1,5 m. An der Oberfläche kam es zu Sauerstoffübersättigungen (bis 128 % O_2), über dem Grund zu Sauerstoffdefiziten (2,5-7 % O_2). Nährstoff-Gehalte, im Oberflächen wasser am Ablauf gemessen, sind in Tab. 1d (im Anhang; Drainage A ab) aufgeführt. Der für die Eutrophierung entscheidende P_{ges} beträgt im Durchschnitt 0,15 mg/l, Extremwerte sind 0,04 beziehungsweise 0,31 mg/l.

5. Diskussion

Eine Phosphorstudie, herausgegeben von der Gesellschaft Deutscher Chemiker 1987 (zitiert nach Attenberger 1989), gibt als Grenzwert von

P^{ess} für die Eutrophierung 0,02 mg/l an. Ab diesem Wert kann es zu einer Massentwicklung von Algen kommen. Er wird im Mittel von allen Dränungen und im Weiher überschritten: von denen der biologisch-dynamisch bewirtschafteten Fläche um das 2- bis 6-fache, der konventionell bewirtschafteten um das 4- bis 30-fache, den zusätzlich belasteten Dränungen um das 4- bis 107-fache und im Weiher um das 7,5-fache. Alle Dränungen tragen zum Teil erheblich zur Eutrophierung des Weihers bei.

Verglichen mit Werten aus der Literatur liegt P^{ess} bei den nicht zusätzlich belasteten Dränungen am Artisberger Weiher niedrig: die zusätzlich belasteten können sehr hohe Werte aufweisen (bis 2,8 mg/l). Bei denen in Tab. 6 im Anhang aufgeführten Untersuchungen bewegt er sich im Grünland zwischen 0,1-0,7 mg/l, im Ackerland zwischen 0,2-1,7 mg/l; am Artisberger Weiher bei der biologisch-dynamischen Fläche zwischen 0,04-0,1 mg/l, bei der konventionellen Fläche zwischen 0,08-0,6 mg/l. Ein erheblicher Anteil kann dabei der Düngung mit Gülle zufallen. Einen solchen Einfluß haben auch Foerster (1973) und Höll und Vogl (1983) nachgewiesen (siehe Tab. 6 im Anhang). Daß es bei Düngung mit Gülle zu einer Anreicherung von Nährstoffen im Boden, insbesondere von Phosphat, kommen kann, bestätigen Untersuchungen von Vetter und Klasink (1974).

Entsprechend P^{ess} sind die Konzentrationen von $gGPO_4\text{-P}$ an den nicht zusätzlich belasteten Dränungen, im Vergleich mit anderen Untersuchungen, als niedrig einzustufen.

Für Stickstoff ergibt sich ähnliches. In der Literatur stehen für Grünland um 1-2 mg/l N^{ess} für Acker um 4-10 mg/l (siehe Tab. 6 im Anhang). Am Artisberger Weiher liegen die Stickstoff-Werte, abgesehen von den zusätzlich belasteten Dränungen, zum Teil wesentlich niedriger. Das gilt für N^{ess} , $NO_3\text{-N}$, $NO_2\text{-N}$ und $NH_4\text{-N}$.

Wie beim Phosphor ist auch die Auswaschung beim Stickstoff bei verschiedener Düngungsart und Düngungshöhe unterschiedlich: Foerster (1973), Garwood und Tyson (1973), Höll und Vogl (1983), Neuhaus (1983), Walther und Scheffer (1988), Zwerman et al. (1972) (siehe auch Tab. 6 im Anhang) weisen bei Gülle- bzw. hoher Mineraldüngung erhöhte Werte nach.

Insbesondere die zusätzlich belasteten Dränungen weisen zum Teil ökotoxikologisch bedenkliche Konzentrationen von $NH_4\text{-N}$ und $NO_2\text{-N}$

(Maximalwerte von 33300 $\mu\text{g/l}$ $NH_4\text{-N}$ und 350 $\mu\text{g/l}$ $NO_2\text{-N}$) auf. Untersuchungen von Rosenhal (1984) und von Hermannz (1987) (zitiert nach einem Vortrag von Schwoebel bei Wasser Berlin '89, April 1989) bestätigen bei Fischen chronische Schäden unter Langzeitwirkung ab 10 $\mu\text{g/l}$ $NO_2\text{-N}$ ($= 3,04 \mu\text{g/l}$ $NO_2\text{-N}$) und 20 $\mu\text{g/l}$ $NH_4\text{-N}$ ($= 15,5 \mu\text{g/l}$ $NH_4\text{-N}$). Diese Konzentrationen werden sowohl in den Dränwässern als auch im Weiher zum Teil weit überschritten (siehe Tab. 1 im Anhang sowie Tab. 2). "Nitrit wirkt auf Mikroorganismen toxisch und schädigt das Pflanzenwachstum" (Walther et al. 1985).

Während der Wintermonate und bei Starkregen kommt es zur verstärkten Auswaschung von Nährstoffen, vor allem von $NO_3\text{-N}$, $NO_2\text{-N}$, $NH_4\text{-N}$, K^+ und $PO_4\text{-P}$. Diese werden bei hohen Durchflüßmengen bei Tauwetter bzw. heftigen Niederschlägen schubweise ausgetragen; dabei treten zum Teil hohe Konzentrationen auf. Daß es als Folge von kurzzeitigen Niederschlägen (Starkregen) zu starken Auswaschungsschüben kommen kann, beschreiben auch Walther et al. (1985): Bis zu 60 % und mehr der insgesamt im Jahr ausgewaschenen Stickstoffmenge können anfallen.

Die bei Artisberg in den nicht zusätzlich belasteten Dränungen festgestellten Konzentrationen für K^+ , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} und Cl^- liegen entweder im mittleren oder unteren Bereich anderer Untersuchungen (vgl. Tab. 2 und 6). Die zusätzlich belasteten Drainagen weisen für Na^+ (91,5 mg/l) und Cl^- (234 mg/l) sehr hohe Maximalwerte auf.

Sicherlich stellen die zusätzlich belasteten Dränungen am Artisberger Weiher keinen Einzelfall dar. Sie sind im Allgäu vielerorts anzutreffen als typische Beispiele des ungelösten Problems der Abwasser-Entsorgung bei der hier typischen Streusiedlung.

Hauße (1982) untersuchte an einem Standort, ca. 5 km von Artisberg entfernt, Dränwasser einer konventionell bewirtschafteten Fläche. Die von ihm ermittelten Werte entsprechen weitgehend denen der konventionellen Fläche am Artisberger Weiher (siehe Tab. 1 und 6 im Anhang).

Die im Niederschlag festgestellten Konzentrationen bzw. die Einträge durch den Niederschlag (siehe Tab. 5 im Anhang) stellen einen nicht unerheblichen Einfluß auf den Weiher und die umliegenden Flächen dar. Im Vergleich zu anderen Untersuchungen liegen die Konzentrationen für $NO_3\text{-N}$ und $NO_2\text{-N}$ niedrig, für $NH_4\text{-N}$ und $gGPO_4\text{-P}$ im mittle-

ren Bereich. Der Eintrag von $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{gGPO}_4\text{-P}$, K^+ und Mg^{2+} ist im mittleren Bereich einzuordnen. Die relativ hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Einträge sind auf die Güllewirtschaft zurückzuführen, die von $\text{SO}_4\text{-S}$ vermutlich auf die voralpine Lage.

6. Zusammenfassung

Am Artisberger Weiher wurden die Dränwasser und der Niederschlag auf Pflanzennährstoffe hin untersucht.

Die Durchschnittswerte der Konzentrationen von 1987/88 ergaben - abgesehen von $\text{NH}_4\text{-N}$ und K^+ - die niedrigsten Werte für die biologisch-dynamisch bewirtschaftete Fläche. Auch im Vergleich zu anderen Untersuchungen sind diese Werte sehr niedrig. Die Werte der konventionell bewirtschafteten Fläche liegen etwas höher. Zum Teil sehr hohe Werte weisen Dränungen auf, die zusätzlich belastet sind durch Abwässer von Straßen, Haushalten und/oder landwirtschaftlichen Betrieben.

Im Winter liegen die Konzentrationen höher als im Sommer. Maximalwerte wurden bei Einzelereignissen festgestellt: Tauwetter, heftige Regenschauer nach einer Trockenperiode, Regenschauer nach vorausgegangener Gülleausbringung.

Die Phosphor-Einträge in den Artisberger Weiher über die Dränungen sind so hoch, daß sie erheblich zur Eutrophierung des Weihers beitragen. Die Einträge über den Niederschlag entsprechen denen anderer Untersuchungen.

7. Ausblick

Da die Problematik Landwirtschaft - Naturschutz sehr komplex ist, bleiben viele Fragen offen, wenn die Aussagen nur auf das Gewässer ausgerichtet sind.

Daß die Einleitung von Abwässern aus Haushalten usw. unterbunden werden muß, ist klar; das betrifft im Allgäu nicht nur den Artisberger Weiher. Die Dränungen der biologisch-dynamischen Fläche weisen zwar zum Teil wesentlich niedrigere Nährstoffkonzentrationen als die der konventionell bewirtschafteten auf. Dennoch liegen diese über dem

für die Eutrophierung genannten Grenzwert von P_{ges} (0,02 mg/l). Es liegt auf der Hand, daß auch hier etwas geschehen muß. Optimal wäre es, wenn die Dränungen aufgegeben und eine Extensivierung der betreffenden Flächen erfolgen würde.

8. Literatur

- Attenberger, E. (1989): Abfluß und Nährstoffaustrag am Dränaustrag einer gedränten Fläche im tertiären Hügelland Südbayerns. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, 30: 132-137.
- Bolton, E. F., Aylesworth, J. W. und Hore, F. R. (1970): Nutrient losses through tile drains under three cropping systems and two fertility levels on a Brookston Clay soil. Can. J. Soil Sci., 50: 275-279.
- Brechel, H. und Sonneborn, M. (1985): Räumliche und zeitliche Variation des Gehaltes anorganischer Inhaltsstoffe im Freilandniederschlag - Ergebnisse einer Pilotuntersuchung in Hessen. VDI-Berichte, 560: 387-421.
- Foerster, P. (1973): Einfluß hoher Güllegaben und üblicher Mineraldüngung auf die Stoffbelastung (NO , NH_4 , P und SO_4) im Boden und Grundwasser in Sandböden Nordwestdeutschlands. Z. f. Acker- und Pflanzenbau, 137: 270-286.
- Foerster, P. (1982): Dränwasseruntersuchungen in einer nordwestdeutschen Ackermarsch. Kali-Briefe (Büntehof), 16/3: 159-174.
- Furrer, O. J. und Gächter, R. (1972): Der Beitrag der Landwirtschaft zur Eutrophierung der Gewässer in der Schweiz. Schweiz. Z. Hydrol., 34/1: 71-93.
- Garwood, E. A. und Tyson, K. C. (1973): Losses of nitrogen and other plant nutrients to drainage from soil under grass. J. agric. Sci. Camb., 80: 303-312.
- Georgii, H. W. (1965): Untersuchungen über Ausregen und Auswaschen atmosphärischer Spurenstoffe durch die Wolken und Niederschlag. Ber. d. DWD, 14/100: 1-23.
- Georgii, H. W. (Hrsg.) (1986): Atmospheric pollutants in forested areas. Reidel Publ. Comp.
- Gerike, S. und Kurnies, B. (1956): Pflanzennährstoffe in den atmosphärischen Niederschlägen. Phosphorsäure, 17(5/6): 279-300.

- Hamm, A. (1976): Zur Nährstoffbelastung von Gewässern aus diffusen Quellen: Flächenbezogene P-Abgaben - eine Ergebnis- und Literaturzusammenstellung. Z. f. Wasser- und Abwasser-Forschung, 9/1: 4-10.
- Hauffe, H.-K. (1982): Nährstoffausträge aus unterschiedlich genutzten Landschaften (Untersuchungen im östlichen Bodensee-Einzugsgebiet). Diss. Univ. Hohenheim.
- Hessische Forstliche Versuchsanstalt (1989): Forsthydrologischer Beitrag zum Untersuchungsprogramm Wdl. Jahresbericht 1988, 25-31.
- Hörl, W. und Vogel, H. (1983): Untersuchungen zur Ermittlung des Nährstoff-austrages durch die Dränung mit Hilfe von Beregnungsversuchen. Ber. über Landw., 61/3: 400-415.
- Kolenbrander, G. J. (1969): Nitrate content and nitrogen loss in drainwater. Neth. J. agric. Sci., 17: 246-255.
- Lehnardt, F., Brechtel, H.M. und Boness, M. (1983): Einfluß der Landnutzung auf den Gebietswasserhaushalt. III. Chemische Beschaffenheit und Nährstofftransport von Bachwässern aus kleinen Einzugsgebieten unterschiedlicher Landnutzung im Nordhessischen Buntsandsteingebiet. DVWK-Schriften 57.
- Maličky, G. (1987): Diffuser Nährstoffeintrag in den Lunzer Untersee unter besonderer Berücksichtigung des Niederschlags. Arbeiten a. d. Biol. Stat. Lunz Nr. 1131.
- Neuhaus, H. (1983): Nitratmobilität bei Grünlandnutzung auf gedrähten Marschböden. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 24: 347-351.
- Scharer, K. und Fast, H. (1951): Untersuchungen über die dem Boden durch die Niederschläge zugeführten Pflanzennährstoffe. Z. f. Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde, 55, Bd. 100/2: 97-106.
- Schön, R. (in Vorbereitung): 5. Saure Depositionen in der BRD. Literaturauswertung und -darstellung. Diss. Univ. Hohenheim.
- Ulrich, B. (1975): Die Umweltbeeinflussung des Nährstoffhaushaltes eines bodensauren Buchenwaldes. Forstw. Zentralblatt 76: 280-287.
- Veter, H. und Klasink, A. (1974): Verlagerung und Auswaschung von Nährstoffen bei starker Gülledüngung. Wasser- und Abwasser-Forschung, 1/74, 7. Jahrg.
- Walther, W., Scheffer, B. und Teichgräber, B. (1985): Ergebnisse langjähriger Lysimeter-, Drän- und Saugkerzenversuche zur Stickstoffauswaschung bei landbaulich genutzten Böden und Bedeutung für die Belastung des Grundwassers. Veröff. Inst. f. Stadtbaugesundh., TU Braunschweig, H. 40.

- Williams, R. J. B. (1970): The chemical composition of water from land drains at Saxmundham and Woburn, and the influence of rainfall upon nutrient losses. Rothamsted exp. station, Report for 1970, Part 2: 36-67.
- Zuber, R. (1962): Pflanzennährstoffe aus der Atmosphäre. Mitt. Geb. Lebensm.-Unters. Hyg., 53: 499-507.
- Zwerman, P. J., Greweling, T., Klausner, S. D. und Lathwell, D. J. (1972): Nitrogen and Phosphorous content of water from tile drains at two levels of management and fertilization. Soil Sci. Soc. America, Proceedings, Vol. 36: 134-137.
- Dipl. Biol. P. Seiffert
 Universität Hohenheim
 Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie
 Postfach 70 05 62
 7000 Stuttgart 70

9. Anhang

Tab. Ia: Nährstoff-Konzentrationen (Mittel-, Maximal-, Minimal-Werte) 1987/88 an Drainungen am Artisberger Weiher.

Drainage	PH-Wert	LF µS/cm	G-Härte	C-Härte	NO3-N mg/l	NO2-N µg/l	NH4-N µg/l	Nges mg/l	gPO4-P µg/l	pGPO4-P µg/l	Pges mg/l	Kalium mg/l	Calcium mg/l	Natrium mg/l	Magnesium mg/l	Chlorid mg/l
A 1 Mittelwert	7,4	470	11,0	10,4	3,4	32	1.100	4,66	267	16	0,20	4,1	61,0	27,7	6,6	30,7
A 1 Min	7,1	200	6,2	4,7	1,1	21	95	1,10	55	1	0,06	1,0	27,5	13,5	1,8	6,2
A 1 Max	7,8	725	17,0	17,4	6,0	47	3.290	9,30	709	54	0,76	10,6	97,3	60,0	10,0	104,0
A 1 n	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
A 3 Mittelwert	7,5	710	14,4	16,7	2,3	346	7302	0,95	1753	350	2,14	70,2	61,7	10,7	6,9	30,0
A 3 Min	7,1	412	10,2	11,4	0,9	15	40	1,40	504	0	0,50	14,0	40,0	4,0	1,0	7,0
A 3 Max	8,0	1514	20,6	20,2	11,3	2044	33200	37,12	4400	842	5,25	405,0	130,0	63,5	21,1	172,0
A 3 n	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
A 5 Mittelwert	6,9	555	13,2	12,0	1,0	51	2.404	4,16	1002	275	1,20	37,6	75,7	22,5	6,4	46,6
A 5 Min	4,2	245	6,2	8,0	0,5	0	30	1,17	225	64	0,30	6,0	42,0	6,0	4,5	13,1
A 5 Max	7,6	1350	19,0	21,0	6,0	99	11.569	17,64	2023	1.391	2,70	100,4	120,0	91,5	15,3	233,9
A 5 n	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
A 6 Mittelwert	7,0	430	12,0	11,4	2,4	34	510	2,99	223	80	0,30	11,5	70,3	4,0	6,7	6,3
A 6 Min	7,0	297	9,0	7,0	1,1	0	45	1,44	97	3	0,10	5,4	41,0	1,9	3,6	2,7
A 6 Max	7,8	613	17,4	15,4	4,3	91	1.350	5,63	371	317	0,54	19,6	100,0	15,0	10,6	17,9
A 6 n	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
A 7 Mittelwert	7,3	441	12,5	13,2	2,4	20	150	2,53	174	79	0,25	17,2	74,4	4,3	6,3	7,2
A 7 Min	6,8	327	9,2	10,5	1,4	10	120	1,50	103	42	0,22	10,3	56,0	2,6	4,7	3,3
A 7 Max	7,9	556	15,0	15,0	3,3	24	190	3,51	244	116	0,20	24,0	92,0	6,0	7,9	11,0
A 7 n	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2

Tab. Ib: Nährstoff-Konzentrationen (Mittel-, Maximal-, Minimal-Werte) 1987/88 an Drainungen am Artisberger Weiher.

Drainage	PH-Wert	LF µS/cm	G-Härte	C-Härte	NO3-N mg/l	NO2-N µg/l	NH4-N µg/l	Nges mg/l	gPO4-P µg/l	pGPO4-P µg/l	Pges mg/l	Kalium mg/l	Calcium mg/l	Natrium mg/l	Magnesium mg/l	Chlorid mg/l
A 8 Mittelwert	7,0	469	13,3	12,2	2,0	40	1300	3,36	144	139	0,28	14,0	74,1	4,3	7,9	7,4
A 8 Min	6,6	272	8,7	7,0	0,1	17	75	1,51	60	3	0,08	4,9	44,0	2,5	3,4	2,9
A 8 Max	7,4	689	20,0	17,8	3,8	101	6594	6,95	250	508	0,75	34,8	99,0	7,7	14,8	18,6
A 8 n	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
A 9 Mittelwert	7,4	346	11,2	9,1	2,9	12	71	2,99	54	28	0,08	2,5	61,0	2,4	5,2	2,6
A 9 Min	6,7	177	6,7	3,6	1,3	1	7	1,34	9	1	0,01	1,6	30,0	1,2	2,4	1,1
A 9 Max	8,1	497	18,6	14,8	7,9	37	207	7,91	124	100	0,23	5,1	90,8	5,6	7,7	7,2
A 9 n	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14
A 11 Mittelwert	6,7	199	7,3	6,4	0,1	3	20	0,16	78	26	0,10	2,3	40,7	1,7	3,9	3,2
A 11 Min	6,4	4	5,4	4,2	0	1	3	0,01	11	0	0,02	1,5	27,3	1,3	2,8	0,4
A 11 Max	7,2	291	10,0	8,0	0,6	6	52	0,65	390	94	0,42	4,0	53,5	2,1	5,0	17,9
A 11 n	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
A 12 Mittelwert	7,1	492	14,6	13,7	1,3	57	313	1,69	249	64	0,31	4,0	84,3	4,4	9,3	4,8
A 12 Min	6,6	259	8,8	7,2	0,2	5	31	0,33	15	2	0,02	1,0	46,5	1,4	4,2	0,8
A 12 Max	7,5	656	18,0	17,4	3,2	348	4078	6,40	1003	221	1,14	19,2	107,0	17,8	14,3	11,6
A 12 n	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
A 14 Mittelwert	6,6	310	9,9	8,9	0,4	5	113	0,56	31	69	0,10	0,9	51,8	1,1	5,3	1,2
A 14 Min	6,2	129	4,8	3,4	0	0,15	0	0,04	7	0	0,01	0,3	16,0	0,5	2,3	0,1
A 14 Max	7,0	503	15,9	15,9	3,5	31	1681	5,21	75	803	0,68	2,1	89,9	1,9	9,0	2,7
A 14 n	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24

Tab. 1c: Nährstoff-Konzentrationen (Mittel-, Maximal-, Minimal-Werte) 1987/88 an Drainungen am Artberger Weiher.

Drainage	Ph-Wert	Lf µS/cm	G-Härte	C-Härte	NO3-N mg/l	NO2-N µg/l	NH4-N µg/l	Nges mg/l	gGP04-P µg/l	pGP04-P µg/l	Pges mg/l	Kalium mg/l	Calcium mg/l	Natrium mg/l	Magnesium mg/l	Chlorid mg/l
A 15 Mittelwert	6,5	247	7,0	6,9	0,3	5	40	0,39	38	38	0,08	1,0	40,6	1,0	3,9	1,1
A 15 Min	4,5	125	4,4	3,2	0	0,05	2	0,07	14	14	0,04	0,5	18,0	0,5	2,1	0,4
A 15 Max	7,2	391	11,8	11,3	0,8	13	158	0,93	64	77	0,12	2,5	88,8	1,9	6,9	2,5
A 15 n	18	18	18	18	18	18	18	18	7	7	7	18	18	18	18	7
A 16 Mittelwert	6,6	280	9,3	8,0	0,4	5	29	0,46	19	20	0,04	0,7	46,3	0,9	4,3	0,5
A 16 Min	6,2	109	5,5	3,2	0,01	0,41	0	0,10	0	5	0,02	0,1	16,0	0,4	1,8	0,1
A 16 Max	7,1	455	14,1	13,3	1,9	18	87	1,91	41	34	0,08	2,4	81,0	1,6	7,4	1,0
A 16 n	17	17	17	17	17	17	17	17	7	7	7	17	17	17	17	7
A 17 Mittelwert	7,7	439	13,1	12,4	0,5	6	36	0,58	93	40	0,23	1,1	76,3	7,5	8,0	15,7
A 17 Min	7,2	257	8,2	6,9	0,2	2	4	0,23	17	1	0,04	0,5	43,0	3,5	3,9	3,1
A 17 Max	8,5	623	18,4	17,2	1,2	11	336	1,30	268	300	0,86	5,0	95,9	22,0	11,2	125,2
A 17 n	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23
A 20 Mittelwert	7,8	361	11,6	10,0	0,8	3	15	0,84	41	39	0,08	0,5	63,4	3,3	6,7	5,3
A 20 Min	7,4	201	6,1	5,4	0,1	0,12	0	0,09	6	0	0,01	0,2	35,0	1,3	3,3	1,7
A 20 Max	8,5	528	17,8	15,9	2,1	7	53	2,12	232	202	0,43	1,5	96,0	5,8	10,8	13,0
A 20 n	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
A 21 Mittelwert	6,9	328	10,5	8,7	0,6	10	82	0,82	253	116	0,59	2,4	58,5	1,8	5,1	3,8
A 21 Min	6,8	280	9,5	7,6	0,1	5	67	0,13	111	52	0,26	1,2	52,0	1,3	4,8	2,8
A 21 Max	6,9	395	11,4	10,8	1,2	17	91	1,24	448	217	1,07	3,0	65,8	1,8	5,4	4,7
A 21 n	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Tab. 1d: Nährstoff-Konzentrationen (Mittel-, Maximal-, Minimal-Werte) 1987/88 an Drainungen am Artberger Weiher.

Drainage	Ph-Wert	Lf µS/cm	G-Härte	C-Härte	NO3-N mg/l	NO2-N µg/l	NH4-N µg/l	Nges mg/l	gGP04-P µg/l	pGP04-P µg/l	Pges mg/l	Kalium mg/l	Calcium mg/l	Natrium mg/l	Magnesium mg/l	Chlorid mg/l
A 22 Mittelwert	6,8	331	10,2	9,6	0,4	4	41	0,41	50	45	0,14	0,7	61,7	1,6	5,7	1,8
A 22 Min	6,7	183	5,4	5,4	0	0	0	0,03	11	2	0,06	0,3	33,7	1,1	3,3	0,5
A 22 Max	6,9	429	13,0	13,4	1,3	11	159	1,30	97	186	0,28	1,3	82,2	2,0	8,6	3,5
A 22 n	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
A 24 Mittelwert	7,1	336	11,1	9,7	0,5	5	55	0,61	146	163	0,44	0,8	60,9	1,4	5,4	3,3
A 24 Min	6,7	182	6,0	5,0	0,04	1	5	0,05	13	0	0,03	0,2	33,5	1,1	3,3	1,5
A 24 Max	7,4	432	15,4	13,5	1,4	30	460	1,38	950	1638	3,43	3,3	82,5	1,8	7,8	4,5
A 24 n	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
A 25 Mittelwert	6,9	325	11,0	9,8	0,3	3	14	0,33	30	73	0,13	0,5	57,5	1,3	5,1	0,8
A 25 Min	6,1	207	6,7	6,2	0,05	0	0	0,06	4	1	0,01	0,2	38,3	1,1	3,6	0,3
A 25 Max	7,1	386	14,0	11,8	0,8	5	33	0,60	72	210	0,26	1,0	78,5	1,5	6,3	2,0
A 25 n	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
A 26 Mittelwert	6,9	389	12,8	11,6	0,7	4	25	0,71	47	68	0,12	1,1	66,0	1,6	6,7	3,0
A 26 Min	6,8	368	12,8	10,3	0,5	3	20	0,50	42	5	0,05	1,0	56,0	1,5	6,5	2,8
A 26 Max	7,0	410	12,8	12,8	0,9	5	29	0,91	51	132	0,18	1,1	76,0	1,7	6,8	3,1
A 26 n	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
A ab Mittelwert	7,8	325	9,7	8,9	0,1	7	106	0,24	58	47	0,15	2,9	54,3	3,7	5,6	5,4
A ab Min	7,4	249	7,0	6,6	0	1	0	0,00	7	11	0,04	1,5	39,0	3,1	4,5	2,7
A ab Max	8,5	472	14,8	13,0	0,7	21	962	1,70	129	187	0,31	16,0	78,8	4,6	7,2	12,5
A ab n	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23

Tab. 5a: Nährstoff-Konzentrationen im Niederschlag in Artisberg 1988. Vergleichswerte aus der Literatur.

		Ph-Wert	Lf $\mu\text{S/cm}$	NO ₃ -N mg/l	NO ₂ -N $\mu\text{g/l}$	NH ₄ -N mg/l	Nges mg/l	gPO ₄ -P mg/l	Pges mg/l	Kalium mg/l	Calcium mg/l	Natrium mg/l	Magnesium mg/l	SO ₄ -S mg/l
Artisberg 1988	*	5,9	25	0,6	12	1,04	1,65	0,036	-	0,3	0,5	0,2	0,15	3,5
	Min	4,1	9	0,2	3	0,25	0,6	n.n.	-	n.n.	n.n.	n.n.	0,04	n.n.
	Max	7,6	74	1,3	28	2,12	3,3	0,185	-	0,7	2,3	1,2	0,42	15,1
	n	33	33	28	28	30	28	19	-	28	28	28	29	30
Brechtel & Sonneborn 1985 Hessen FL	*	-	-	0,97	-	-	-	-	-	-	5,22	1,42	0,027	2,44
Georgii 1965 Hessen Frkf. FL	*	-	-	0,72	60	2,72	-	-	-	-	-	1,1	-	5,22
Gericke & Nurmies 1956 Bad.-Württ. FL Krs. Wangen	*	-	-	1,5	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	5,67
	Min	-	-	0,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
	Max	-	-	3,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	32,04
Hötl & Vogl 1983 Bayern	*	-	-	0,914	22	2,356	-	0,087	0,132	-	-	-	-	-
Malicky 1987 Österreich	*	-	-	0,74	-	0,67	1,55	-	0,009	-	-	-	-	0,74
	Min	-	-	0,06	-	0,02	0,08	-	0	-	-	-	-	0
	Max	-	-	4,88	-	6,4	12,79	-	0,32	-	-	-	-	4,29
Scharrer & Fast 1951 Gießen	*	-	-	3,14	-	3,65	6,9	0,1	-	1,69	-	-	-	31,71
	Min	-	-	1,36	-	n.n.	3,8	0,05	-	1	-	-	-	16,86
	Max	-	-	6,44	-	9,71	14,2	0,17	-	4,98	-	-	-	53,74

Tab. 5b: Nährstoff-Einträge (kg/ha*a) durch den Niederschlag in Artisberg 1988. Vergleichswerte aus der Literatur.

	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Nges	gPO ₄ -P	Pges	Kalium	Calcium	Natrium	Magnesium	SO ₄ -S	
Artisberg 1988	6,2	0,1	11,1	17,4	0,5	-	2,9	6	2	1,5	29,3	
Brechtel & Sonneborn 1985	7,45	-	-	-	-	-	-	21 (7)	12	-	17	Niedersachsen W
Georgii 1986	9,9	-	9,6	-	-	1,08	2,5	5,6	3,3	-	14,8	W
Hamm unveröff. zit. nach Hamm 1976	-	-	-	-	0,45	0,6-0,7	-	-	-	-	-	Bayern
Hess. Forstl. Versuchsanstalt 1982 zit. nach Lehnardt 1983	4,7-8,4	-	-	-	-	0,5-1,3	-	-	-	-	23-43,4	Hessen FL
Hess. Forstl. Versuchsanstalt 1989	6,6-9,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15-21	Hessen FL
	8,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23,4	Niedersachsen W
Malicky 1986	9	-	9,4	20	-	0,18	-	-	-	-	-	Österreich
Schön Diss. Manuskript 1989	4,5-9	-	7	-	-	-	-	-	-	-	13-17	S-Deutschland FL
	6,8-9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17-33	NO-Bayern FL
	7,5	-	13	-	-	-	-	-	-	-	18	N-Deutschland FL
Ulrich 1975	-	-	-	22	-	0,5	3,7	13	6,6	2,6	22	Niedersachsen W
Zuber 1982	0,81	-	6	-	-	-	1,3	12	2	1,6	14,4	Schweiz

FL = Freiland, W = Wald

Tab. 6a: Vergleichswerte bezüglich der Nährstoff-Konzentrationen in Drain- und Sickerwässern aus der Literatur.

Literaturquelle	Land	A-Acker G-Gründ	Düngung	Boden		NO3-N mg/l	NO2-N µg/l	NH4-N mg/l	Nges mg/l	gPO4-P mg/l	Pges mg/l	Kalium mg/l	Calcium mg/l	Natrium mg/l	Magnesium mg/l	Chlorid mg/l				
Attenberger 1988		A		Pg-Pb	↔ Max	20 60,0	-	0,1-0,34	-	-	0,55-1,7 5	-	-	-	-	-	Drän			
Bolton et al. 1970	Ontario, A Kanada	A	G	miner	G1	↔	-	-	14	-	0,22	1,35	116	-	59	-	Drän			
				ohne		↔	-	-	-	0,5	-	0,2	0,94	102	-	63	-			
				miner		↔	-	-	-	1,1	-	0,19	0,88	101	-	76	-			
				ohne		↔	-	-	-	3,5	-	0,17	1,14	49	-	31	-			
Foerster 1973	N-Deu	A	G	GB 600kg	Flug.esch	↔	50	-	0,7	-	4,1	-	-	-	-	-	Lysimeter			
				miner	Po-De	↔	10	-	0,3	-	0,3	-	-	-	-	-	-			
				ohne		↔	2,5	-	0,4	-	0,4	-	-	-	-	-	-			
Foerster 1982	N-Deu	A	G	m Bev	G	↔ Max	12,37	-	0,45	-	0,19	-	-	-	-	-	-	Drän		
							38	-	1,5	-	0,57	-	-	-	-	-	-	-		
							5,97	-	0,41	-	0,17	-	-	-	-	-	-	-	-	
							14	-	1	-	0,48	-	-	-	-	-	-	-	-	
Garwood & Tyson 1973	Engl	G	Sommer	250kg N st	Extr	0,6-5,2	-	-	-	-	0,2-0,8	0,4-1,9	80-110	1,4-2,5	1,3-1,9	3,5-7,5	Lysimeter			
				500kg N	Extr	0,8-96	-	-	-	-	0,1-0,7	0,4-1,3	125-250	2,1-3,7	1,0-3,0	7-15				
				250kg N	Extr	0,7-1,1	-	-	-	-	0,2-0,4	0,0-1,2	50-140	1,7-2,4	1,5-2,2	3-5,5				
				500kg N	Extr	3,2-12	-	-	-	-	0,2-0,5	0,6-1	70-150	1,4-2,4	1,6-2,2	3-10				
Kuefle 1982	S-Deu	b. Vögel	G	500kg N, 400kg P, 65kg Mg	↔	0,24	4	0,05	0,32	0,16	0,37	0,95	85	1,08	0,96	-	Drän			
				↔	0,30	24	0,90	1,20	0,22	0,30	6	90	3,20	13,40	-					
				↔	0,25	4	0,06	0,32	0,17	0,26	0,9	40	2,12	4,39	-					
				↔ Max	2,30	83	0,30	-	1,11	1,50	50	116	7,0	19,5	-					

Tab. 6b: Vergleichswerte bezüglich der Nährstoff-Konzentrationen in Drain- und Sickerwässern aus der Literatur.

Fortsetzung Tab. 6	Land	A-Acker G-Gründ	Düngung	Boden		NO3-N mg/l	NO2-N µg/l	NH4-N mg/l	Nges mg/l	gPO4-P mg/l	Pges mg/l	Kalium mg/l	Calcium mg/l	Natrium mg/l	Magnesium mg/l	Chlorid mg/l					
Högl & Vogl 1983	Bayern	A		GB+Ber	Pg-Pb Herbst	↔ ↔	29,1 7,3	340 0	0,26 0,00	-	1,34 0,3	1,71 0,69	-	-	-	-	Drän				
Kolenbrander 1988	Niederl	A		GB	versch.	↔	4-10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Lysimeter				
Walther & Schaffer 1988	BRD	G	G	ohne	S	↔	1,6-7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Lysimeter			
				ohne	L	↔	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
				GB	S	↔	1,1-52,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
				GB	L	↔	1,1-28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
				A	ohne	S	↔	3,0-25,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
				A	ohne	L	↔	1,2-33,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
				A	GB	S	↔	-202,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Williams 1970	Engl	G	G	vergleyte Böden	↔ Max	12,0	-	0,12	-	0,95	-	1,6	175	10,0	0,4	47,5	Drän				
						91,2	-	3	-	1,2	-	5,2	280	44,0	26,0	120					
Zverman et al. 1972	USA	A	G	niedr	L	↔	1,5	-	0,020	-	0,01	oPO4-P	-	-	-	-	Drän				
				hoch	L	↔	24,5	-	0,026	-	0,004	oPO4-P	-	-	-	-	-				

Abkürzungen: Düngung: miner = mineralisch
 GB = Gülle
 GB 600kg = 600kg Gülle pro ha und Jahr
 m Bev = mit Bevidung

Bodentyp: Be = Braunerde
 G1 = Gley
 Pb = Parabraunerde
 Pg = Pseudogley

Po = Podsol
 L = Lehm
 S = Sande
 st = sandige Lehme

Zur Limnologie des Donau-Altwassers Gronne vor und nach der Abkoppelung vom Fluß

Reinhard Baar, Georg Schadl und Uwe Tessenow

Universität Ulm

Abteilung Ökologie und Morphologie der Tiere

1. Einleitung

Unter natürlichen Bedingungen sind Altwasser wesentliche Bestandteile von Fluß-Aue-Systemen; über sie erfolgt die Verzahnung der aquatischen und terrestrischen Teilsysteme. Altwasser entstehen durch die geomorphologische Dynamik des Flusses und vergehen durch Sedimentation eingetragener Trübstoffe sowie durch Akkumulation von Resten der Auwaldvegetation und der biogenen Eigenproduktion. Entstehung und Verlandung sind somit Teil der natürlichen Flußdynamik und bedürften keines "Biotopmanagements".

Bei unseren mit anthropogenen Fremdstoffen belasteten, ausgebauten und manipulierten Gerinnen und Staustufenketten ist die Sachlage jedoch eine völlig andere. In diesen Gewässern sind Flußdynamik und Strukturvielfalt weitgehend durch technische Dienstbarkeit und morphologische Monotonie ersetzt. Ein solches Gewässer ist auch die Donau im Untersuchungsgebiet.

2. Die Gronne: Ursprung, Morphologie und Rahmenbedingungen

Die Gronne ist ein Ende der fünfziger Jahre zur Kiesgewinnung ausgebagertes ehemaliges Altwasser, das seinerseits durch die Donauregulierung Ende der 30er Jahre entstanden war. Bis zum Frühjahr 1988 hatte dieses Donau-Seitengewässer am Nordende eine offene, 30 m breite Verbindung zur Donau und war zusammen mit dem gegenüberliegenden Lichtenrsee Bestandteil der Wiblinger Staustufe (Abb. 1)*.

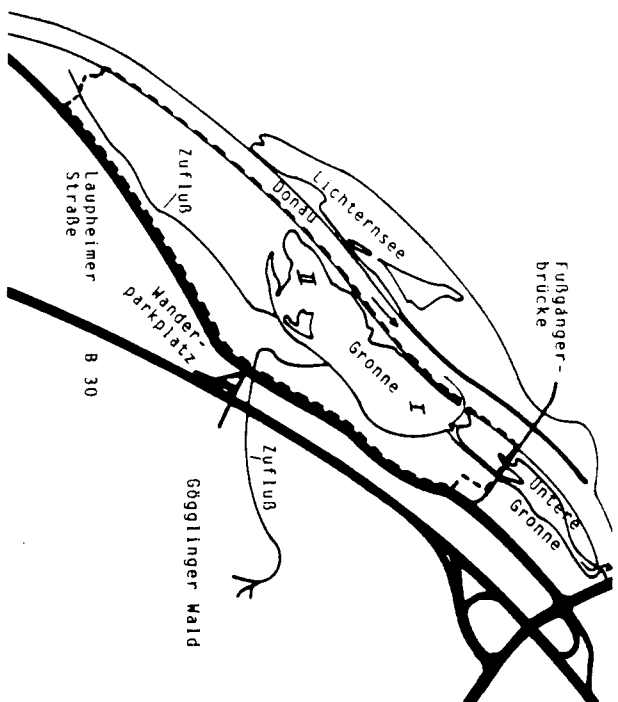


Abb. 1: Untersuchungsgebiet: Lage von Gronne und Lichtenrsee beiderseits der gestauten Donau. Grenze des Naturschutzgebietes gestrichelt. I und II = Seebecken G I und G II (aus G. Baar, 1988).

* Die Limnologie des Lichtenrsees zeigt viele Parallelen zu derjenigen der Gronne (vgl. Göpel et al., 1980)

Die Gronne ist ein Flachsee mit einer mittleren Seetiefe von 2,32 m und einer Fläche von 12 ha. Sie besteht aus zwei Becken mit Maximal-tiefen von 4,75 m (Gronne I, Abb. 1) bzw. 4,50 m (Gronne II, Abb. 1). Beide Becken sind über eine Tiefenrinne mit einer Schwellenhöhe von 2,1 m Seetiefe miteinander verbunden (nähere Angaben zur Morphologie bei R. Baar, 1987).

Die Gronne ist wesentlicher Bestandteil des gleichnamigen Naturschutzgebietes und wird vom Fischereiverein Uim/Neu-Uim "bewirtschaftet".

Der direkte Einstrom bzw. Durchstrom von trübstoff- und nährstoffreichem Donauwasser führte im See zur Hypertrophierung und zu starken Sedimentablagerungen. Durch permanent hohe Planktontrübung fehlen submerse Makrophyten heute fast vollständig, so daß das Gewässer-Ökosystem insgesamt stark verarmt ist (vgl. G. Baar, 1988). Darüber hinaus ist das Sediment mit Schwermetallen belastet (Schwarz, 1985).

Die rasche Verlandung im Einstrombereich der Donau war vor allem für den Fischereiverein bzw. für seine angehenden Mitglieder ein wachsendes Ärgernis, das zur Forderung nach einer Entschlammung der Gronne und ihrer Abkopplung von der Donau führte.

Wegen der komplexen Problematik und der hohen Kosten einer Entschlammung wurde zunächst nur die Abkopplung mit einer Kombination aus Damm und Spundwand verwirklicht. Die Baumaßnahmen einschließlich der Abdämmung des ehemaligen Auslaufkanals wurden am 12.4.1988 abgeschlossen.

Wie sich später anhand paralleler Pegelautzeichnungen in Donau und Gronne (Abb. 2) und zusätzlicher chemischer Untersuchungen im Nordteil des Sees herausstellte, war die Spundwand im Laufe des Jahres 1988 unterspült worden. Die durch Niederschläge und Wehrr Regulierungen in der Donau entstehenden Pegelschwankungen konnten sich so durch entsprechenden Wasseraustausch auch der Gronne mitteilen, wenn auch etwas gedämpft und um einige Stunden verzögert. Darüber hinaus war auch ein geringerer Wasseraustausch mit der unteren Gronne über einen defekten Schieber im geschütteten Damm des ehemaligen Auslaufkanals möglich.

Der durch mehr oder weniger periodische Wasserstandsschwankungen in der gestauten Donau ermöglichte Einstrom von Donauwasser in die Gronne betrug rechnerisch maximal ca. 300 l/s. Da jedoch die per-

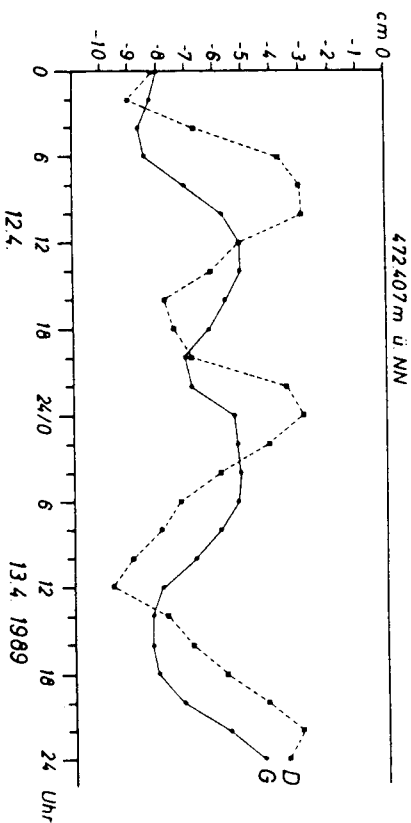


Abb. 2: Pegelschwankungen in Donau (D) und Gronne (G) nach Unterspülung der Spundwand.

manente Durchströmung im Nordzipfel der Gronne unterbunden war, bedeutete die durchgeführte Sanierungsmaßnahme zumindest eine starke Reduzierung des Einflusses der Donau auf die Gronne.

3. Chemismus von Donau und kleinem Zufluß

Bis zur Abkopplung war die Limnologie der Gronne sehr stark von der Donau geprägt. Zur Beurteilung des Donaeinflusses auf die Gronne soll zunächst ein tabellarischer Überblick über die wichtigsten Stoffhaushaltparameter der Donau für die Jahre 1985 und 1988 jeweils für die Monate April bis Dezember) gegeben werden (Tab. 1).

Die überwiegend geogenen Parameter des Kalz-Kohlensäure-Systems (GH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , SBV) und die gelöste Kieselsäure (Si) lassen im Vergleich der Jahre 1985 und 88 nur geringe Unterschiede erkennen. Anders ist dies bei den anthropogen beeinflussten Inhaltsstoffen: Das Chlorid lag 1988 deutlich unter den Werten von 1985, sicher zum Teil eine Folge der geringeren Streusalzaufwendungen im milden Winter 1987/88. Die Nitratkonzentrationen waren 1988 gering erhöht, der Sau-

Tab. 1: Donau 1985 und 1988, jeweils April-Dezember

Parameter	Dimension	1985				1988					
		n	Min.	Max.	\bar{x}	s(n)	n	Min.	Max.	\bar{x}	s(n)
GH	mg/l	17	4,72	6,09	5,51	0,41	16	4,52	6,02	5,56	0,42
Ca^{2+}	"	12	4,12	5,44	4,95	0,43	15	3,93	5,17	4,81	0,33
Mg^{2+}	"	12	0,26	0,82	0,53	0,19	15	0,41	0,93	0,72	0,15
SBV	"	17	3,77	4,93	4,16	0,38	14	3,55	4,97	4,53	0,37
Cl^-	mg/l	16	24	42	32	4,9	15	19	31	25	3,7
Si	"	17	1,85	3,56	2,75	0,56	16	1,42	3,41	2,80	0,48
$NO_3^- - N$	"	17	3,03	4,16	3,63	0,36	15	3,21	4,93	4,23	0,57
O_2	"	17	3,71	9,10	5,80	1,45	16	2,44	9,95	6,25	2,40
O_2	o/o d. S.	17	39	90	60	14	16	28	91	60	19
GP	$\mu g/l$	17	228	520	356	72	16	115	401	211	82
oP	"	17	161	372	281	62	16	61	215	131	45

- x = mittel aus n Einzelwerten
- s(n) = Standardabweichung
- GH = Gesamthärte (Ca^{2+} und Mg^{2+})
- GP = Gesamtphosphor im Rohwasser
- oP = ortho-Phosphat-P (molybdatreaktives Phosphat) im Filtrat

erstoffhaushalt erscheint nicht wesentlich verändert. Die stärksten Veränderungen zeigten sich beim Phosphat: Der Gesamtphosphor im Rohwasser (GP) fiel von durchschnittlich 356 auf 211 $\mu g P/l$, das molybdatreaktive ortho-Phosphat im Filtrat (oP) von 281 auf 131 $\mu g P/l$. Die Konzentrationsabnahme betrug im Mittel beim GP 41 %, beim oP 53 %. Diese Verminderung der P-Belastung der Donau muß auf die Verringerung des P-Gehaltes von Waschmitteln und auf Sanierungsmaßnahmen im Abwasserbereich zurückgeführt werden. Dadurch wäre der P-Eintrag in die Gronne auch ohne Dammbau erheblich, wenn auch nicht in ausreichendem Maße, zurückgegangen.

In die Gronne entwässert am Südostufer ein kleiner, aus dem Gögglinger Wald jenseits der Bundesstraße 30 kommender Bach mit einer

mittleren Wasserführung von 15-20 l/s, dessen Einfluß auf den Stoffhaushalt des Sees mit der Donau-Abkoppelung zugekommen hat. Das Wasser des kleinen Zulaufs zeichnet sich gegenüber dem der Donau durch besonders hohe Chlorid-, Silikat- und Nitratkonzentrationen, aber sehr niedrige Phosphatkonzentrationen aus. Die wichtigsten Daten des kleinen Zuflusses sind in Tab. 2 zusammengefaßt.
Ein weiterer, aus den Riedwiesen im Südwesten kommender Entwässerungsgraben ist für die Gronne ohne Bedeutung.

Tab. 2: Kleiner Zufluß 1985 (April-Oktober) und 1988 (April-Dezember); Abkürzungen vgl. Tab. 1.

Parameter	Dimension	1985				1988			
		n	Min.	Max.	\bar{x} s (n)	n	Min.	Max.	\bar{x} s (n)
GR	mg/l	16	7,45	7,89	7,66 0,12	13	7,42	9,93	7,89 0,40
Ca	"	11	6,77	7,66	7,15 0,30	13	6,63	8,33	7,15 0,44
Mg	"	11	0,15	0,82	0,52 0,20	13	0,60	0,88	0,74 0,08
SBV	"	16	4,27	5,08	4,79 0,20	12	4,75	6,82	5,28 0,64
Cl ⁻	mg/l	15	48	70	58 7,6	13	45	57	50 3,4
SI	"	18	5,11	6,46	5,87 0,36	13	4,95	6,35	5,55 0,40
NO ₃ -N	"	18	9,9	12,4	11,2 0,7	13	12,0	13,8	12,9 0,7
GP	ug/l	18	14	75	35 14,5	-	-	-	-
OP	"	18	7	25	19 5,3	13	7	24	12 5,5

4. Schichtung und Stoffhaushalt der Gronne im Vergleich der Jahre 1985 und 1988

Als Flachsee ist die Gronne nur labil geschichtet. Dies drückt sich vor allem in einer von März bis August andauernden Erwärmung des Tiefenwassers von etwa 8° auf 15-17° C aus. Die Erwärmung in der Tiefe ist die Folge von Teilzirkulationen, die im Sommerhalbjahr jederzeit im Zusammenhang mit windigen Kaltwetterlagen auftreten. Sie führen zur

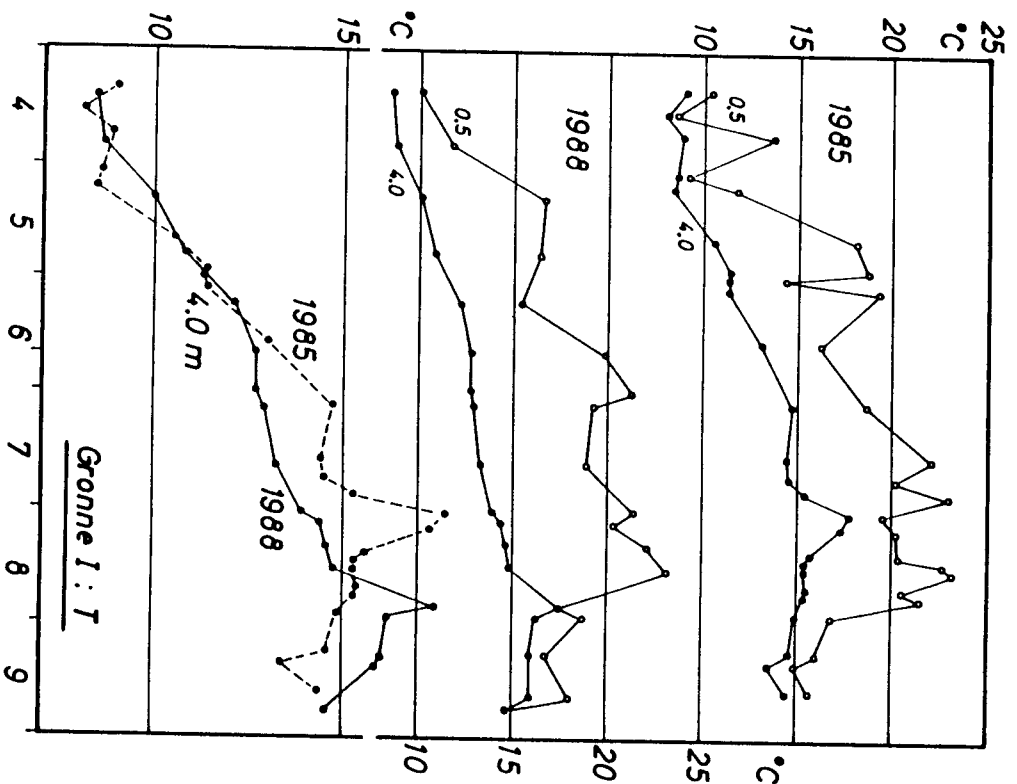


Abb. 3: Temperaturverlauf in Gronne I im Vergleich der Jahre 1985 und 1988, jeweils in 0,5 und 4 m Tiefe (April-September).

Destabilisierung der sommerlichen Schichtung, so daß die Vollzirkulation jedes Jahr bereits im August einsetzt.

Die Stabilität der sommerlichen Schichtung hat durch die Abdämmungsmaßnahmen zugenommen. Dies trifft besonders für den vor 1988 von der Donau stärker beeinflussten Seeeteil Gronne I zu. Die in Abb. 3 dargestellten Temperaturkurven für 0,5 und 4,0 m lassen den Unter-

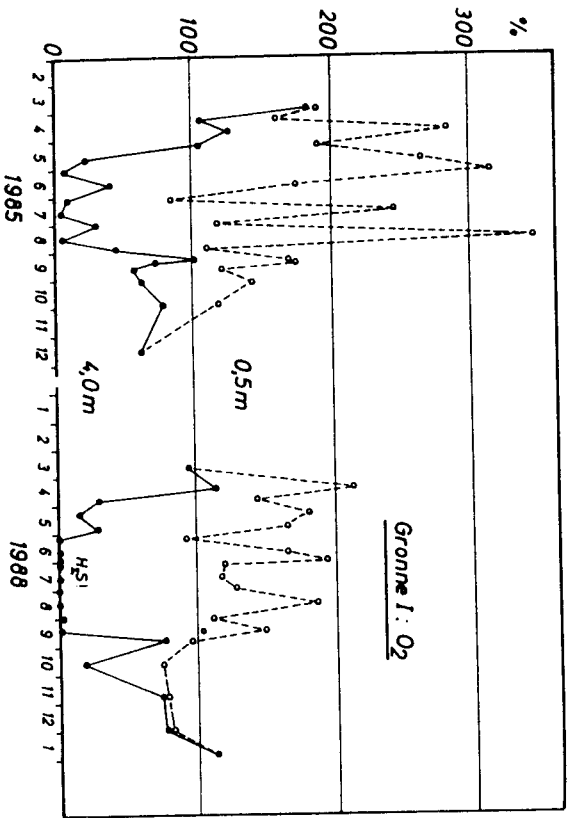


Abb. 4: Sauerstoffkonzentrationen in % der theoretischen Sättigung in Gronne I im Vergleich der Jahre 1985 und 1988, jeweils in 0,5 und 4 m Tiefe.

schied zwischen 1985 und 88 deutlich erkennen. Durch die Stabilisierung der thermischen Schichtung ist bei noch wenig verminderter Biomasse des Phytoplanktons (vgl. Stichtiefe und Chlorophyll in Tab. 4) die Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers stark zurückgegangen (Abb. 4).

Während der Sauerstoff im Tiefenwasser 1985 (und auch 1987) niemals ganz aufgezehrt wurde, herrschten 1988 von Anfang Juni bis Mitte September anoxische Verhältnisse mit H_2S -Konzentrationen bis 2,6

mg/l. Die O_2 -Konzentrationen im Oberflächenwasser waren 1988 wesentlich stabiler und insgesamt von geringerer Übersättigung geprägt als 1985.

Schichtungsstabilisierung und anoxische Bedingungen im Tiefenwasser spiegeln sich auch im Phosphatgradienten wider, der in Abb. 5 als Gesamt-P-Konzentration für 0,5 und 4,0 m in Gronne I dargestellt ist.

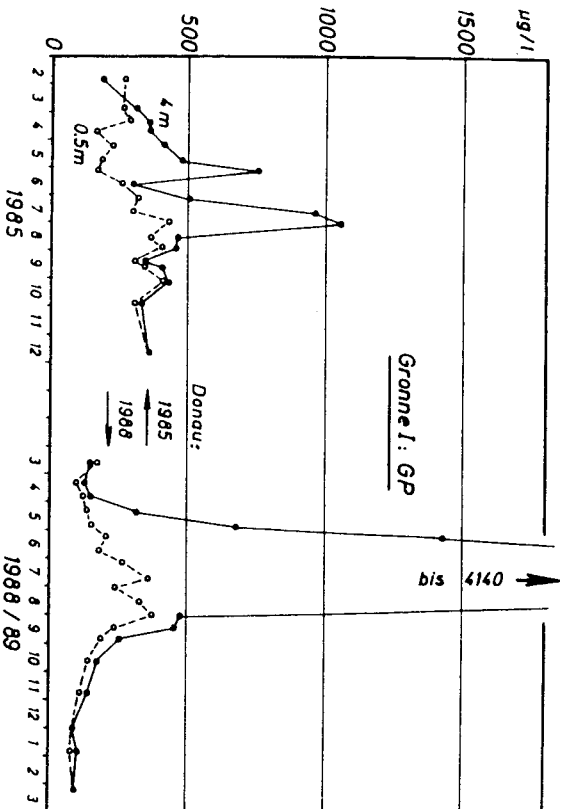


Abb. 5: Gesamtphosphor im Rohwasser ($\mu g GP/l$) in Gronne I im Vergleich der Jahre 1985 und 1988/1989, jeweils in 0,5 und 4 m Tiefe. Konzentration in der Donau als Jahresmittel im Niveau der Pfeile.

Verminderte Verteilung remobilisierten Phosphats und zusätzliche anoxische Freisetzung führten 1988 zu lang andauernden, extrem hohen P-Konzentrationen im Tiefenwasser. Diese wirkten sich im Zusammenhang mit Teilzirkulationen auch auf die oberen Wasserschichten aus, wodurch die GP-Konzentrationen hier zum Teil über das P-Niveau der Donau anstiegen (Tab. 3):

Tab. 3: Gesamt-Phosphat-Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) im Oberflächenwasser der Gronne (G I und G II) und der Donau

Datum	G I/0,5 m	G II/0,5 m	Donau
04.07.88	258	230	243
19.07.88	347	284	204
16.08.88	322	232	205
29.08.88	368	408	208

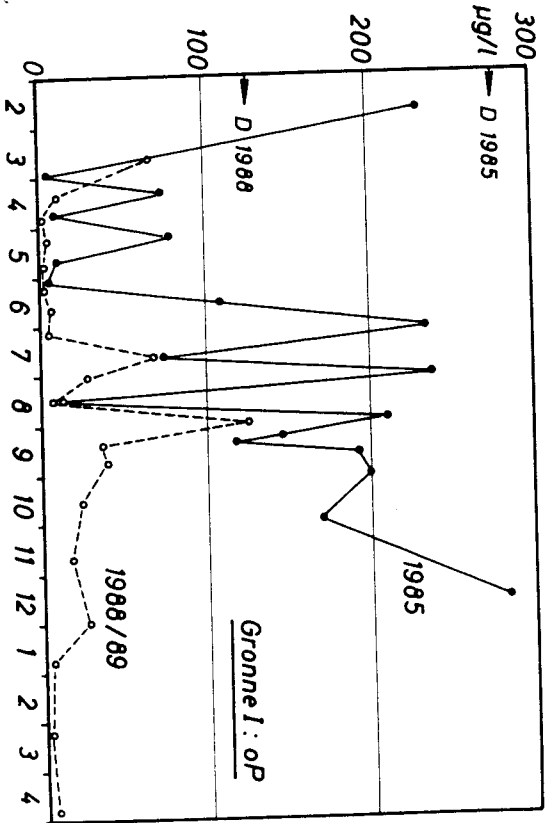


Abb. 6: Molybdatreaktives Phosphat im Filtrat ($\mu\text{g oP/l}$) in Gronne I, 0,5 m im Vergleich der Jahre 1985 und 1988/1989. Pfeile = jeweilige Jahresmittel der Donau.

Die Konzentrationen für das gelöste Phosphat (oP) stiegen im Oberflächenwasser nur auf maximal $168 \mu\text{g P/l}$ ($29.8.88$), die oP-Konzentrationen der Donau lagen im Juli/August 1988 bei $130-180 \mu\text{g/l}$. Diese

gegenüber dem GP wesentlich geringere Konzentration des oP im Oberflächenwasser des Sees ist eine Folge der raschen biogenen Fixierung des direkt verfügbaren Phosphats, das heißt der raschen Umwandlung in partikuläres Phosphat.

Die Mengen an direkt verfügbarem Phosphat (oP) haben, wie Abb. 6 und Tab. 4 zeigen, im Oberflächenwasser stark abgenommen, die Konzentrationsschwankungen sind erheblich zurückgegangen. Damit ist eine

Tab. 4: Gronne I: Vergleich der wichtigsten Stoffhaushalts-Parameter von Ober- und Unterschicht (0,5 bzw. 4 m) der Jahre 1985 und 1988 als Mittelwerte (der Monatsmittel) für das Sommerhalbjahr (April-September).

	1985		1988	
	0,5	4	0,5	4
GH	4,75	5,16	3,84	4,62
pH	8,59	7,66	8,47	7,21
Cl ⁻	31,4	29,6	39,3	37,1
oP	99	340	24	748
GP	278	513	208	1263
NO ₃ -N	2,49	2,76	1,02	1,11
NH ₄ -N	-	0,73	-	4,20
O ₂	17,9	5,14	13,5	2,42
O ₂	198	51	147	23
Si	1,16	2,43	1,48	2,61
Chl. a	125	58	112	63
ST	0,79		0,63	

wesentliche Voraussetzung für eine allmähliche Genesung des Sees gegeben.

Die in Tab. 4 zusammengefaßten, aus den Monatsmitteln errechneten Saisonmittel April-September zeigen weitere Veränderungen im

Stoffhaushalt der Gronne. Hinzuweisen ist besonders auf die Parameter GH, $\text{NO}_3\text{-N}$ und Cl. Während GH und $\text{NO}_3\text{-N}$ durch biogene Fällung bzw. Fixierung vermindert sind, ist das Chlorid durch die stark verminderte Auswaschung von seiten der Donau angestiegen. Die Chloridkonzentrationen der Gronne gleichen sich dem Mittelwert des kleinen Zuflusses an, der sich im Sommer in die Tiefe von Gronne II einschichtet (vgl. Tab. 2 und 4 sowie Abb. 7).

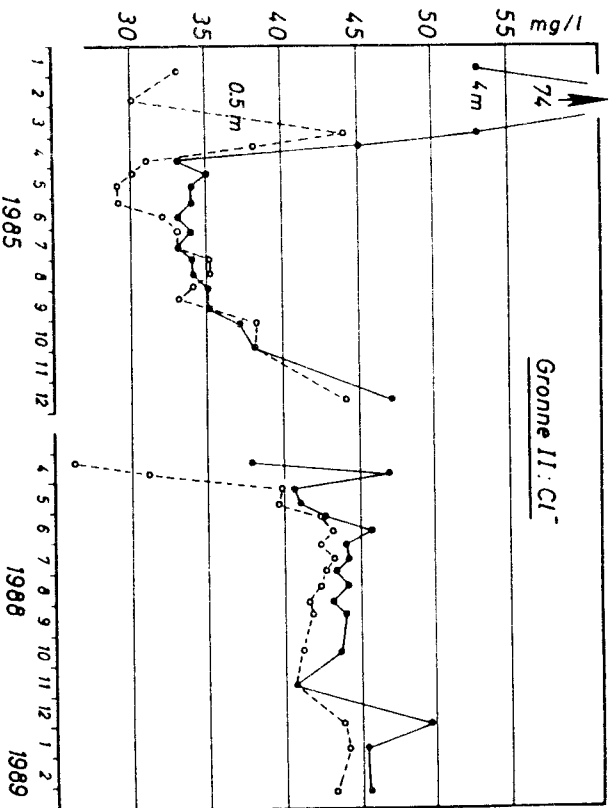


Abb. 7: Chloridkonzentrationen (mg Cl/l) in Gronne II im Vergleich der Jahre 1985 und 1988/1989, jeweils in 0,5 und 4 m Tiefe.

5. Schlußfolgerungen

Der Dammschluß zwischen Gronne und Donau hat im komplexen Ökosystem des Sees eine Vielzahl von Umstellungen zur Folge, die nach

einem Jahr noch gar nicht vollständig zu übersehen sind. Die Gronne befindet sich derzeit in einer labilen Übergangsphase. Die bisher festgestellten Veränderungen sind das Ergebnis folgender geänderter Rahmenbedingungen, die zum Teil gegenläufige Effekte zeigen:

- Verminderung der Wassererneuerung und damit auch der Auswaschung im See gebildeter oder aus dem übrigen Einzugsgebiet eingetragener Stoffe (Plankton, Chlorid);
- Verminderung der Zufuhr Donau-bürtiger Substanzen (Trübstoffe, Nährstoffe);
- Stabilisierung der Schichtung, das heißt Reduktion des vertikalen Wasseraustausches;
- Verringerung der Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers und dadurch vollständiger O_2 -Schwund und Auftreten von Schwefelwasserstoff über längere Zeiträume.

Die verminderte externe Phosphatzufuhr wird zunächst weitgehend durch verstärkte interne Freisetzung kompensiert, so daß sich (auch aufgrund der verminderten Auswaschung) noch keine eindeutige Abnahme der Biomasse des Phytoplanktons ergeben konnte.

Die Übergangsphase ist durch eine Verschlechterung der Lebensbedingungen für Schlammbewohner der Tiefenregionen charakterisiert, da die positiv zu wertende Verringerung der Nährstoffzufuhr nicht so rasch greifen kann wie die sich zunächst überwiegend negativ auswirkende Schichtungsstabilisierung. Die langfristige Entwicklung bleibt abzuwarten.

Auch wenn die Gesamtbilanz für das Seitengewässer Gronne schließlich positiv ausfällt (was zu erwarten ist), bleibt aber der negative Effekt für den Fluß! Dieser besteht im Verlust von Retentionstraum für Hochwässer, im Verlust von Rückzugsraum für Flußtiere, besonders Fische, und im unterbrochenen Organismenaustausch, also insgesamt in einer weiteren Zerteilung des Fluß-Aue-Systems. Wenn diese negativen Effekte auch - bezogen auf den Einzelfall - für die Donau insgesamt kaum ins Gewicht fallen, muß die Problematik der Sanierung von Einzugsgebieten auf Kosten des Gesamtsystems jedoch gesehen werden.

6. Zusammenfassung

Im April 1988 wurde das Donau-Seitengewässer Gronne durch eine Kombination aus Damm und Spundwand von der Donau getrennt. Die Auswirkungen dieser Sanierungsmaßnahme auf die Gronne werden exemplarisch vorgestellt und diskutiert.

Der positive Effekt für die Gronne besteht in einer Verringerung der allochthonen Trübstofflast und einer starken Drosselung der Nährstoffzufuhr, besonders der P-Zufuhr. Negativ für viele Bewohner der Tiefenzone macht sich die Stabilisierung der Schichtung mit anoxischen Bedingungen im Tiefenwasser bemerkbar. Da sich der See noch im Zustand einer labilen Übergangsphase befindet, und die Abtrennung noch nicht vollständig gelungen ist, ist es für endgültige Schlussfolgerungen und Wertungen noch zu früh.

7. Literatur

- Baar, G. (1988): Sediment- und Benthos-Untersuchungen in der Gronne, einem ausgebauten Altwasser der Donau im Bereich der Wiblinger Staustufe. Diplomarbeit, Universität Ulm.
- Baar, R. (1987): Limnologische Untersuchungen im Freiwasser der Gronne im Hinblick auf die Beeinflussung durch die Donau. Diplomarbeit, Universität Ulm.
- Göpel, H., Krull-Savage, U., Nusser, E. und Tessenow, U. (1980): Zur Limnologie des Lichtenensees, eines Rückhaltebeckens im Bereich der Wiblinger Donaustufe bei Ulm. Mitt. Verrein. Naturwiss. u. Mathem. Ulm, Heft 31: 45-70
- Schadl, G. (1989): Untersuchungen zur Limnologie der Gronne nach der Abdämmung von der Donau. Diplomarbeit, Universität Ulm.
- Schwarz, J. (1985): Die Belastung des Naturschutzgebietes Gronne mit Schwermetallen - ermittelt anhand von Sediment-, Pflanzen- und Tieruntersuchungen. Diplomarbeit, Universität Ulm.
- R. Baar, G. Schach, Prof. Dr. Uwe Tessenow
Universität Ulm, Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere (Biol. III)
Oberer Eselsberg M 25
7900 Ulm

Probleme der Bioindikation für kleinere Stehgewässer

4.

Wasserpflanzen als Bioindikatoren, dargestellt am Beispiel kleinerer Stillgewässer Oberschwabens und der Franche Comté

Werner Konold, Otto Schäfer und Alexander Kohler

Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie, Universität
Stuttgart-Hohenheim

1. Begriff der Bioindikation

Alle Organismen, also auch Wasserpflanzen, besitzen einen physiologischen Toleranzbereich mit einem mehr oder minder großen Optimum und dem randlichen Pessimum (Schubert, 1985). Es besteht eine Toleranz gegenüber einzelnen Standortfaktoren und Faktorenkombinationen. Ausschlaggebend für die Reaktion eines Organismus - hier einer Wasserpflanze - oder einer Population sind oft Einzelereignisse bzw. Einzelfaktoren, die an oder über der Toleranzschwelle liegen, also beispielsweise kurzfristige, hohe Nährstoff- oder Schadstoffbelastungen oder extremer nächtlicher Sauerstoffmangel. Arten mit einer weiten Toleranzbreite nennt man eurypotente Organismen, solche mit einer engen Toleranzbreite stenopotente Arten (Schubert, 1985). In den Begriffen steckt das Wort "Potential", welches jedoch nur ausgeschöpft werden kann in Laborversuchen. Die definitive und reale ökologische Potenz bzw. die ökologischen Präsenzbereiche von Organismen manifestieren sich hingegen am natürlichen oder an dem vom Menschen veränderten Standort im Freiland. Die Korrelation der organismischen Lebensfunktionen mit den Umweltfaktoren ergibt dort einen Zeigerwert

(Schubert, 1985), und zwar als integrale Aussage über den Zeitraum, in welchem der Organismus oder die Population den Umweltfaktoren ausgesetzt ist. Der Zeigerwert - zum Beispiel einer Pflanze - ist lediglich ein Teil dessen, was man als Bioindikation bezeichnet (Arndt et al., 1987, S. 10 ff.).

Interpretierbar ist zunächst einmal lediglich das Vorhandensein von Organismen oder Organismengruppen und nicht deren Fehlen, es sei denn, daß ältere Untersuchungen einen Vergleich des Arteninventars und der Standortfaktoren zulassen. Ist ein solcher Vergleich nicht möglich, so sollte man sehr vorsichtig mit den Begriffen "verarmt" oder "gestört" umgehen. Ist ein Zeitbezug möglich, so eignen sich beispielsweise Wasserpflanzen grundsätzlich als Bewertungs- und Überwachungsinstrumente (zum Beispiel Kohler et al., 1987). Neben ihrem Vorhandensein sind dann interpretierbar die Zunahme und die Neuankunft, der Rückgang und das Verschwinden bzw. die Ausrottung von Arten. Beobachtet werden muß jedoch im Einzelfall, ob zum Beispiel eine veränderte Belastungssituation oder aber populationsdynamische Prozesse dafür verantwortlich sind.

Was die Wasserpflanzen als Bioindikatoren bzw. Zeigerpflanzen angeht, so liegen einige Erfahrungen vor, etwa von Kohler (1975), Kohler und Zeltner (1974), Kohler (1982), Melzer (1976), Melzer (1988), Wiegleb (1978), Pietsch (1982) sowie von Konold (1987).

2. Faktoren, die für das Auftreten von Wasserpflanzen in stehenden Gewässern verantwortlich sind

Es gibt eine Vielzahl von abiotischen und zeitlichen Faktoren, die neben den biotischen Faktoren für das Vorkommen und die Verbreitung von Wasserpflanzen ("Gewässer-Makrophyten") ausschlaggebend sind. Einige dieser Bedingungen stehen in wechselseitiger oder in einseitig gerichteter Abhängigkeit zueinander. Einige sollen hier genannt werden:

1. Die natürlichen pflanzengeographischen Areale, die begrenzt sind etwa durch zunehmende Ozeanität oder Kontinentalität bzw. die Höhenlage, also durch das Klima. - Pflanzen am Rand ihres natürlichen Areals, sozusagen im räumlichen Pessimum gelegen, sind da-

her als Bioindikatoren wenig geeignet. Dies gilt im Fall Oberschwabens zum Beispiel für *Najas marina* und im Fall Franche Comté/Bresse für *Marsilea quadrifolia*.

2. Das anstehende Gestein und dessen Verwitterungsprodukt bzw. das Substrat. - Unsere Gewässer liegen beispielsweise im kristallinen Grundgebirge (Südvogesen), im Jura, in tertiärem Material (Sundgau), in pleistozänen Ablagerungen oder in Moorgebieten.

3. Die Gestalt der Landschaft. - Die Oberflächenformen eines Gebietes bestimmen die Reliefenergie und damit die Stoffeinträge und zum Beispiel auch die Schwebstoffmenge und die Sedimentationsverhältnisse im Gewässer, aber auch die Anzahl der Gewässer im Raum, deren Größe und Gestalt sowie die Vernetzung der Feuchtkotope untereinander. Auch der natürliche Alterungsprozeß hängt von den Oberflächenformen ab: Ein See in einem tiefen Toteisloch altert langsamer als ein im ebenen Gelände liegender Flachsee, der nur ein Litoral besitzt.

4. Die hydrologischen und die hydraulischen Gegebenheiten. - Zu nennen sind die Stichworte Wasserdurchfluß, der reale Wasseraustausch (wird der gesamte Wasserkörper ausgetauscht oder werden einige seichte Buchten kaum berührt?) und der Gang der Wasserführung des zufließenden Gewässers.

5. Zustand und Nutzung des Einzugsgebiets sowie unmittelbare randliche Effekte wie Tritt, Beweidung, Düngung usw. (siehe Pfadenhauer et al., 1985).

6. Die Lichtverhältnisse. - Diese können differenziert sein durch den angrenzenden Bewuchs, durch Decken von Schwimmblattpflanzen oder etwa durch Trübung und Eigenfärbung (zum Beispiel Moorse) des Wassers.

7. Die Bewirtschaftung, Nutzung und Nutzungsgeschichte des Gewässers (dazu zum Beispiel Konold, 1987).

8. Die chemisch-physikalische Beschaffenheit des Sediments.

9. Die chemisch-physikalischen Eigenschaften des umgebenden Wassers, das Lebensraum ist und Nährmedium sein kann.

Aus diesen Faktoren und den zahlreichen Faktorenkombinationen resultiert eine ausgeprägte Individualität der einzelnen Gewässer, auch hinsichtlich ihrer floristischen Ausstattung (siehe Konold, 1988).

3. Einschränkungen des bioindikatorischen Werts von Makrophyten für die Beurteilung des Gewässerzustands

Der Zeigerwert bzw. die Bioindikation von Wasserpflanzen basiert darauf, daß das Vorkommen der Pflanzen mit chemisch-physikalischen Analysedaten korreliert wird, um dann - wenn ausreichend viele Daten zur Verfügung stehen - alleine aus einer Pflanzenkartierung Aussagen über den Zustand des Gewässers machen zu können. Solche Verfahren sind in terrestrischen Ökosystemen schon seit langem üblich und auch allgemein akzeptiert (siehe Schubert, 1985).

Chemisch-physikalische Analysedaten spiegeln zwar viele der oben genannten Standortfaktoren und deren Kombinationen wider, aber man erfaßt damit nur Teilbereiche der abiotischen Lebensbedingungen.

Wenn man über die Wasserpflanzen Aussagen zum Gewässerzustand macht, so geht man davon aus, daß der Wasserkörper Nährmedium bzw. - hier spielt bereits die Problematik der Gewässergüte mit hinein - belastendes Medium ist.

Dies kann allerdings streng genommen nur gelten für die Pleustophyten, also Wasserschweber, und für die Pflanzen, die sich mit Hilfe von Rhizoiden (zum Beispiel die Charophyten) im Sediment lediglich verankern, sowie für die Haptophyten, für die der Gewässergrund nur physikalisches Substrat und damit ernährungsphysiologisch nicht von Belang ist. Von diesen Lebensformen-Gruppen ist ein Zeigerwert für den Gewässerzustand am ehesten zu erwarten und auch plausibel.

Bei den Rhizophyten hingegen ist grundsätzlich eine Nährstoffaufnahme über Sproß und Wurzel möglich, so daß sich der Zeigerwert auf den Wasserkörper und/oder auf das Sediment beziehen kann.

Einer der wenigen Makrophyten, der in dieser Beziehung gut untersucht ist, ist *Myriophyllum spicatum*. Das Ährige Tausendblatt gilt zu Recht als eutraphente Art. In N- und P-armen Gewässern ernährt es sich jedoch nahezu ausschließlich aus dem Sediment. Ist das Sediment N-arm und der Wasserkörper N-reich, erfolgt verstärkt eine Nährstoffaufnahme über den Sproß. Beim Abbau der Biomasse werden erhebliche Mengen an Phosphor freigesetzt. *Myriophyllum spicatum* wirkt bei einer überwiegenden Ernährung aus dem Sediment als Phosphor-Pumpe (Bole und Allan, 1978; Nyström und Mantai, 1978; Barco und

Smart, 1980; Carignan und Kalf, 1980; Carpenter, 1980; Mantai und Newton, 1982; Konold, 1987, S. 506). Die Art ist also ganz eindeutig ein Eutrophierungszeiger, aber ihr Vorkommen sagt uns nicht, ob sie uns etwas über den Wasserkörper oder das Sediment anzeigt. Ähnlich flexibel in ihrer Nährstoffaufnahme dürften auch andere Rhizophyten sein.

Je größer der Anteil der subhydrischen Biomasse an der gesamten Biomasse ist, desto geringer scheint der Zeigerwert zu sein. Extreme Beispiele hierfür sind *Nymphaea alba* und *Potamogeton natans* (siehe Abb. 1), die sehr kräftige Wurzelstöcke und Rhizome besitzen.

Trotz aller Einschränkungen bzw. in bewußter Anerkennung der geschilderten Probleme - auch taxonomische Fragen wären noch zu nennen - ist das Verfahren der Bioindikation mit Hilfe von Wasserpflanzen praktikabel und ein gewichtiger Teil bei der Beurteilung von Gewässern.

4. Beispiele für Zeigerwerte von Makrophyten aus Oberschwaben und der Franche Comté

Im folgenden geht es um Stillgewässer bzw. Wasserpflanzen in Oberschwaben (Konold, 1987) und in der Franche Comté (Schärer, 1985), beides Landschaftsräume, die reich sind an künstlich geschaffenen Weirhern. Entsprechend stark im Vordergrund steht daher der Standortsfaktor der Nutzung bzw. der Bewirtschaftung.

Die pleistozäne oberschwäbische Landschaft wird als bekannt vorausgesetzt (Konold, 1987). Die Franche Comté ("Freigräfschaft") im Osten Frankreichs, in deren geographischem und politischem Mittelpunkt Besançon liegt, ist umgeben vom Elsaß, von Lothringen, Burgund und der Schweiz. Jeweils von Nordosten nach Südwesten wird sie durchflossen und damit auch gegliedert von den Flüssen Saône, L'Ognon und Doubs. Die politische Einheit Franche Comté ist geologisch und geomorphologisch sehr unterschiedlich strukturiert. Zur Freigräfschaft gehören beispielsweise die Südwestvogesen, die ebenen Tiefländer Sundgau und Bresse sowie ein Teil der Jura-Schichtstufenlandschaft.

Beide Untersuchungsgebiete zusammen genommen besitzen ein außerordentlich reichhaltiges Wasserpflanzeninventar, das sich jedoch

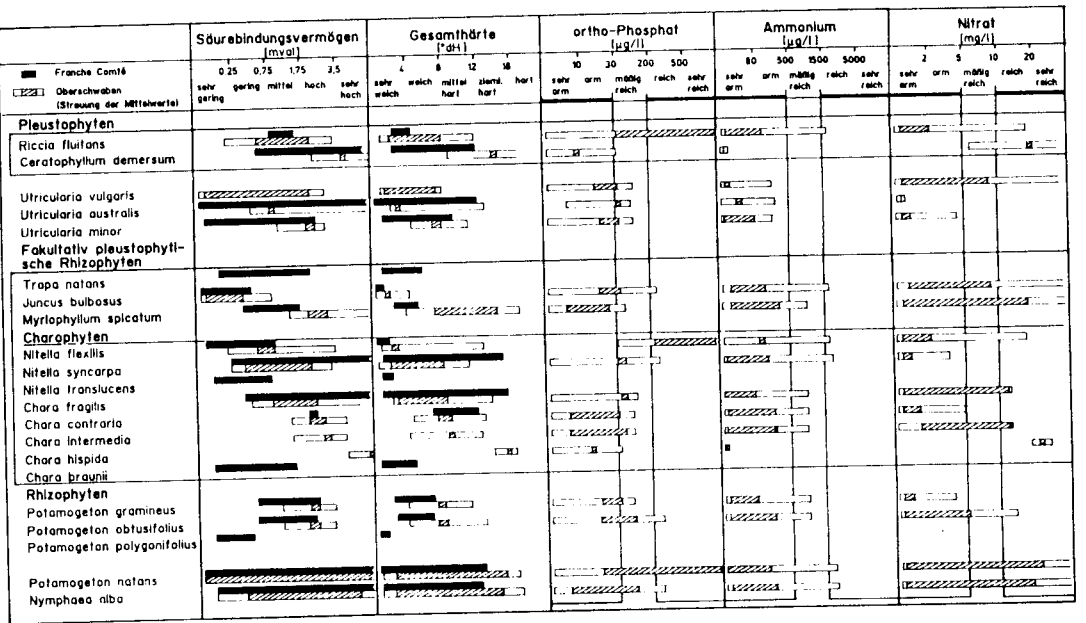


Abb. 1: Wasserpflanzen Oberschwabens und der Franche Comté und Eigenschaften ihrer Wohngewässer

zu einem erheblichen Teil ausschließt. Hierfür sind in erster Linie geologische und pflanzengeographische Faktoren verantwortlich.

In Oberschwaben wurden relativ wenige Gewässer sehr intensiv floristisch-vegetationskundlich untersucht, ergänzt durch ein zeitlich dichtes Meßprogramm (einmal monatlich Laboranalysen über maximal 25 Monate); in der Franche Comté hingegen waren es viele Gewässer (74), in denen außerdem orientierend Leitfähigkeit, pH-Wert, Gesamt- und Karbonathärte (und damit auch das Säurebindungsvermögen) erhoben wurden. - Eine umfassende Eichung der Makrophyten-Zeigerwerte liegt also nur für die oberschwäbischen Stillgewässer vor.

Obwohl die folgenden Aussagen streng genommen nur für die behandelten Regionen gelten, so lassen sie sich dennoch einbinden in Datensammlungen, die für größere Räume Gültigkeit beanspruchen (zum Beispiel Pietsch, 1982). Aufgrund der immer noch schmalen Basis der bisherigen Untersuchungen ist es jedoch fast zwangsläufig so, daß mit jeder neuen regionalen Betrachtung Korrekturen an bestehenden Zeigerwerten vorgenommen werden müssen (siehe Konold, 1987).

In Abb. 1 sind einige Ergebnisse zusammengefaßt. Berücksichtigt sind Pleustophyten, "fakultativ pleustophytische Rhizophyten", also Rhizophyten, die über kürzere oder längere Zeit pleustophytisch leben, Charophyten sowie zwei Gruppen von Rhizophyten. Die Abbildung sagt uns, daß gewisse Pflanzenarten in Gewässern mit diesen und jenen Eigenschaften vorkommen, etwa Riccia fluitans in weichen, P-reichen, aber N-armen Gewässern, Ceratophyllum demersum in weichen bis ziemlich harten, nitratreichen Gewässern, Juncus bulbosus in wenig gepufferten, sehr weichen Gewässern. Nitella flexilis geht deutlich in den P-eutrophen Bereich (siehe Konold, 1985). Myriophyllum spicatum, aber auch einige der Chara-Arten, können ein relativ weites Spektrum von Gewässern bewohnen.

Sehr weit ist dieses Spektrum schließlich bei Potamogeton natans und Nymphaea alba (siehe oben).

Aus dem regelmäßigen Vorkommen einer Pflanzenart in Wohngewässern mit gleichen oder ähnlichen Eigenschaften läßt sich direkt ein Zeigerwert für einzelne Standortparameter ableiten. Die Grundlage hierfür sind exakte, gemessene Daten, die durch die Eichung ermittelt wurden. Der Zeigerwert selbst ist jedoch qualitativer Art. Dafür zwei

Beispiele, und zwar für die Gesamthärte und das ortho-Phosphat (Abb. 2 und 3).

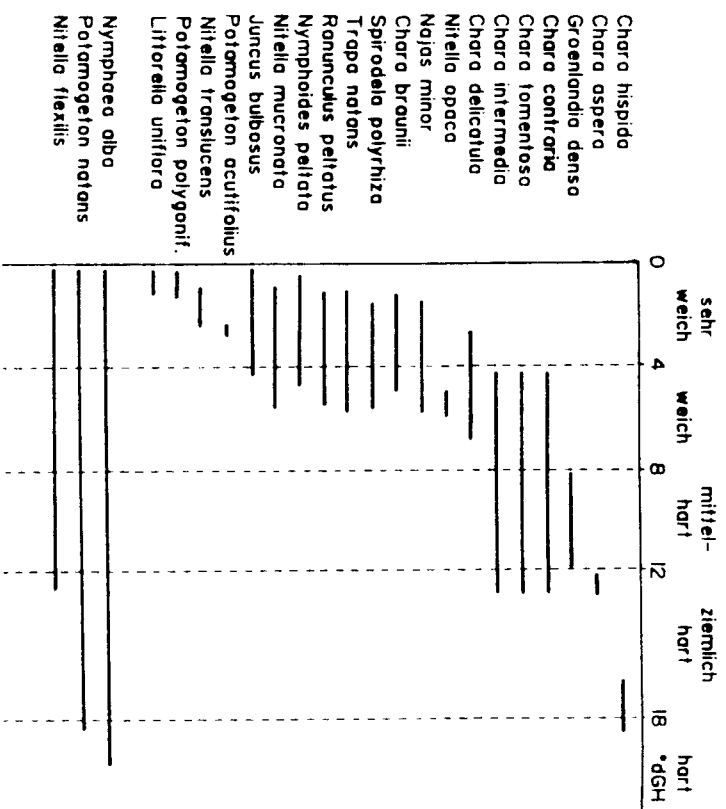


Abb. 2: Der Zeigerwert von Makrophyten für stehende Gewässer Ober-Schwabens und der Franche Comté bezogen auf die Gesamthärte

Liegen ältere Meßdaten vor, die man als Vergleich heranziehen kann, so lassen sich die ortho-Phosphat-, Ammonium- und Nitratgehalte als Eutrophierungs- bzw. Belastungsparameter verwenden. Korreliert man die Daten mit älteren und jüngeren Makrophyten-Vorkommen, so wird die Grenze zwischen Zeigerwert und passivem Monitoring fließend.

Viele Pflanzen besitzen für mehrere Standortfaktoren einen Zeigerwert. Wir können also sozusagen - zum Beispiel aus der Abb. 1 - eine

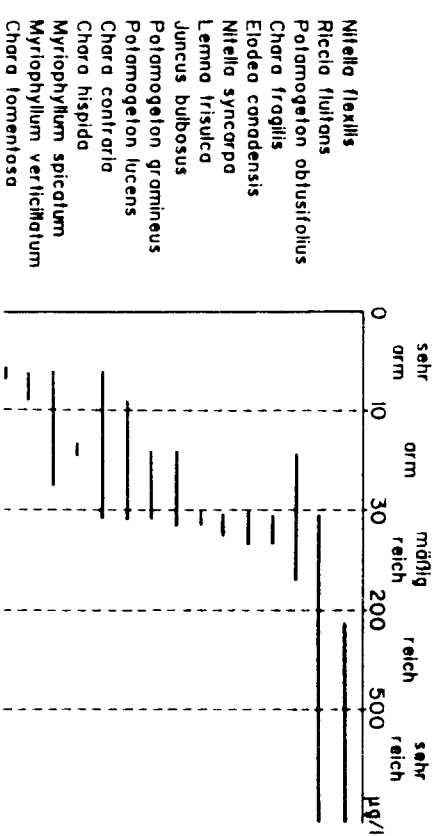


Abb. 3: Der Zeigerwert von Makrophyten für stehende Gewässer Ober-Schwabens bezogen auf das ortho-Phosphat

Quersumme bilden hinsichtlich dieser Zeigerwerte und anhand des Vorkommens einer Pflanzenart Aussagen zum Zustand des jeweiligen Wohngewässers treffen: Das Vorkommen von Nitella flexilis zum Beispiel deutet auf wenig gepufferte, weiche, ammonium- und nitratarme Gewässer. Hohe P-Konzentrationen werden toleriert, wenn die Gewässer stickstoff-limitiert sind. - In eine nahezu entgegengesetzte Richtung weist das Vorkommen von Chara hispida hin. Diese Armleuchteralge zeigt uns gut gepufferte, alkalische, ammonium- und phosphatarme, aber nitrat- und calciumreiche Gewässer an. Meist sind sie grundwassergespeist, sommerkalt und klar.

5. Weitere Möglichkeiten und Ableitungen

Fassen wir sehr viel Datenmaterial über die Verbreitung von Makrophyten sowie Standortparameter und Zeigerwerte zusammen, bilden Gruppen und abstrahieren bis zu einem gewissen Grad, so nähern wir

uns einer regionalen Typisierung der Stillgewässer auf floristisch-ökologischer Grundlage. Das eine Ergebnis ist die Gliederung der Gewässer, das andere der Übertrag in die Landschaft, so daß sich letztlich auch Landschaften anhand ihrer Gewässer gliedern lassen können. Für die Franche Comté ist dieses Vorgehen nachzuvollziehen anhand Tab. 1.

Tab. 1: Floristisch-ökologische Gliederung der Weiher in der Franche Comté.

Bezeichnung des Wehertyps	Kennzeichnende Wasserpflanzen	pH-Wert leitfähig µS/cm	Säurelastparameter		mittlerer pH-Wert	Standort- kundliche Beschreibung	Naturhumliche Verbreitung							
			Gesamt- Nitrat µg/l	Karbonat- Nitrat µg/l			1	2	3	4	5			
"Urticularia- Weiher"	Urticularia ochroleuca U. minor	<10 bis 20	bis 0,2	bis 0,2	5,6	sauer, extrem electrolytarme Moortweher auf silikatreichem Substrat								
"Weiher mit ausdauernden Nutzpflanzen"	Callitriche hemulosa Najas M. alterniflo- rum	um 50	0,8 bis 1,4	0,7 bis 1,3	7,2	mäßig saure bis neutrale bis alkalische Systeme, sehr we- nich schwellem Wasser- nutzweh								
"Nitzella- Weiher"	Nitzella flexi- lis N. grimaldiana N. grimaldiana	10 bis 20	0,3 bis 1,5	0,2 bis 1,0	6,4 bis 7,0	mäßig saure bis neutrale, elektro- lytarme, sehr weiche Gewässer								
"Potamogeton trichoides- Weiher"	Potamogeton trichoides Najas minor Potamogeton perfoliatus Scheuchzeria	90 bis 200	1,5 bis 5,6	0,6 bis 6,4	7,2 bis 7,6	neutral bis leicht alkalische, weiche Gewässer auf tonreichem Substrat								
"Chara-liri- colubris- Weiher"	Urticularia minor Urticularia intermedia Chara deli- cebata	140 bis 200	4,5 bis 6,8	4,2 bis 6,6	7,4	neutral bis leicht alkalische, mäßig electrolyt- reiche, weiche Gewässer auf Hydroxycorall								
"Chara volgaris- Weiher"	Chara volgaris Nitzella opaca Grosshanda Veronica ca.	150 bis 500	4,8 bis 16,8	4,4 bis 7,0	7,4	neutral bis leicht alkalische, mäßig electrolyt- reiche Gewässer an kal- treichen Stand- orten								

1 = Vogeser Comtois, 2 = Breasse Comtoise, 3 = Sundgau, 4 = Depression Perisvogelme, 5 = Massif Jurassien

Zeigerwerte von Organismen erhalten dann einen sehr hohen Stellenwert - insbesondere auch im politischen Bereich -, wenn sich aus ihrer Auswertung direkt Hinweise für Planung, Sanierungs- oder Naturschutzmaßnahmen für den ganzen Lebensraum ablesen lassen können. Dies erfordert in der Regel einen noch höheren Abstraktionsgrad bei der Darstellung, das heißt, daß beispielsweise die einzelnen Pflanzenarten bei einer abschließenden Bewertung gar nicht mehr auftauchen.

Tab. 2: Die Wasserpflanzenflora von 10 Weihern im Altdorfer Wald (aus Konold, 1987)

	1	3	4	7	2	6	5	8	9	10
Potamogeton lucens		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Potamogeton trichoides		X	X	X	X	X	X	X	X	
Chara contraria		X	X	X						
Chara fragilis		X	X	X	X					
Potamogeton obtusifolius		X	X	X	X					
Lemna trisulca		X			X	X				
Potamogeton x zizii		X								X
Potamogeton gramineus		X								
Chara vulgaris						X				
Niella syncarpa		X								
Chara aspera		X								
Niella flexilis		X						X		
Zannichellia palustris								X		
Chara hispida									X	
Potamogeton crispus										X
Nymphaea alba		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Polygonum amphibium		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Ranunculus trichophyllus		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Potamogeton natans		X			X	X	X	X	X	X
Lemna minor		X	X			X		X	X	X
Potamogeton pusillus		X	X					X		
Nuphar lutea									X	
Fontinalis antipyretica		X							X	X

1 = Gloggerweiher, 2 = Tiefweiher, 3 = Unterer Abgebrochener Weiher, 4 = Oberer Abgebrochener Weiher, 5 = Hengstmoosweiher, 6 = Schwarzgrabenweiher, 7 = Schanzwiesweiher, 8 = Hinterer Bunkhofer Weiher, 9 = Kleiner Egelsee oder Stockweiher, 10 = Egelsee

Grundlage einer solchen Bewertung ist die Kartierung der Wasserpflanzen in der jeweiligen Region oder Landschaft. Beispiel und eine erste Probe aufs Exempel für eine entsprechende Bestandsaufnahme und Bewertung sei ein Ausschnitt des Altdorfer Waldes östlich des Schussenbeckens, in welchem relativ nahe beieinander 10 Weiher liegen. Deren Wasserpflanzenflora ist in Tab. 2 dargestellt; im oberen Teil der Tabelle sind die Pflanzenarten aufgeführt, denen man einen Zeigerwert zuordnen kann, im unteren Teil diejenigen, die mehr oder weniger indifferent sind und daher für eine Wertung kaum berücksichtigt werden können. Die Pflanzenarten wurden geordnet durch das oben bereits erwähnte chemisch-physikalische Meßprogramm (Konold, 1987). Von den 10 aufgeführten Weihern war nur der Gloggerweiher am Programm beteiligt.

Die Aussagen der Tab. 3 bezüglich der einzelnen Parameter werden ermittelt aus den Zeigerwerten, wie sie in Abb. 1, 2 und 3 zu finden sind, und zwar aus den Gruppenmittelwerten: Jeder Parameter wird in fünf Wertungsgruppen eingeteilt (Pietsch, 1982; Konold, 1987), bei den Nährstoffen in die Gruppen sehr arm bis sehr reich, wobei die Gruppe "sehr arm" den Gruppenwert 1 erhält, die Gruppe "sehr reich" den Gruppenwert 5. - Die hier implizierte Linearität ist sicherlich angreifbar, jedoch gut praktikabel. Diese Aussage gilt auch für ähnliche Ansätze (Ellenberg, 1979; Melzer, 1988). - Der Gruppenmittelwert von 1,5 beim Nitrat beispielsweise kommt dann zustande, wenn eine Pflanze regelmäßig in Gewässern gefunden wurde, die sehr nitratarm bis nitratarm sind. Die Gruppenmittelwerte von den einzelnen Zeigerpflanzen werden summiert und wiederum gemittelt. Da diese exakten Zahlen eine Bewertungsgenauigkeit vorspiegeln würden, die nicht vorhanden sein kann, werden sie umgewandelt in qualitative Aussagen, die identisch sind mit jenen der Wertungsgruppen. - Auf diese Weise kommen wir zur Tab. 3, die eine Entscheidungshilfe geben kann bei der Einleitung von Sanierungs- oder Extensivierungsmaßnahmen.

Die Aussagen zum Gloggerweiher in der Tab. 3 wurden nach dem oben beschriebenen Verfahren, also mit Hilfe der Zeigerwerte, ermittelt. Da von diesem Weiher auch Analysendaten von 23 Monaten (= 23 Probenahmen) vorliegen, bietet es sich an zu prüfen, ob die "weichen Daten" des indirekten Wegs mit den "harten Daten" der Analysen übereinstimmen (Analysendaten in Konold, 1987). Dem ist so: Wir

Tab. 3: Beurteilung von Weihern im Altdorfer Wald mit Hilfe von Makrophyten-Zeigerwerten.

	Gesamt- härte	Puffer- vermög.	Ammo- nium	Nitrat	ortho- Phosphat
2 Tiefweiher	weich bis mittelhart	mittel	arm	arm	<u>mäßig reich</u>
3 Unt. Abgebroch. Whr.	weich bis mittelhart	mittel bis hoch	arm	arm	arm bis <u>mäßig reich</u>
4 Ob. Abgebroch. Whr.	weich bis mittelhart	hoch	arm	arm	arm
5 Hengstmooswhr.	mittelhart	hoch	arm	arm bis mäßig reich	arm
6 Schwarzgrabenwhr.	mittelhart	hoch	arm	sehr arm	<u>mäßig reich</u>
7 Schanzwieswhr.	weich bis mittelhart	hoch	arm	arm	arm
8 Hint. Bunkhofer Whr.	mittelhart	mittel bis hoch	arm	arm bis mäßig reich	<u>mäßig reich bis reich</u>
9 Kleiner Egelsee	mittelhart	hoch	arm	mäßig reich bis reich	arm
10 Egelsee	mittelhart	hoch	arm bis <u>mäßig reich</u>	mäßig reich	<u>mäßig reich bis reich</u>
1 <u>Gloggerwhr.</u>	weich	mittel bis hoch	arm	arm	<u>mäßig reich</u>

Plausibilität mit Analysen (n = 23)

kommen auf beiden Wegen zu den gleichen qualitativen Aussagen; das oben beschriebene Verfahren ist für unser Fallbeispiel also plausibel. Der letzte Schritt wäre mithin, die Angaben der Tab. 3 zu einer Gewässerzustandskarte zu verarbeiten (siehe auch Melzer, 1988).

6. Literatur

- Arndt, U., Nobel, W., Schweizer, B. (1987): Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Stuttgart
- Barke, J. W., Smart, R. M. (1980): Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 10: 229-238
- Bole, J. B., Allan, J. R. (1978): Uprake of phosphorus from sediment by aquatic plants, *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata*. *Water Research*, 12: 353-358
- Carignan, R., Kalf, J. (1980): Phosphorus sources of aquatic weeds: Water or sediments? *Science*, 207: 987-989
- Carpenter, S. R. (1980): Enrichment of Lake Wingra, Wisconsin, by submersed macrophyte decay. *Ecology*, 61 (5): 1145-1155
- Ellenberg, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica*, IX, 2. Aufl., Göttingen
- Kohler, A. (1975): Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. *Beitr. naturkd. Forsch. Südwestl.*, 34: 149-159
- Kohler, A. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. *Decheniana-Beih. Heft*, 26: 31-42
- Kohler, A., Zeltner, G.-H. (1972): Verbreitung und Ökologie von Makrophyten in Weichwasserflüssen des Oberrheinischen Waldes (Naab, Preimnd und Schwarzbach). *Hoppea*, 33: 171-232
- Kohler, A., Zeller, M., Zeltner, G.-H. (1987): Veränderungen von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene) 1970-1985. *Bayer. Bot. Ges.*, 58: 115-137
- Konold, W. (1985): Gliederung der Weiher in Oberschwaben. *Verh. Ges. Ökologie* (Bremen 1983), 13: 121-126

- Konold, W. (1987): Oberschwäbische Weiher und Seen. *Geschichte, Kultur, Vegetation, Limnologie, Naturschutz*. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad-Württ.*, 52 (2 Teile). Karlsruhe
- Mantai, K. E., Newton, M. E. (1982): Root growth in *Myriophyllum*: A specific plant response to nutrient availability? *Aquat. Bot.*, 13: 45-55
- Melzer, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. *Diss. Bot.*, 34. Vaduz
- Melzer, A. (1988): Die Gewässerbetreuung bayerischer Seen mit Hilfe makrophytischer Wasserpflanzen. *Hohenheimer Arbeiten: Gefährdung und Schutz von Gewässern*: 105-116. Stuttgart
- Nyström, R. L., Mantai, K. E. (1983): Nutrient interrelationship between sediment, lake water, and *Myriophyllum spicatum*. *Proc. Int. Symp. Aquatic Macrophytes, Nijmegen*, Sept. 1983: 165-171
- Pradenhauer, J., Lütke-Twenhöven, F., Quinger, B., Tewes, S. (1985): Trittbelastung an Seen und Weihern im östlichen Landkreis Ravensburg. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad-Württ.*, 45. Karlsruhe
- Prietsch, W. (1982): Makrophytische Indikatoren für die ökologische Beschaffenheit der Gewässer. In: *Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung*, Bd. II, 2. Aufl.: 67-88. Jena
- Schäfer, O. (1985): Profils de végétation sur vase exondée dans les étangs de Bresse Comtoise (Jura). *Colloques phytosociologiques*, 13: 749-765
- Schubert, R. (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Stuttgart
- Wiegleb, G. (1978) Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. *Arch. Hydrobiol.*, 83 (4): 443-484
- Priv.-Doz. Dr. W. Konold
Dipl. Biol. O. Schäfer
Prof. Dr. A. Kohler
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie
Universität Hohenheim
Postfach 70 05 62
7000 Stuttgart 70

Bioindikation für kleinere Stehgewässer auf der Basis faunistischer Untersuchungen

Michael Hollnaicher und Hinrich Rahmann

Institut für Zoologie, Universität Stuttgart-Hohenheim

1. Einleitung

Obwohl mehrfach versucht wurde, Stehgewässer oder zumindest deren Uferbereich - etwa in Anlehnung an das Saprobien-system (Kolk-witz und Marsson, 1902, Liebmann, 1962) - im Sinne einer Gewässer-gütebestimmung für Fließgewässer zu klassifizieren (zum Beispiel Cas-pers und Schulz, 1960), waren die Ergebnisse bisher wenig befriedigend. Das Saprobien-system kann als Maß für Abbauprozesse (Saprobie = Stoffumsatz und Produktion der heterotrophen Organismen) nämlich ein System nicht bewerten, in dem trophische Prozesse organischer Sub-stanz (Trophie = Stoffumsatz und Produktion autotropher Organismen) im Vordergrund stehen (Sampl, 1986).

Bei der Frage danach, welche Kriterien zur Bewertung von Stehge-wässern herangezogen werden könnten, steht der Wunsch im Vorder-grund des Interesses, die bereits zur Verfügung stehenden Untersu-chungsmethoden auf die unterschiedlichsten Typen von Stehgewässern zur Anwendung zu bringen. Für ein sinnvolles Biotopmanagement gilt es, ein möglichst weitreichendes Bewertungssystem zu finden, das Aus-sagen sowohl über unterschiedliche Nutzungsmöglichkeiten wie bei-spielsweise Trinkwassergewinnung, Naherholung, Fischerei als auch über Naturschutzperspektiven zuläßt. Zwar stellt diesbezüglich nach Sampl (1986) die auf chemischen Untersuchungen beruhende traditio-

nelle Einteilung von Stehgewässern in die Trophiestufen "oligotroph", "mesotroph", "eutroph" und "polytroph" eine recht brauchbare Klassifizierungsmöglichkeit dar. Physikalische und chemische Parameter können sich jedoch schon in kurzen Zeitabständen, mitunter bereits im Tagesgang, erheblich ändern. Daher sollten nach Schmitz (1971) zur Erlangung hinreichend sicherer Beurteilungskriterien diesbezüglich nach Möglichkeit kontinuierlich erfolgende Dauerbeobachtungen oder über längere Zeitspannen integrierende Messungen und Probenentnahmen erfolgen.

Die biologischen Besiedlungsverhältnisse der Gewässer sowie der angrenzenden Gewässersäume sind jedoch von mittel- bzw. langfristiger Konstanz, entsprechend der Lebenszeit und Reproduktionszeit der im bzw. am Gewässer angesiedelten Organismen (Illies, 1980). Daher werden biologische Bewertungsverfahren als besonders geeignet angesehen, um aufgrund einer einzigen bzw. weniger Bestandsaufnahmen Aufschlüsse und ein integrierendes Bild von charakteristischen Merkmalen eines Biotops zu gewinnen. Obwohl die ökologischen Beziehungen zwischen Standort und Besiedlungsverhältnissen bisher meist nur lückenhaft bekannt sind, gibt es bereits eine Reihe von Tierarten, deren Präsenz Rückschlüsse auf ganz bestimmte Standortverhältnisse zuläßt, die sogenannten Zeiger- oder Indikatorarten (Illies, 1980).

Über einige für den eigentlichen Wasserkörper von Kleingewässern mögliche Indikatorgruppen, nämlich Amphibien, Reptilien, Fische, Plankton, Libellen und andere Makroinvertebraten, wurde von uns bereits anläßlich des 1. Feuchtgebietssymposiums in Bad Wurzach 1987 berichtet (Bausser et al., 1987; Hollnacher und Wunderle, 1987; Krum-scheid et al., 1987; Peissner et al., 1987; Widmann et al., 1987).

Daher soll an dieser Stelle in Ergänzung hierzu versucht werden, speziell die Fauna des Verhandlungsbereichs (aquatisch-terrestrischer Grenzbereich) zu einer Bioindikation und darauf aufbauend zu einem Biotopmanagement für Stehgewässer heranzuziehen. Denn im Verhandlungsbereich ist die Fauna besonders reich und vielfältig, da hier auf engem Raum aquatische, amphibische und terrestrische Formen zusammenleben (Imboden, 1976). Aufgrund des immensen Artenreichtums dieser Zone kann es jedoch nicht gelingen, für einen größeren Bereich eines Gewässers wirklich den Gesamtbestand aller dort lebenden Arten und ihre Häufigkeiten zu erfassen. Nach Odum und Reichhoff

(1980) bleibt daher nichts anderes übrig, als eine repräsentative Faunengruppe von überschaubaren und taxonomisch hinreichend gut bearbeitbaren Arten herauszugreifen und diese gleichsam als Indikator für die übrigen, schwerer oder gar nicht zugänglichen Bestandteile der Lebensgemeinschaften zu verwenden.

Bei der Suche nach einer repräsentativen Organismengruppe ist auf folgende Auswahlkriterien zu achten (Buck und Konzelmann, 1985):

- Eine solche Organismengruppe sollte in großer Artenzahl vorhanden sein;
- um als repräsentativ angesehen zu werden, sollte sie einen erheblichen Teil der Fauna des untersuchten Areals ausmachen;
- möglichst viele Arten sollten hohe Individuendichten erreichen;
- der taxonomische Stand ihrer Bearbeitung sollte keine zu großen Lücken aufweisen;
- ihre Arten sollten mit vertretbarem Zeitaufwand durch einen einzigen Bearbeiter bestimmt werden können;
- die verschiedenen Arten sollten an unterschiedlichste Milieubedingungen, beispielsweise unterschiedlichen pH- und Salzgehalt, angepasst sein;
- ihre Arten sollten möglichst vielen verschiedenenartigen Ernährungstypen angehören;
- schließlich sollte auch die geographische Verbreitung möglichst vieler Arten hinreichend bekannt sein.

Am ehesten werden diese Vorbedingungen von den Insekten (im Mitteleuropa 30 000 bis 35 000 Arten) und innerhalb dieser am besten von den Käfern (Coleoptera, 7000 - 8000 Arten in Mitteleuropa), erfüllt. Daher werden sie in dieser Studie als Indikatoren zur Charakterisierung und Bewertung von zwei unterschiedlich beschaffenen Stehgewässern im Oberschwaben herangezogen und ihre Eignung für deren Ökoindikation diskutiert.

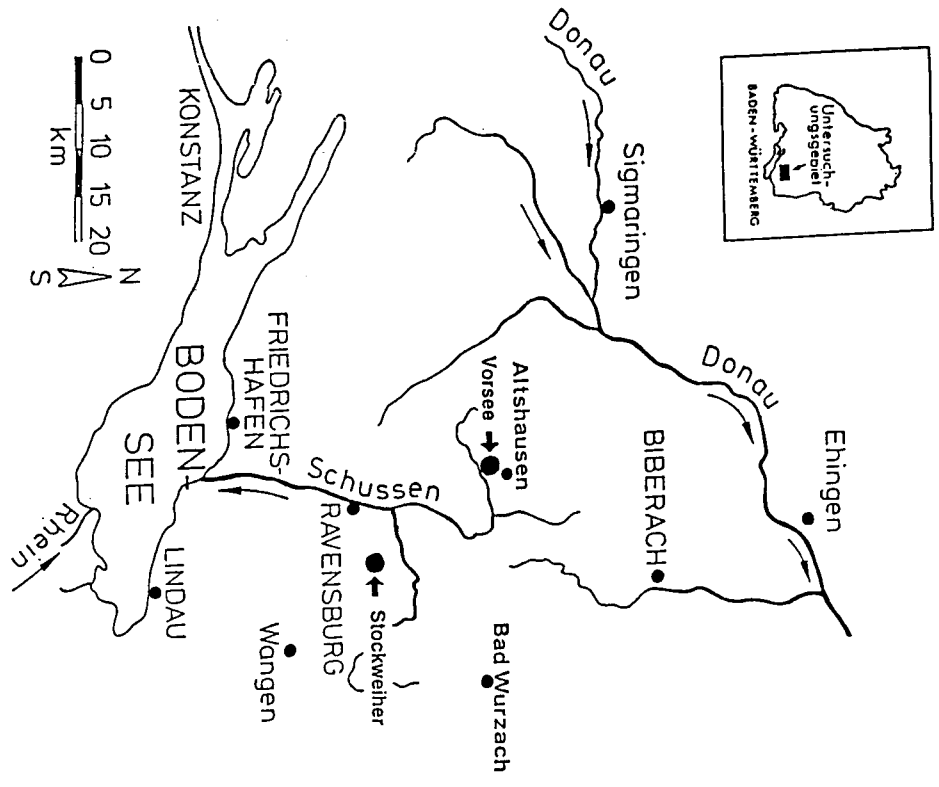


Abb. 1: Geographische Lage der untersuchten Stehgewässer (Vorsee bei Althausen, Stockweier bei Ravensburg) im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben

2. Untersuchungsgebiet

Die beiden 1985, 1986 und 1988 untersuchten Gewässer befinden sich im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben. Ihre geographische Lage ergibt sich aus Abb. 1.

Der ca. 7,6 ha große Vorsee bei Althausen, der seine Entstehung vor allem den Einflüssen der letzten Eiszeit (Würmeiszeit) verdankt, ist seit 1970 Teil eines ca. 46,4 ha großen Naturschutzgebietes, das sich im Besitz des Landes Baden-Württemberg befindet.

Beim etwa 10 ha großen Stockweier bei Ravensburg handelt es sich um ein anthropogen entstandenes Gewässer, das vermutlich wie viele Weiher in Oberschwaben, im späten Mittelalter erstellt wurde. Die mechanische Belastung seines Ufers (Trittbelastung) ist erheblich.

Eine detailliertere Beschreibung beider Gewässer hinsichtlich Entstehung, Geologie, Flora und Nutzung findet sich bei Konold (1987) sowie Rahmann et al. (1988). Die Lage der einzelnen Untersuchungsstellen ergibt sich aus Abb. 2.

3. Arbeits- und Auswertungsmethoden

Zur quantitativen Erfassung der Käferfauna kamen folgende Methoden zum Einsatz:

- Ausstechmethode nach Buck und Konzelmann (1985): Hierbei wurden pro Untersuchungsstelle mit einem Stechseisen zehn 0,1 m² große Erdproben (Teilflächen) ca. 5 cm tief ausgestochen. Nach dem Wiegen der Einzelproben wurden diese in "Konzelmann-Apparate" gefüllt, deren Prinzip darauf beruht, daß die im Erdmaterial befindlichen Käfer (und andere Tiere) dieses mit zunehmender Austrocknung verlassen und sich am Boden des Ausleseapparates sammeln, von wo aus sie abgelesen werden können.

- Schwemmanalysen nach Buck und Alf (1987): Die Schwemmanalyse hat sich gerade in der Wasserwechselzone als besonders geeignetes Verfahren zur Erfassung der Käferfauna erwiesen. Zu ihrer Durchführung werden zwei 10-Liter-Eimer mit Wasser gefüllt. Mit einem Spaten wird das Substrat aus der Verlandungszone entnommen und in die Eimer eingebracht. Die darin enthaltenen Käfer sammeln sich

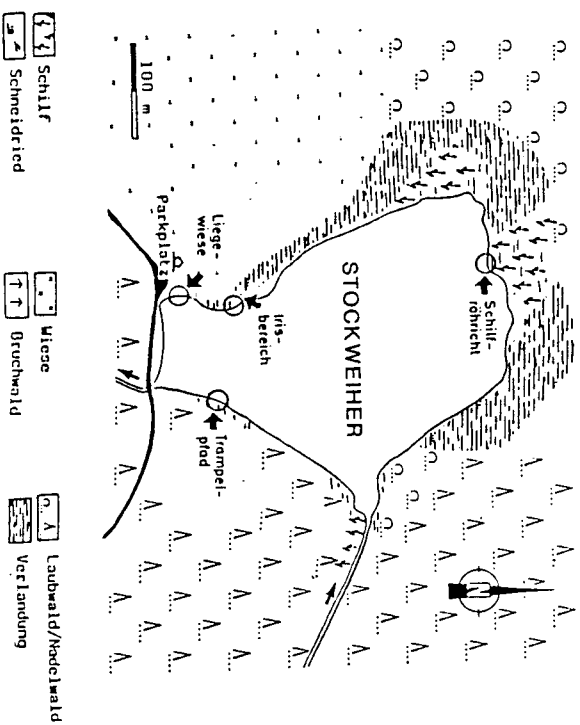
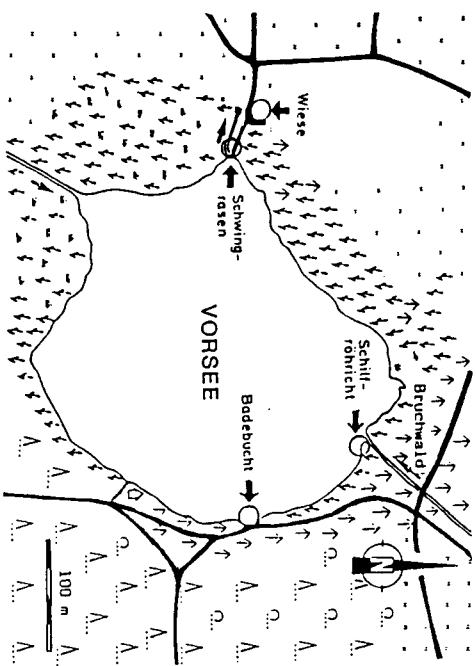


Abb. 2: Übersichtskarte des Vorsees und des Stockweihers sowie Lage der Untersuchungsstellen (verändert nach Rahmann et al., 1988)

durch den Auftrieb an der Wasseroberfläche und können von dort entnommen werden.

Die Bestimmung der Käfer erfolgte hauptsächlich mit Hilfe des Werkes Freude et al. (1964 - 76). (Die Revision aller Käfer übernahm Herr Regierungsbiologiedirektor Dr. H. Buck, Stuttgart, dem hierfür an dieser Stelle sehr herzlich gedankt sei).

Für die quantitative Beschreibung und Bewertung der Käferlebensgemeinschaften wurden die folgenden Parameter bzw. Berechnungsmodelle benutzt:

- Arten- und Individuenzahlen.
- Ähnlichkeitsquotient nach Sörensen (1948): Der Ähnlichkeitsquotient gibt den Prozentsatz der Artenübereinstimmung zwischen zwei Vergleichsproben an.
- Dominanzidentität nach Renkonen (1938): Die Renkonenzahl ergibt sich aus der Summe der jeweils niedrigeren Prozentanteile, mit denen die in beiden Vergleichsproben enthaltenen Arten vertreten sind (Buck und Alf, 1987) und berücksichtigt die Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten.
- Faunistisch-coleopterologische Kennziffer (HV = Horion-Verzeichnis) nach Buck und Konzelmann (1985) auf der Grundlage des "Verzeichnisses der Käfer Mitteleuropas" (Horion, 1951). Die faunistisch-coleopterologische Bewertung von Arealen auf der Basis dieser Kennziffer geht davon aus, daß selteneren Käferarten ein höherer Schutzanspruch zugebilligt werden muß als allgemein verbreiteten.
- Individuenbezogene Diversität (DI 3-Wert) nach BUCK und Konzelmann (1985): Der DI 3-Wert gibt die Zahl der auf 1000 Individuen entfallenden Käferarten an. Hohe Diversitätswerte deuten in der Regel auf ein weites Spektrum günstiger Lebensbedingungen und eine Vielzahl von Spezialisten in der Käferlebensgemeinschaft hin. Eine niedere Diversität zeigt dagegen starken Umweltstreß oder menschliche Eingriffe an (Odum und Reichhoff, 1980).

4. Ergebnisse

4.1. Vergleich der Arten- und Individuenzahlen der Käferfauna von Vorsee gegenüber Stockweihler

Die vorliegende Untersuchung basiert auf 5509 Käferindividuen, die sich auf insgesamt 305 verschiedene Arten verteilen. Am Vorsee wurden 247 Käferarten, darunter 70 (= 28,3 %) faunistisch bedeutsame Arten gefunden (Tab. 1). Demgegenüber wurden am Stockweihler 75 Käferarten, darunter 19 (23,5 %) faunistisch bedeutsame festgestellt (Tab. 2, Abb. 3).

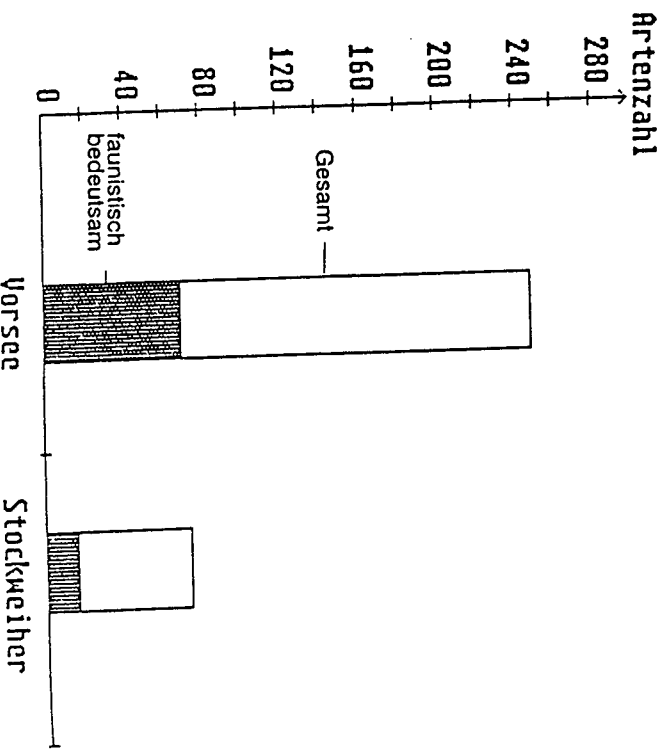


Abb. 3: Anteil der faunistisch bedeutsamen Käferarten an der Gesamtartenzahl des Vorsees und des Stockweihlers im Untersuchungszeitraum 1985, 1986 und 1988

Tab. 1: Faunistisch bedeutsame Käferarten des Vorsees

Staphylinidae (Kurzflügelkäfer)	<i>Acidota arenata</i>	<i>Acylophorus wagenschieberi</i>
<i>Arepidium quadrum</i>	<i>Atheta deformis</i>	<i>Atheta defornis</i>
<i>Atheta grammicola</i>	<i>Atheta obfusca</i>	<i>Atheta zosteriae</i>
<i>Atheta volans</i>	<i>Euaethetus laeviusculus</i>	<i>Lathrobium foveolum</i>
<i>Carpelimus subtilis</i>	<i>Lathrobium ripicola</i>	<i>Lathrobium foveolum</i>
<i>Lathrobium elongatum</i>	<i>Meotica hanseni</i>	<i>Myllaena hirsuta</i>
<i>Lathrobium rufipenne</i>	<i>Myllaena masoni</i>	<i>Ocyusa maura</i>
<i>Myllaena gracilis</i>	<i>Oxytelus fulvipes</i>	<i>Philonthus corvinus</i>
<i>Myllaena masoni</i>	<i>Philonthus laminatus</i>	<i>Philonthus nigrita</i>
<i>Oxytelus fulvipes</i>	<i>Quedius nitipennis</i>	<i>Quedius umbrinus</i>
<i>Philonthus laminatus</i>	<i>Schistoglossa aubei</i>	<i>Schistoglossa viduata</i>
<i>Quedius nitipennis</i>	<i>Stenus canaliculatus</i>	<i>Stenus latifrons</i>
<i>Schistoglossa aubei</i>	<i>Stenus illustrator</i>	<i>Stenus nitens</i>
<i>Stenus canaliculatus</i>	<i>Stenus provvidus</i>	<i>Zyras collaris</i>
<i>Stenus illustrator</i>	Hydrophilidae (Wasserkäfer)	<i>Ceryon lateralis</i>
<i>Stenus provvidus</i>	<i>Ceryon convexiusculus</i>	<i>Ceryon tristis</i>
Hydrophilidae (Wasserkäfer)	<i>Ceryon marinus</i>	<i>Enochus testaceus</i>
<i>Ceryon convexiusculus</i>	<i>Enochrus coarctatus</i>	
<i>Ceryon marinus</i>	<i>Laccobius sinuatus</i>	
<i>Enochrus coarctatus</i>	Curculionidae (Rüsselkäfer)	<i>Bagous luteiventris</i>
<i>Laccobius sinuatus</i>	<i>Bagous colligens</i>	<i>Leiosoma oblongulum</i>
Curculionidae (Rüsselkäfer)	<i>Bagous tempestivus</i>	<i>Lithodactylus leucogaster</i>
<i>Bagous colligens</i>	<i>Limnobaris pilistrata</i>	<i>Phytobius comari</i>
<i>Bagous tempestivus</i>	<i>Phytobius canaliculatus</i>	
<i>Limnobaris pilistrata</i>	<i>Phytobius muricatus</i>	
<i>Phytobius canaliculatus</i>	Chrysomelidae (Blattkäfer)	Hydraenidae
<i>Phytobius muricatus</i>	<i>Galerucella pusilla</i>	<i>Hydraena palustris</i>
Chrysomelidae (Blattkäfer)	<i>Lythraea salicariae</i>	<i>Limnebius aluta</i>
<i>Galerucella pusilla</i>	<i>Phyllotreta flexuosa</i>	<i>Limnebius truncatellus</i>
<i>Lythraea salicariae</i>	Carabidae (Laufkäfer)	Pselaphidae (Palpenkäfer)
<i>Phyllotreta flexuosa</i>	<i>Agonum thoreyi</i>	<i>Bryaxis clavicornis</i>
Carabidae (Laufkäfer)	<i>Agonum fuliginosum</i>	Aspidiphoridae (Schleimpilzkäfer)
<i>Agonum thoreyi</i>	Coeciniellidae (Marienkäfer)	<i>Aspidiphorus orbiculatus</i>
<i>Agonum fuliginosum</i>	<i>Coccinella hieroglyphica</i>	
Coeciniellidae (Marienkäfer)	<i>Symnus redtenbacheri</i>	Pyrrhidae (Pillenkäfer)
<i>Coccinella hieroglyphica</i>	Helodiidae (Sumpffleberkäfer)	<i>Cyrtus auricornis</i>
<i>Symnus redtenbacheri</i>	<i>Cyphon phragmiticola</i>	
Helodiidae (Sumpffleberkäfer)		
<i>Cyphon phragmiticola</i>		

Fortsetzung Tab. 1:

Scydmaenidae (Ameisenkäfer)	Dytiscidae (Echte Schwimmkäfer)
Euconus fimevarius	Hydroporus angustatus
Euconus rutilipennis	
Ptiliidae (Zwergkäfer)	
Acrotichis sp.	

Tab. 2: Faunistisch bedeutsame Käferarten des Stockweihers

Staphylinidae (Kurzflügelkäfer)	Atheta graminicola
Amischa forcipata	Atheta volans
Albeta melanocera	Carpelinus heydenreichi
Carpelinus gracilis	Carpelinus subtilis
Carpelinus impressus	
Ocyusa maura	
Hydrophilidae (Wasserkäfer)	Ceryon convexiusculus
Ceryon tristis	Enochrus testaceus
Ceryon marinus	
Hydraenidae	
Hydraena palustris	
Limnebius truncatellus	
Scydmaenidae (Ameisenkäfer)	
Euconus denticornis	
Pselaphidae (Palpenkäfer)	
Bryaxis clavicornis	
Carabidae (Laufkäfer)	
Agonum fuliginosum	

4.2. Arten-Ähnlichkeitsbeziehungen

Zur Beurteilung jahreszeitlicher Veränderungen innerhalb der Käfergesellschaften wurden die Bodenproben der untersuchten Areale Zeitvergleichs unterzogen. Bei den mit Hilfe des Sörensen-Quotienten und der Renkonzahl ermittelten Zeitvergleichs wurden die zu verschiedenen Zeiten entnommenen Bodenproben einer Untersuchungsstelle miteinander verglichen. Aus dem arithmetischen Mittel aller Zeit-

vergleiche der Bodenproben einer Untersuchungsstelle kann dann die "Mittlere Ähnlichkeit" berechnet werden. Sie erlaubt Aussagen über die Konstanz der Artenidentität eines Untersuchungsareals im Jahresverlauf.

Aus Abb. 4 geht hervor, daß der Schwinggrasen (1 V) von den Untersuchungsstellen am Vorsee 1986 bezüglich der Zusammensetzung der Käfergesellschaften die höchste "Saisonstabilität" besaß. Die Saisonstabilität nimmt in der Reihenfolge der Standorte Schwinggrasen (1 V) > Wiese (4 V) > Schilfröhricht (3 V) > Badebucht (2 V) ab.

Aus diesen Angaben ist zu folgern, daß die Zusammensetzung der Käferfauna des nahezu unbelasteten Schwinggrases am Vorsee im Jahresverlauf relativ konstant ist, während die der stark trittbelasteten Badebucht starken Schwankungen unterworfen ist (Abb. 4a). Eine geringe Konstanz bezüglich der Zusammensetzung der Käferfauna im Jahresverlauf weist besonders auch der Untersuchungspunkt "Trampelpfad" am Stockweier auf (Abb. 4b).

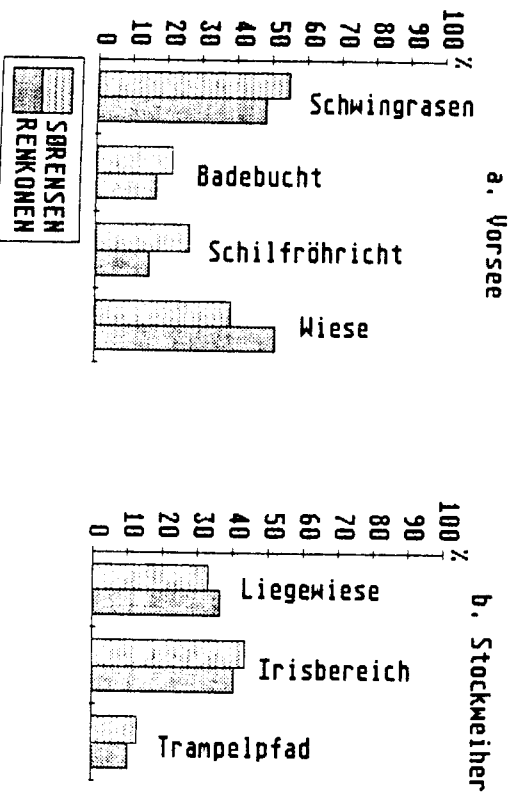


Abb. 4: Relative (%) "mittlere Ähnlichkeiten" der Käferbestände der Bodenproben (Zeitvergleiche) verschiedener Standorte des Vorsees (a) sowie Stockweihers (b)

4.3. Vergleichende faunistisch-coleopterologische Bewertung (HV-Werte) der Käferfauna von Vorsee und Stockweier

Basierend auf der erfaßten Käferfauna der untersuchten Standorte beider Untersuchungsgewässer wurde die "Faunistisch-coleopterologische Kennziffer" (HV) nach Buck und Konzelmann (1985) auf der Grundlage des "Verzeichnisses der Käfer Mitteleuropas" von Horion (1951) berechnet. Aus den HV-Werten ergibt sich für jedes Untersuchungsareal und Untersuchungsjahr ein in Abb. 5 dargestellter Streubereich der Meßwerte. Nach der verbalisierten Bewertungsskala (Buck und Konzelmann, 1985) erhält von den untersuchten terrestrischen Bereichen (Bodenproben) am Vorsee das Schilfröhricht 1985 und die Wiese 1986 wenigstens vorübergehend eine "hohe bis sehr hohe" faunistisch-coleopterologische Bewertung (HV = 5). Bei der Untersuchung des aquatisch-terrestrischen Grenzbereichs (Schwemmanalysen) des Vorsees zeigen wiederum das Schilfröhricht 1985 sowie hier vor allem der Schwinggrasen 1985 und 1988 eine "sehr hohe" Wertigkeit.

Die coleopterologische Wertigkeit des Spülraums (Schwemmanalysen) der am Ostufer des Vorsees gelegenen Badebucht kann 1985 und 1986 als "mittel" bezeichnet werden, während die des von Anglern, Wanderern und Badegästen stark abgetretenen Verlandungsbereichs (Bodenproben) als "gering" zu bezeichnen ist.

Genau umgekehrt liegen die Verhältnisse bei der nördlich des Schwinggrasens gelegenen Wiese. Hier kann der Verlandungsbereich (Bodenproben) deutlich höher als der Spülraum (Schwemmanalysen) bewertet werden. Während die Untersuchungsareale am Vorsee meist HV-Werte zwischen 3,5 bis maximal 5,7 (faunistisch-coleopterologische Wertigkeit zwischen "gering bis mittel" und "sehr hoch") aufweisen, sind die Untersuchungsbereiche am Stockweier durch HV-Werte von 0 bis 3 (Wertigkeit "gering") gekennzeichnet.

Die am 28.9.1988 am Schwinggrasen des Vorsees exemplarisch durchgeführten fünf "Mehrfachschwemmungen" ergaben eine große Übereinstimmung der Bewertung (Abb. 6). Dies läßt den Schluß zu, daß es sich bei der Schwemmanalyse um eine verläßlich arbeitende Methode handelt, die insgesamt recht gut reproduzierbare Ergebnisse liefert. Alber (1989), Koch (1989) und auch Schenk (1989) kommen bei ihren Unter-

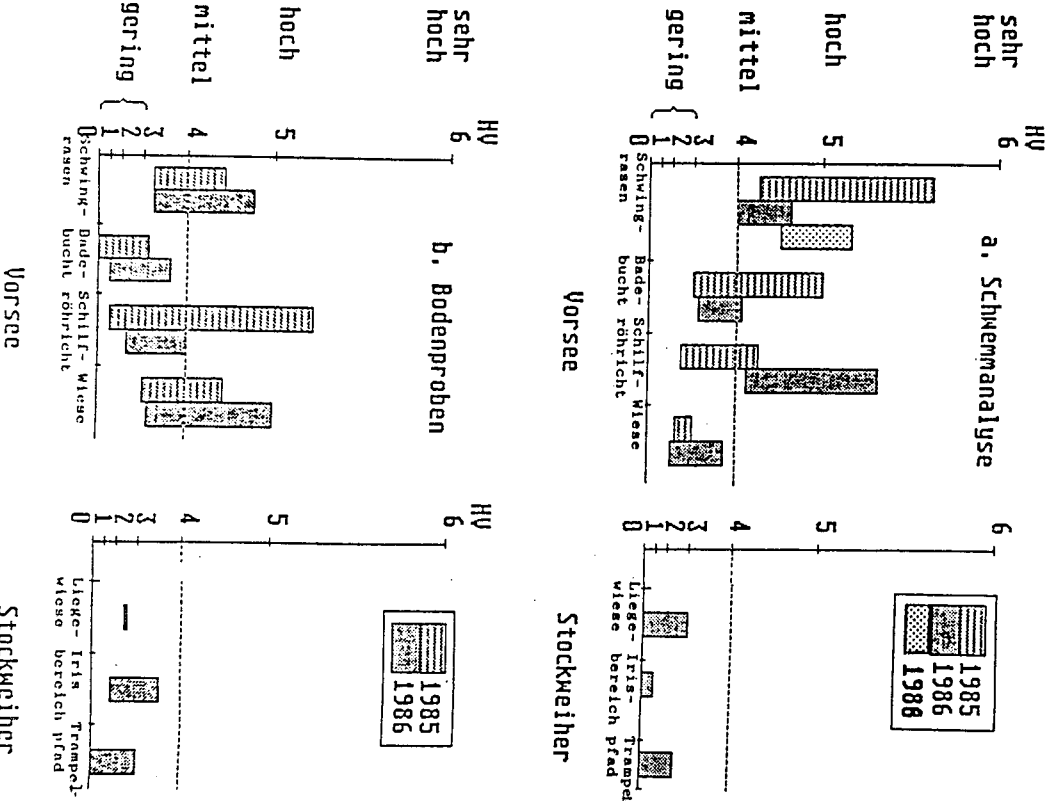


Abb. 5: Faunistisch-coleopterologische Bewertung (HV-Werte nach Buck und Konzelmann 1985) der Untersuchungsbereiche am Vorsee und am Stockweier auf der Basis der mit Hilfe von Schwemmanalyse (a) bzw. Bodenproben (b) erfaßten Käferfauna

suchungen an beobachtbar gelegenen Stehgewässern zu ähnlichen Schlußfolgerungen.

Zusammenfassend betrachtet ergibt die Ermittlung der faunistisch-coleopterologischen Bewertung beider Gewässer, daß der Vorsee mit seinem besonders reich strukturierten Verlandungsbereich einer Vielzahl von faunistisch-bedeutungsvollen Käferarten einen Lebensraum bietet. Die geringwertigen Befunde am Ufer des Stockweihers dürften auf die negativen anthropogen bedingten Beeinflussungen (Tritbelastung) zurückzuführen sein.

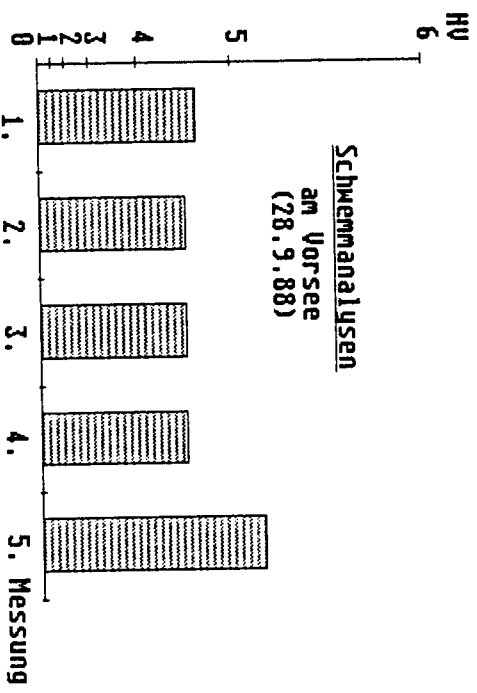


Abb. 6: Faunistisch-coleopterologische Bewertung des Schwingrasens am Vorsee (HV-Werte nach Buck und Konzelmann, 1985) auf der Basis der mit Hilfe von Mehrfachmessungen (Schwemmanalytisen) erfaßten Käferfauna

4.4. Vergleichende Ermittlung der individuellen bezogenen Artendiversität der Käferfauna des Vorsees und Stockweihers

Abb. 7 gibt für 1986 eine Übersicht über die Werte der "individuenbezogenen Diversität" der einzelnen Standorte der Bodenprobenunter-

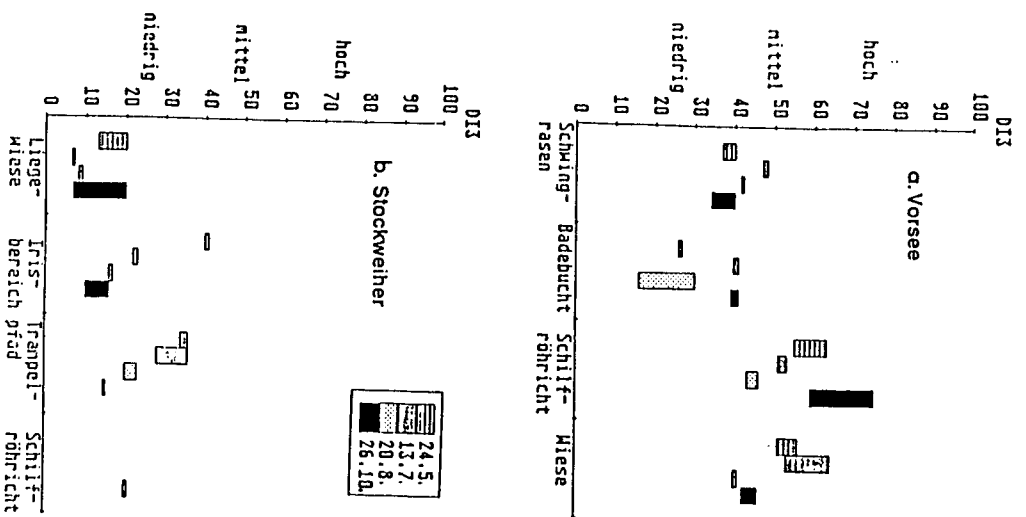


Abb. 7: Individuenbezogene Artendiversität (DI 3-Werte nach Buck und Konzelmann, 1985) der Käferfauna des Vorsees und des Stockweihers im Untersuchungsjaar 1986

suchungen am Vorsee und am Stockweiher wieder. Dargestellt wird hier die Zahl der auf 1000 Individuen entfallenden Arten (DI 3-Werte). Es wird ersichtlich, daß von den Untersuchungsarealen am Vorsee das Schilfröhricht die höchste Artendiversität aufweist. Die individuenbezogene Diversität dieses Bereichs kann zumindest zeitweise als "hoch" bezeichnet werden. Auch das Wiesensareal weist zeitweilig eine "überdurchschnittliche" individuenbezogene Artendiversität auf, während die der Badebucht "niedrig" ist.

Meist deutlich geringer als am Vorsee ist die individuenbezogene Artendiversität der Untersuchungsgebiete am Stockweiher. Im Bereich der Liegewiese und des Kiesvorkommens ist sie zeitweilig sogar als "außerordentlich niedrig" zu bezeichnen.

5. Biotopmanagement

Eine der wesentlichsten Aufgaben der wissenschaftlichen Ökologie sollte es sein, die Beziehungen der Lebewesen untereinander und zu ihrer Umwelt zu erforschen. Stellen sich die Beziehungen als natürlich bzw. als ungestört dar, so besteht in der Regel kein Grund, über die Beschreibung des Ist-Zustandes hinaus aktiv zu werden. Dies ändert sich jedoch, wenn der Mensch so stark in das Wirkungsgefüge zwischen Lebewesen und Umwelt eingreift, daß es aus dem Gleichgewicht zu geraten droht.

Eine solche Bedrohung stellt für viele Stiegengewässer unter anderem der Bedarf des Menschen an Naherholung sowie der Tourismus dar. Sicherlich nutzte die Bevölkerung auch in früheren Jahrhunderten Seen und Weiher als Badegewässer. Dabei handelte es sich jedoch fast immer um eine sehr begrenzte Anzahl von Erholungssuchenden; die Belastungen für das Gewässer und seine Umgebung waren entsprechend gering.

Die Situation ändert sich jedoch seit einigen Jahrzehnten in dem Maße, wie der Mensch mobiler wird und ihm außerdem durch kürzere Arbeitszeiten immer mehr Freizeit zur Verfügung steht. Proportional mit dem Besucherstrom steigt auch die Belastung der Gewässer - mit allen negativen Auswirkungen wie Abfall, Lärm, Trampelpfade, Liegeplätze, Surfbretter in Schilfzonen usw. Vorschriften und Verbote sowie deren Einhaltung werden immer dringender. Zu den "Freizeitaktivitä-

ten" des Menschen zählt auch in zunehmendem Maße die sog. "Sportfischerei". Anlaß zur Sorge bereiten die ständig wachsenden Mitgliederzahlen in den Sportfischereivereinen und damit die Zahl der Angler an den Pachtgewässern (Rahmann et al., 1988).

Einer deutlichen Belastung durch derartige Freizeitaktivitäten ist der im Rahmen dieser Arbeit untersuchte Stockweiher ausgesetzt. Im Gegensatz zu den Verhältnissen beim Vorsee muß die Uferregion des Stockweihers aufgrund der faunistisch-ökologischen Befunde (geringe faunistisch-coleopterologische Wertigkeit und niedrige Artendiversität) als stark belastet bezeichnet werden. Konold (1987) kommt aufgrund seiner floristischen Untersuchungen am selben See zu einem gleichen Ergebnis. Während die anthropogenen Belastungen im eng begrenzten Liegewiesenbereich des als Badesees benutzten Stockweihers auch künftig in Kauf genommen werden müssen, sollte eine solche Nutzung an den übrigen Uferbereichen des Weihers nicht weiter akzeptiert werden.

In weitestgehender Übereinstimmung mit Konold (1987) sind deshalb folgende Vorschläge zur Verbesserung der ökologischen Verhältnisse am Stockweiher zu machen:

- Aufstauung des Wassers im Sommer, um eine Vernässung der Uferbereiche zu bewirken, die das Begehen unattraktiv macht;
- Beseitigung von Stegen im nördlichen Uferbereich;
- Abreißen des Steges über den Zuflußgraben, um den Zugang zum Nordufer zu erschweren;
- Verbreiterung des Zuflußgrabens und Beseitigung von "Hilfskonstruktionen" in Form von Stegen; Angelbeschränkung auf das Südufer des Weihers;
- Nach Möglichkeit - wie in früheren Zeiten - Fischereiwirtschaftliche Nutzung des Stockweihers durch regelmäßiges Ablassen des Weihers etwa alle 2 Jahre.

6. Zusammenfassung

Im Rahmen von Untersuchungen zur landschaftsökologischen Beurteilung von Kleingewässern und deren Kartierung in Oberschwaben wurden in den Vegetationsperioden 1985, 1986 und 1988 im südwest-

tembergischen Landkreis Ravensburg der ca. 7,6 ha große, unter Naturschutz stehende Vorsee und der 10,1 ha große, anthropogen entstandene und im Sommer als Badesee genutzte Stockweier faunistisch untersucht.

Schwerpunkt dieser Arbeit war die quantitative Analyse der edaphischen (bodenbewohnenden) Käterfauna des wechselseitlichen Uferbereiches (Spülsaum) sowie die der weiteren Verlandungszone, da sich speziell Käfer sowohl aus ökologischen als auch aus untersuchungstechnischen Gründen besonders gut als repräsentative Organismengruppe zur Standortanalyse eignen.

Neben der landschaftsökologischen Charakterisierung der untersuchten Standorte war es das Ziel der Arbeit, die Anwendbarkeit zweier neuer quantitativer, an Fließgewässern entwickelter Untersuchungsmethoden (Ausstechmethode nach Buck und Konzelmann, 1985, und Schwemmanalyse nach Buck und Alf, 1987) auf die Verhältnisse bei Stillgewässern zu überprüfen, um auf der Basis des erfaßten Käfermaterials zu einer statistisch absicherbaren Bewertung (Artenzahlen; Individuenzahlen; Ähnlichkeitsquotienten nach Sörensen, 1948; Dominanzidentität nach Renkonen, 1938) sowie faunistischen Einschätzung (faunistisch-coleopterologische Kennziffern - HV-Werte) und ökologischen Charakterisierung (Individuenbezogene Diversität nach Buck und Konzelmann, 1985) der einzelnen Areale bzw. Gewässer zu gelangen.

Folgende Hauptresultate wurden erzielt:

1. Insgesamt wurden am Vorsee und Stockweier 5509 Käferindividuen gesammelt, die sich auf 305 Arten verteilen. Hierbei dominierten Vertreter aus den Familien der Staphylinidae (Kurzflügelkäfer), Carabidae (Laufkäfer), Hydrophilidae (Wasserkäfer) und Curculionidae (Rüsselkäfer). Die einzelnen Untersuchungsstellen wiesen im Naturschutzgebiet Vorsee zu allen Untersuchungszeitpunkten sowohl höhere Arten- als auch Individuenzahlen auf im Vergleich zu den entsprechenden Gebieten am anthropogen beeinflussten Stockweier.
2. Während am Vorsee insgesamt 247 Käferarten, darunter 70 (= 28,3%) faunistisch bedeutsame, gefangen wurden, konnten am Stockweier nur 75 Arten, darunter 16 (= 21,3%) faunistisch bedeutsame festgestellt werden.

3. Bezüglich einer Saisonstabilität der Artenzusammensetzung (Sorensen- und Renkonenzahlen) wies ein Schwingrasen am Vorsee die höchsten Werte auf.
4. Während die Untersuchungsareale am Vorsee meist HV-Werte zwischen 3,5 und maximal 5,7 (faunistisch-coleopterologische Wertigkeit zwischen "gering" bis "mittel" und "sehr hoch") aufwiesen, waren die Untersuchungsbereiche am Stockweier durch HV-Werte von 0 - 3 (Wertigkeit "gering") gekennzeichnet.
5. Die Diversitätswerte der Untersuchungsstellen am Stockweier lagen deutlich niedriger als diejenigen am Vorsee.
6. Es wäre wünschenswert, wenn die anthropogene Belastung des Stockweiers durch ein geeignetes Biotopmanagement (zum Beispiel Beseitigung von Stegen, Verbreiterung von Zuflußgräben, Aufstauen im Sommer, 2-jähriges Ablassen des Wehlers) künftig reduziert werden könnte.
7. Hinsichtlich der Ausarbeitung eines generellen Management-Konzepts für die oberschwäbischen Stehgewässer sollte einerseits sowohl den Ansprüchen des Menschen an diese Gewässer, als andererseits auch den Ergebnissen der wissenschaftlichen Untersuchungen Rechnung getragen werden. Im Sinne einer Synthese münden diese Erkenntnisse in eine Reihe von Vorschlägen ein, die geeignet erscheinen, den Ansprüchen von Natur-, Arten- und Landschaftsschutz, Historie und Nutzung durch die Menschen zu genügen. Ein modernes Management für die primären Stehgewässer im Voralpengebiet sollte künftig unbedingt auch die (ehemals) industriell genutzten Baggergruben als mögliche Sekundärbiotopie mit in ein überregionales, ökologisch-orientiertes und landschaftsgerechtes Gewässer-Verbindungssystem mit einbeziehen.

7. Danksagung

Mit dankenswerter finanzieller Unterstützung durch das Umweltministerium Baden-Württemberg, Herrn Regierungsbiologiedirektor a. D. Dr. H. Buck danken wir für die Revision der bearbeiteten Käter.

- Kolkwitz, R., Marsson, M. (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. aus der königlichen Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Berlin-Dahlem, 1, (33), 33-72.
- Konold, W. (1987): Oberschwäbische Weiher und Seen. Teil I: Geschichte - Kultur. Teil II: Vegetation, Limnologie, Naturschutz. Beihfte Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ., 52, Karlsruhe.
- Krunscheld, P., Hollnacher, M., Rahmann, H. (1987): Vergleichende limnologische Untersuchung der Mikrofauna und -flora von oberschwäbischen Stelgwässern. In: Weisser, H., Kohler, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete - Ökologie, Gefährdung, Schutz, Verlag Josef Margraf, Galmersheim, 159 - 165.
- Liebmann, H. (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie Bd I, Verlag Oldenbourg, München, 588 S.
- Odmu, E.P., Reichhoff, J. (1980): Ökologie: Grundbegriffe, Verknüpfungen, Perspektiven. BLV Verlagsgesellschaft, München, 183 S.
- Peissner, T., Hollnacher, M., Rahmann, H. (1987): Faunistisch-ökologische Untersuchung der Haidgauer Quellsen in Oberschwaben. In: Weisser, H., Kohler, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete - Ökologie, Gefährdung, Schutz, Verlag Josef Margraf, Galmersheim, 147 - 152.
- Rahmann, H., Zinz, K., Hollnacher, M. (1988): Oberschwäbische Kleingewässer - Limnologisch-faunistische Aspekte zur ökologischen Beurteilung. Beihfte Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ. 56, Karlsruhe, 210 S.
- Rahmann, H., Hollnacher, M., Zinz, K. (1988): Faunistische Bewertung von Stillgewässern im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben. In: Kohler, A., Rahmann, H. (Hrsg.): Gefährdung und Schutz von Gewässern. Ulmer-Verlag Stuttgart, 125 - 141.
- Renkonen, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchung über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. App. Zool. Soc. Vanamo, 6, 51 - 231.
- Simpl, H. (1986): Bewertungssysteme von Seen in Österreich. In: Bewertung der Gewässerqualität und Gewässergüteanforderung. Oldenbourg Verlag, München, 296 - 312.
- Schenk, M. (1989): Ökologische Untersuchung des Verlandungsbereichs dreier Kiesgruben jüngerer Sukzessionsstadien im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.
- W. (1987): Bioindikation auf der Basis faunistischer Untersuchungen kleinerer Stelgwässer
- Ökologische Untersuchung der Käferfauna des Verlandungsgebietes von Kiesgruben fortgeschrittener Sukzessionsstadien im Landkreis/Oberschwaben. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Universität Hohenheim
- Hollnacher, M., Rahmann, H. (1987): Populationsökologische Untersuchung der Amphibienfauna stehender Gewässer mit besonderer flächenlicher Nutzung in Oberschwaben. In: Weisser, H., Kohler, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete - Ökologie, Gefährdung, Schutz, Verlag Josef Margraf, Galmersheim, 95 - 116.
- Peissner, T., Hollnacher, M., Rahmann, H. (1987): Bericht über die ökologischen Untersuchungen anläßlich der Aufhebung. LFU Bad.-Württ. (Hrsg.), Karlsruhe (unveröffentlicht), 31 S.
- Peissner, T. (1985): Vergleichende coleopterologische Untersuchung zur Differenzierung edaphischer Biotope. In: Ökologische Untersuchungen in der ausgebauten unteren Murr. LFU Baden-Württemberg für Ökologie und Naturschutz, Karlsruhe, 195 - 311.
- Peissner, T., H. (1980): Studien zur Wertung der Saprobienysteme. Int. J. Limnol., 45, 535 - 565.
- Peissner, T., Lohaus, G. A. (1964-76): Die Käfer Mitteleuropas. Göttingen und Evert, Krefeld.
- Peissner, T. (1987): Bruchwasser und Ökologie von Myllaena (Myllaena) sp. (Coleoptera) in Mitteleuropa. In: Weisser, H., Kohler, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete - Ökologie, Gefährdung, Schutz, Verlag Josef Margraf, Galmersheim, 153 - 158.
- Peissner, T., Rahmann, H. (1988): Ökologie der Käfer Mitteleuropas. Institut-Verlag Stuttgart, 71 S.
- Peissner, T. (1987): Verfahren der biologischen Beurteilung des Gütezustandes von Gewässern. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 71 S.
- Peissner, T. (1987): Leben im Wasser. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel, 71 S.
- Peissner, T. (1989): Ökologische Untersuchung semi-aquatischer Biotope im Landkreis "Rohrsee" und "Haidgauer Quellsen" im Landkreis/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.

Schnitz, W.C. (1971): Kontrollverfahren und Maßnahmen zum Schutze der Gewässer und des Wassers gegen Verunreinigung im Rahmen des Umweltschutzes. Studien zum Gewässerschutz 1, 63 S.

Sørensen, T. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Vidensk. Tidskr. Biol. Ltr., Nr. 5, 4 ff.

Widmann, H., Schuster, G., Zintz, K., Rahmann, H. (1987): Die Fischfauna unterschiedlich belasteter stehender Kleingewässer im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben. In: Weisser, H., Köhler, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete - Ökologie, Gefährdung, Schutz; Verlag Josef Margraf, Gaimersheim, 127-147.

Dipl.-Biol. M. Hollnacher
Prof. Dr. H. Rahmann
Universität Hohenheim
Institut für Zoologie
Garbenstraße 30
7000 Stuttgart 70

Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer - 2. Feuchtgebietssymposium Bad Wurzach, 9.-11. Mai 1989; Hrsg.: K. Zintz, H. Rahmann und H. Weisser, Verlag Margraf, Weikerstheim

Vergleichende Untersuchungen der Käferfauna an zwei kleineren oberschwäbischen Stehgewässern unterschiedlicher Ausprägung

Klaus-Peter Koch, Klaus Zintz und Hinrich Rahmann

Institut für Zoologie, Universität Stuttgart-Hohenheim

1. Einleitung

Die oberschwäbische Landschaft ist durch eine Vielzahl von Feuchtgebieten geprägt. Allein im Landkreis Ravensburg gibt es mehr als 2000 dieser Biotope, sowohl natürliche (zum Beispiel Toteisseen), als auch anthropogen verursachte (hierzu zählen unter anderem ablaßbare Weiler und durch Kiesabbau entstandene Baggerseen). Vor dem Hintergrund eines einerseits immer bedrohlicher werdenden Schwundes an Feuchtgebieten, dem andererseits die Notwendigkeit gegenübersteht, Baggerseen anhand ökologisch ausgewogener Folgenutzungskonzepte in die Landschaft einzubinden, wurden in den vergangenen Jahren durch das Institut für Zoologie der Universität Hohenheim eine Anzahl von Stehgewässern im Landkreis Ravensburg faunistisch untersucht (Rahmann et. al. 1988).

In diesem Zusammenhang wurden 1988 Untersuchungen zur Käferfauna der oberschwäbischen Naturschutzgebiete "Rohrsee" und "Haidgauer Quellseen" durchgeführt, deren Ergebnisse nachfolgend vorgestellt werden.

Neben der Bestandaufnahme der Käferfauna semi-aquatischer Biotope soll mit dieser Arbeit nach einem von Buck entwickelten Bewertungsschema (Buck und Konzelmann 1985) ein Beitrag zur generellen faunistischen Beurteilung bedeutsamer Ökosysteme geleistet werden. Des weiteren wird ein Vergleich der in den Naturschutzgebieten angetroffenen Käferpopulationen durchgeführt.

2. Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete liegen nur etwa 3,5 km voneinander entfernt in der oberschwäbischen Moränenlandschaft nahe Bad Wurzach.

Das Naturschutzgebiet "Haidgauer Quellsen" besitzt eine Ausdehnung von ca. 12 ha. Dichte Vegetationsgürtel durchziehen ein System von Quellaufbrüchen mit kaltenothenem, oligo- bis mesotrophen Wasser. Da die oberirdischen Abflüsse der Seen sehr schnell auf aktuelle Niederschlagsereignisse reagieren, bleibt der Wasserspiegel der von Niedermoor umgebenen Quelltöpfe relativ konstant.

Das NSG "Rohrsee" ist ca. 100 ha groß. Der See füllt ein wärmeiszeitliches Totloch, ist sehr flach (durchschnittliche Tiefe weniger als 2 m) und ist Teil der Europäischen Grundwasserscheide. Der Wasserspiegel zeigt sehr starke witterungsbedingte und jahreszeitliche Schwankungen. Dies führt zur Ausbildung ausgedehnter lehmigsandiger Überflutungsflächen.

3. Methoden

Da eine eingehende Betrachtung von allen in Feuchtgebieten vorkommenden Faunenelementen praktisch nicht durchführbar ist, mußte einer Tiergruppe der Vorzug gegeben werden. Die Coleopteren (Käfer) sind in Mitteleuropa mit etwa 8000 Arten vertreten, ihre ökologischen Ansprüche sowie ihre geographische Verbreitung sind weitgehend bekannt. Zudem stellen die Käfer einen großen Anteil der Bodenfauna. Sie eignen sich aus diesen Gründen als repräsentative Tiergruppe zu ökologischen Untersuchungen (Buck und Konzelmann 1985).

Stark durchfeuchtete Bereiche sind als Bindeglied von Wasser und Land von besonderem Interesse. Deshalb wurde in der vorliegenden Arbeit die Käferfauna semi-aquatischer Biotope der oben genannten Naturschutzgebiete im Sinne einer pars-pro-toto-Analyse erfaßt. Dabei wurde die an Fließgewässern entwickelte Schwemmanalyse (Buck und Alf 1987) auf Stehgewässer übertragen.

Die Bewertung der Naturschutzgebiete erfolgt anhand der Seltenheit der erfassten Käfer. Grundlage für die numerische Darstellung ist das Horion-Verzeichnis. Der errechnete "HV-Wert" liegt zwischen 0 und 7. Weitere Einzelheiten zur Methode und Anmerkungen zu ihren Grenzen finden sich bei Buck und Konzelmann (1985) sowie bei Koch (1989) und Hollnacher und Rahmann (1990).

Zum Vergleich der vorgefundenen Käferfaunen werden die in der ökologischen Literatur weit verbreiteten Ähnlichkeitsberechnungen nach Sörensen (1948) und Renkonen (1938) herangezogen.

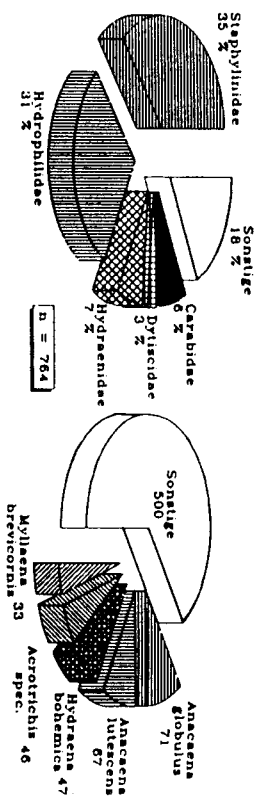
4. Ergebnisse

Mit den beschriebenen Methoden konnten insgesamt 235 Käferarten festgestellt werden. Ihre Verteilung ergibt sich aus Abb. 1. Beiden Naturschutzgebieten gemeinsam waren lediglich 31 Käferarten, nur 2 davon sind in Württemberg seltener Arten: der Wasserkäfer *Erochrus testaceus* sowie der Kurzflügler *Lathrobium elongatum* (Abb. 2a und b).

Als besonders charakteristisch für das Gebiet der **Haidgauer Quellsen** konnte eine Anzahl moorliebender sowie an kalte Gewässer angepaßter Käferarten gefunden werden (zum Beispiel die Schwimmkäfer *Hydroporus tristis* und *Nartus grapei* sowie die Kurzflügler *Euaesthetus laevisculus* und *Stenus formicetorum*).

Am **Rohrsee** mit seinen sandig-lehmigen Uferbereichen waren neben dem auffälligen Laufkäfer *Elaphrus riparius*, zu dessen natürlichen Lebensräumen auch die Sandbänke mäandrierender Flüsse zählen, die zur gleichen Familie gehörenden *Bembidion*-Arten (unter anderem *B. varium* und *B. assimile*) oft anzutreffen. Aber auch aus der artenreichen Familie der Kurzflügler sind am Rohrsee Arten zu finden, die sandig-lehmiges Substrat bevorzugen. Hier sind insbesondere die für Württemberg seltene Art *Gnypeta ruber* sowie seltener Arten der Gattung

Haidgauer Quellseen



Rohrsee

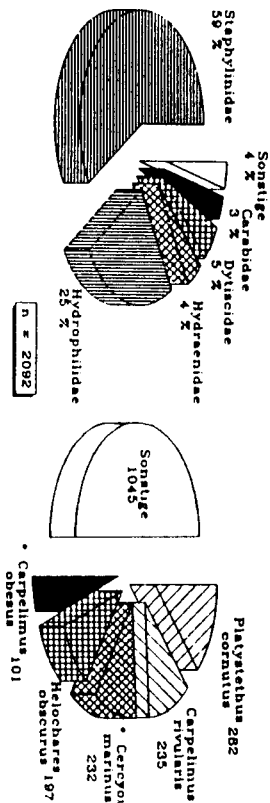


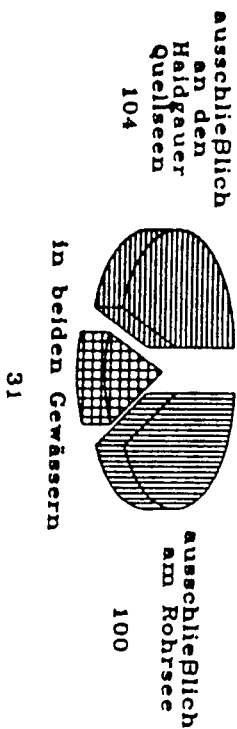
Abb. 1: Die Verteilung der Käfer an den Haidgauer Quellseen (oben) und am Rohrsee (unten), aufgeschlüsselt nach Familien (%; links) und Arten (Individuen; rechts). Mit * sind faunistisch bedeutsame Arten markiert.

Carpellinus (*C. obesus*, *C. lindrothi*, *C. gracilis*) zu nennen. *Carpellinus gracilis* wurde außer an lehmigen Bereichen des Rohrseeufers auch am Lehmümpel einer nahegelegenen Kiesgrube bei Seibranz gefunden (Schenk 1989).

Die Nährstoffarmut der Haidgauer Quellseen äußert sich in einer sehr geringen Individuendichte nahezu aller Tiergruppen. Die Untersuchung der Käferfauna ergab in jedem Fall eine Besiedlungsdichte von weniger als 400 Individuen/m². Demgegenüber ist am Ufer des eutrophen Rohrsees an einzelnen Stellen eine sehr hohe Individuendichte von über 3000 Individuen/m² festgestellt worden. Auch typische "Kom-

postkäfer" wie beispielsweise der Kurzflügel *Anotylus rugosus* deuten auf ein hohes Nährstoffangebot am Rohrseeufer hin.

a) festgestellte Artenzahlen



b) faunistisch bedeutsame Arten

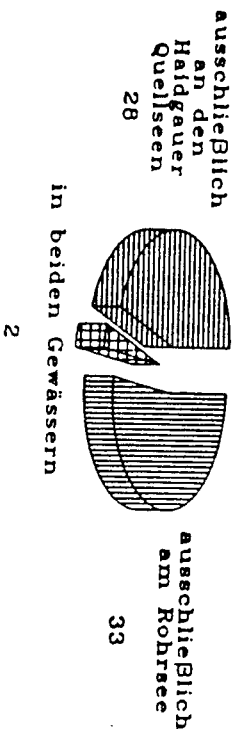


Abb. 2: In den Untersuchungsgebieten festgestellte Anzahl an Käferarten, a) Gesamtartenzahl und b) faunistisch bedeutsame Arten.

Von den fünf individuenreichsten Käferarten des Rohrsees sind zwei als für Würtembergseltener und daher faunistisch bedeutsam einzustufen (der Wasserkäfer *Cercyon marinus* sowie der Kurzflügel *Carpellinus obesus*). Dagegen sind die fünf individuenreichsten Arten der Haidgauer Quellseen allesamt ubiquitäre Arten. Dies führt zusammen mit der geringen Individuendichte bei einer Bewertung der Haidgauer

Quellseen nach Buck (Buck und Konzelmann 1985) zu geringen "HV-Werten", wohingegen der Rohrsee eine "mittlere bis hohe" Beurteilung erhält (Abb. 3).

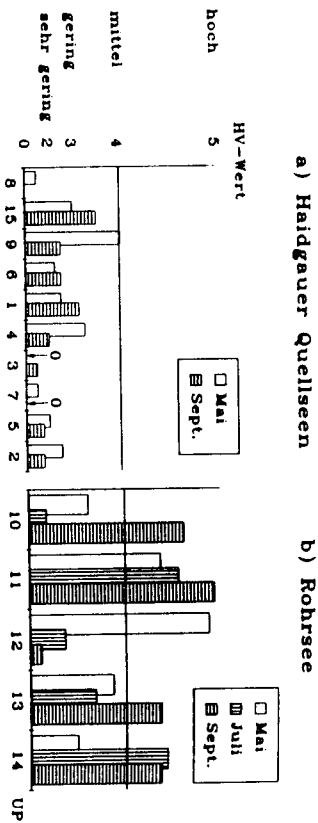


Abb. 3: Coleopterologische Bewertung (HV-Wert) der Haidgauer Quellseen (links) und des Rohrsees (rechts) zu den verschiedenen Untersuchungsterminen. HV-Werte unter 4 (Strich) gelten als unterdurchschnittlich und sind für eine Biotopbewertung wenig geeignet. Einzelheiten zu den Untersuchungspunkten finden sich in Koch (1989).

Trotz der starken sonstigen Unterschiede zwischen den zu vergleichenden Naturschutzgebieten fiel die Sonderstellung eines auf der Südseite des Rohrsees gelegenen Untersuchungspunktes auf. Nur diese Probestelle des Rohrsees zeigte im Vergleich mit allen Untersuchungspunkten der Haidgauer Quellseen relativ hohe Ähnlichkeitswerte (Artenübereinstimmung nach Sörensen im September bis über 20 %). Allein an diesem Untersuchungspunkt wurden 19 der insgesamt 31 übereinstimmenden Käferarten gefunden. Beispiele sind die Kurzflügler *Lesteva longelytrata*, *L. nivicola*, *Myllaena intermedia* sowie der Laufkäfer *Pterostichus nigrita*.

Bei dieser Stelle handelt es sich um den kältesten und am stärksten beschatteten Untersuchungspunkt am Rohrsee. Sein Kleinklima ist dem der Haidgauer Quellseen am ähnlichsten und kommt als Erklärungs-möglichkeit in Betracht.

5. Zusammenfassung

Insgesamt konnte gezeigt werden, daß Untersuchungen der Käferfauna vom Wasser beeinflusster (semi-aquatiler) Biotope zur Differenzierung sowie Charakterisierung von Stehgewässern wertvolle Informationen liefern können.

Die Bewertung von Feuchtbiotopen anhand der Käferfauna kann insbesondere bei hohen und sehr hohen "HV-Werten" wichtige Entscheidungshilfen bei Fragen der Schutzwürdigkeit der untersuchten Biotope liefern.

Allerdings müssen bei der Beurteilung spezieller Biotope, wie beispielsweise der kalten und oligotrophen Haidgauer Quellseen, weitere Kriterien - andere Tiergruppen, Flora, Seltenheit des Biotops in einem Naturraum - herangezogen werden.

Die angestellten Ähnlichkeitsberechnungen erwiesen sich als geeignetes Mittel, um Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Untersuchungspunkte am selben Gewässer sowie zwischen den beiden Biotopen zu charakterisieren. Damit bilden sie eine gute Grundlage für Arbeiten, in denen die Vernetzung von Feuchtbiotopen untersucht werden soll ("Biotopverbund").

6. Danksagung

Unser besonderer Dank gilt Herrn Dr. H. Buck für die sehr aufwendige Revision des umfangreichen Käfermaterials sowie für wertvolle Anregungen zur Auswertung und Interpretation der Daten.

7. Literatur

Buck, H. und Alf, A. (1987): Bericht über die ökologischen Untersuchungen anlässlich der Rest-Ilber-Aufhörungen, koleopterologischer Teil. LTU Bad-Württemb., Karlsruhe.

Buck, H. und Konzelmann, E. (1985): Vergleichende koleopterologische Untersuchungen edaphischer Biotope. In: Ökologische Untersuchungen an der ausgebauten unteren Murr, Bd. 1: 195-310, LTU Bad-Württemb., Karlsruhe.

- Freude, H., Harde, K.-W. und Lohse, G.-H. (1965-1981): Die Käfer Mitteleuropas, Bd. I bis II. Goecke und Evers Verlag, Krefeld.
- Koch, K.-P. (1989): Ökologisch-faunistische Untersuchung semi-aquatischer Biotope der Naturschutzgebiete "Rohrsee" und "Haidgauer Quellseen" im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.
- Hollnacher, M. und Rahmann, H. (1990): Bioindikation für kleinere Stehgewässer auf der Basis faunistischer Untersuchungen. Dieser Band.
- Rahmann, H., Zintz, K. und Hollnacher, M. (1988): Oberschwäbische Kleingewässer. Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württemberg Bd. 53.
- Renkonen, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchung über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. App. Zool. Soz. Vanamo, 6, 51 - 231.
- Schenk, M. (1989): Ökologische Untersuchung des Verlandungsbereichs dreier Kiesgruben jüngerer Sukzessionsstadien im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.
- Sörensen, T. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Vidensk. Tidskr. Biol. Ltr., Nr. 5, 4ff.
- Dipl. Biol. K.-P. Koch
Dr. K. Zintz
Prof. Dr. H. Rahmann
Universität Hohenheim
Institut für Zoologie
Garbenstr. 30
7000 Stuttgart 70

Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer - 2. Feuchtgebieteissymposium Bad Wurzach, 9.-11. Mai 1989. Hsg.: K. Zintz, H. Rahmann und H. Weisser, Verlag Margraf, Weikertheim

Faunistisch-ökologische Untersuchungen an den Haidgauer Quellseen in Oberschwaben

Klaus Zintz, Gaby Schusztler, Annette König, Klaus-Peter Koch und Hinrich Rahmann

Institut für Zoologie, Universität Stuttgart-Hohenheim

1. Einleitung

Seit 1985 führt das Zoologische Institut der Universität Hohenheim faunistisch-ökologische Untersuchungen an den Haidgauer Quellseen durch. Die im Rahmen dieser Arbeiten gewonnene Datenfülle wird nachfolgend zusammengefaßt dargestellt. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Untersuchungen in verschiedenen Jahren und von unterschiedlichen Bearbeitern durchgeführt wurden. Eine besondere Bedeutung erlangen die hier vorgestellten Forschungsergebnisse vor dem Hintergrund der geplanten Renaturierung des Wurzacher Riedes.

2. Geographische Lage und historische Entwicklung

Die geographische Lage der Haidgauer Quellseen sowie ihre Einbettung in die unmittelbare Umgebung gehen aus Abb. 1 hervor. Genauere Unterlagen über die Haidgauer Quellseen liegen erst seit dem 17. Jahrhundert vor. Zu dieser Zeit gab es zwei aufgestaute Wehre, die sowohl eine Mühle versorgen als auch fischereilich genutzt wurden. Zu Beginn des 19. Jahrhunderts lag das Gebiet trocken. Erst 1864 entsan-

den die Haidgauer Quellseen in der heutigen Form durch eine Tiefenerlegung der Ach (Bauhofer 1984, Konold, 1987).

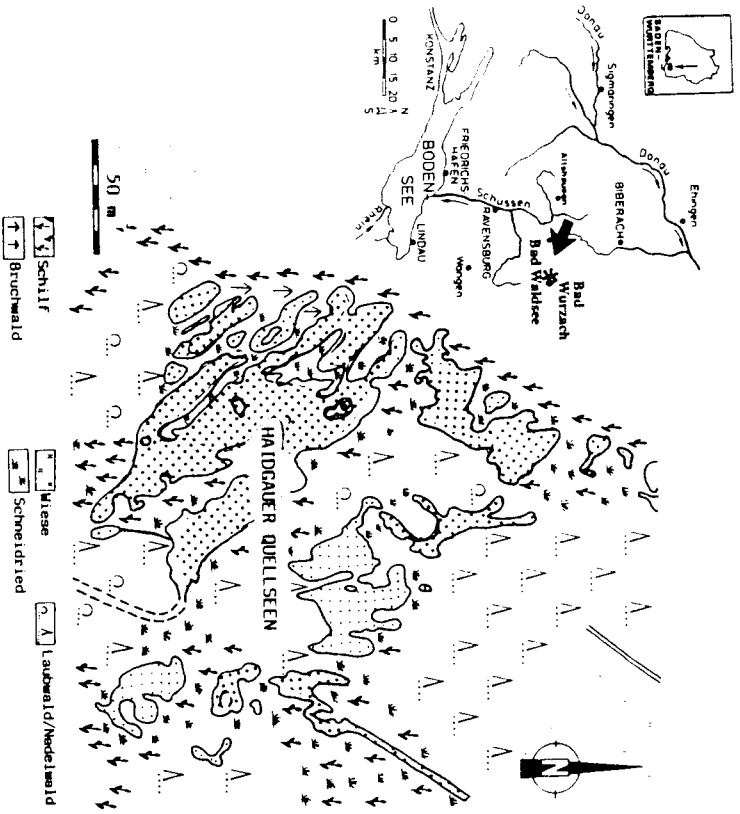


Abb. 1: Die Lage der Haidgauer Quellseen (Wasserflächen gepunktet dargestellt); aus Rahmann et al., 1988).

3. Wasserchemische Untersuchungen

Die im Sommerhalbjahr 1986 in vierwöchigem Proberhythmus ermittelten wasserchemischen Daten - sie wurden im wesentlichen nach den Deutschen Einheitsvorschriften (DEV) ermittelt - sind in Abb. 2 zusammengefaßt. Sie weisen die Haidgauer Quellseen als kalsteno-

Untersuchungszeitraum: 4/86—9/86

Hydrochemischer Grundcharakter: hartes, klares, kalkreiches Wasser; kalstenoherm

Tiefe	Sauerstoff	Sauerstoff-sätt.	Leitfähigkeit	pH	Hydrogen-carbonat	Gesamt-härte
m	mg/l	%	µS/cm		mg/l	°dH
0	min 7.9	72.0	628	6.6	306.0	17.4
0	max 10.1	100.0	659	7.6	321.0	18.8
2	min 7.4		628	6.3	311.0	17.8
2	max 9.7		646	7.5	321.0	18.5

Nährstoffbelastung:

Tiefe	Phosphat-P	Ammonium-N	Nitrat-N	Chlorophyll a	Sichttiefe
m	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	m
0	min 0	16	4700	0.5	Grund
0	max 18	(344)	6680	0.9	
2	min 0	14	4780	0.5	
2	max (84)	(478)	8160	1.2	

Trophiegrad: oligotroph

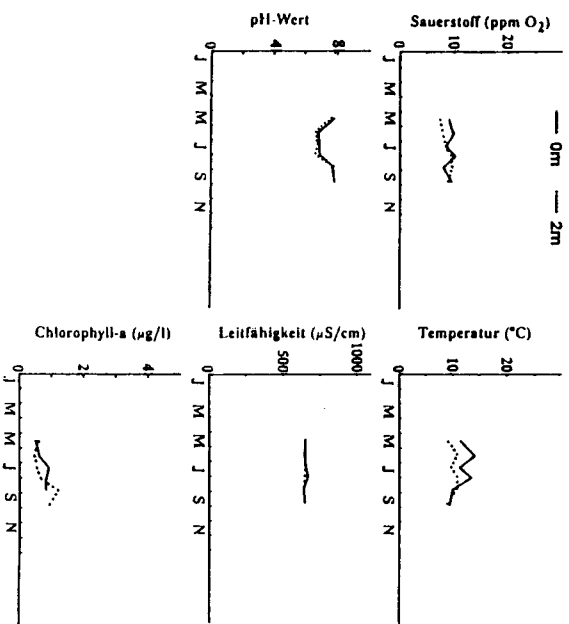


Abb. 2: Ergebnis der wasserchemischen Untersuchungen an den Haidgauer Quellseen im Sommerhalbjahr 1986.

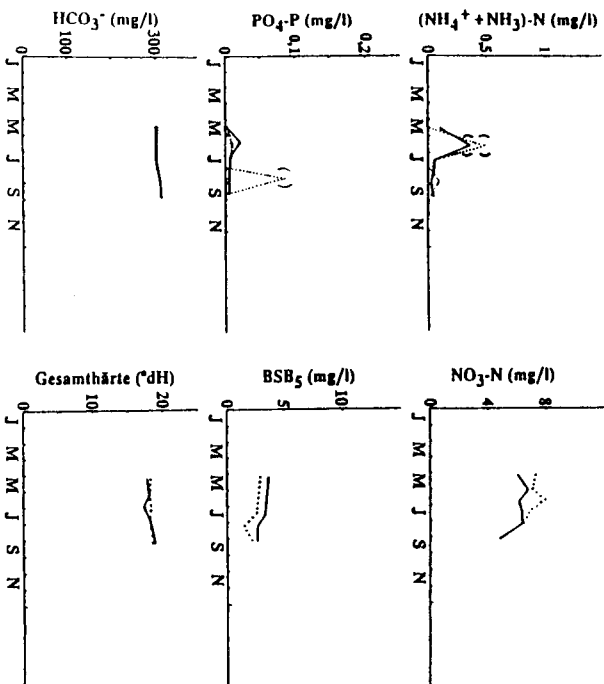


Abb. 2: Fortsetzung

thermes, oligotrophes Gewässer mit klarem, hartem, und kalkreichem Wasser aus. Der Quellcharakter der Seen spiegelt sich also deutlich in den wasserchemischen Daten wider. Auch die im Vergleich zu anderen obereschwäbischen Stehgewässern relativ hohen Nitratwerte (siehe Rahmann et al. 1988) sind für Grundwasser-Einfluß symptomatisch. Für die aus dem Rahmen fallenden hohen Ammonium-Werte im Juni 1986 sowie den hohen Phosphatwert über Grund Ende August gibt es keine unmittelbar einleuchtende limnologische Erklärung, so daß ein Meßartefakt nicht ausgeschlossen werden kann. Die entsprechenden Werte in Abb. 2 sind daher eingeklammert.

4. Fischfauna

Im Sommerhalbjahr 1986 wurden mit dem Schlauchboot in den erreichbaren Teilgewässern mehrere Elektrofischungen durchgeführt (Widmann 1987), die das in Abb. 3 dargestellte Artenspektrum ergaben. Wie in fast allen obereschwäbischen Seen ist auch hier die Fischfauna durch frühere Besatzmaßnahmen geprägt. In den Haidgauer Quellseen wurden Hechte eingesetzt, die nun dominieren und die übrigen Fischarten dezimieren. Entsprechend des nährstoffarmen Charakters der Quellseen ist insgesamt nur eine sehr geringe Populationsdichte zu verzeichnen.

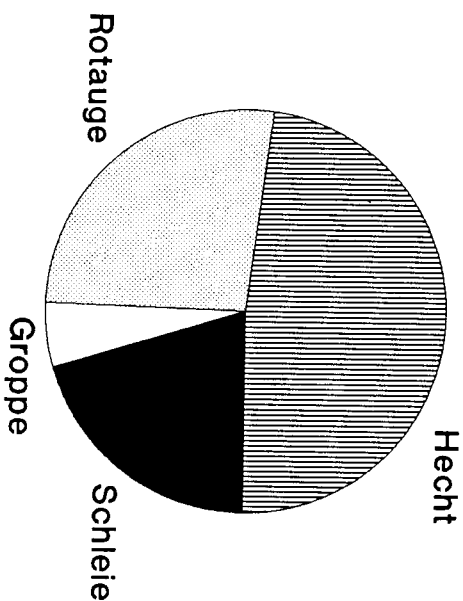


Abb. 3: Prozentuales Spektrum der Fischarten in den Haidgauer Quellseen (Elektrofischungen im Sommer 1986, nach Widmann 1987).

5. Plankton

Krummscheid stellte 1985 bei ihren stichprobenartigen Planktonuntersuchungen nur eine sehr geringe Bestandsdichte fest. Oft fand sich

Tab. 1: Artenspektrum des 1985 stichprobenartig untersuchten Planktons der Haidgauer Quellseen (nach Kumscheid, 1986).

	Phytos	Benthos
Bakterien (Bacteriophyta):		
Beggiella alba (Schwefelbakterium)		X
Blaualgen (Cyanophyta):		
Oscillatoria geminata		X
Goldalgen (Chrysophyceae):		
Synura uvella		X
Kieselalgen (Diatomeen):		
Acarthocystis	X	
Camptodiscus noricus	X	
Cyclotella kützingiana	X	
Cymbella helvetica	X	
Cymbella lanceolata	X	
Fragilaria construens	X	
Gyrosigma attenuatum	X	
Melosira arenaria	X	
Navicula spec.	X	
Navicula radiosa	X	
Nitzschia fonticola	X	
Nitzschia palae	X	
Nitzschia sigmoides	X	
Tabellaria flocculosa	X	
Kryptomonaden:		
Chromonas nordstedtii		X
Grünalgen (Chlorophyta):		
Carteria klebali	X	
Pediastrum kawralskyl		X
Jochalgen (Conjugatophyceae):		
Mougeotia spec.	X	
Zooflagellaten:		
Podo putrinus		X
Sonnenlerchen (Heliozoa):		
Acanthocystis turtacea	X	
Wimperlerchen (Ciliata):		
Coleps hirtus		X
Blattfußkrebse (Phyllopopoda):		
Bosmina longirostris	X	
Acroperus harpae	X	
Ruderfußkrebse (Copepoda):		
Nauplius-Larven	X	

Tab. 2: Das Spektrum der Benthos- und Phytofauna der Haidgauer Quellseen in der Vegetationsperiode 1985; die Pfeile weisen auf faunistische Besonderheiten hin (nach Peissner 1986).

BENTHOS	PHYTOS
Arten	Arten
Valvata cristata	Dendrocoelum lactatum
Radix auricularia	Polycelis nigra
Pisidium spec.	Gyrulus albus
Potamoecox ferax	Pleurobis carinatus
Potamoerithrix hammoniensis	Physa fontinalis
Haplorkasis gerdolides	Radix auricularia
Lumbriculus variegatus	Stylaria lactaria
Stylodrilus heringianus	Heterobdella octoculata
Allodephora	Glossiphonia complanata
Acanthocystis cf. chlorotica	Helobdella stagnalis
Niphargus spec.	Thermonyzon tessellatum
Cammarus fossarum	Acanthocystis
Stalis spec.-Larven	Cammarus fossarum
Lamprolaima cf. lunatus-Larven	Cammarus pulex
Chironomidae-Larven	Hydrobiae cf. trigranicus
Baetis vernus-Larven	Helophila wetscheki
Centroptilium luteolum-Larven	Agabus-Larven
Cloeon dipterum-Larven	Potamoerithrix cf. assallisi
Leptophlebia vespertina-Larven	Dentobdellus nobilis
Platycornus pennipes-L.	Dentobdellus cf. nobilis-Larven
Nesoreia cinerea-Larven	Laccobius strabus
Nemurella picteti-L.	Hydrophilidae-Larven
Sigara falleni	Chironomidae-Larven
Sigara heilmansi	Ceratopogonidae-Larven
Sigara striata	Knophsiles claviger-L.
Notonecta spec.-Larven	Anopheles maculipennis-L.
Hydrophilus spec.-Larven	Dixa spec.-Larven
Holocentropus picticornis	Eudalia spec.-Larven
Athripsodes alterius-L.	
Lamprolaima cf. lunatus-Larven	

selbst in 100 Litern durchfiltrierten Wassers kein einziger Organismus. Die submerse Vegetation ist von Aufwuchs-Algen überzogen (Grün- und Rotalgen) sowie von kalkigen Gallertmassen, die vorwiegend von verschiedenen Kieselalgenarten gebildet werden. Tab. 1 gibt einen Überblick über die gefundenen Arten.

6. Makrobenthos




Peissner erfaßte 1985 das Artenspektrum der Makroinvertebratenfauna der Quellseen und zuzuführenden Bachsysteme, und zwar sowohl der am Boden lebenden (Benthos) als auch an Wasserpflanzen lebenden Tierwelt (Phytos). Insgesamt fand er über 200 Arten, so daß die Lebensgemeinschaft als sehr artenreich zu bezeichnen war (Peissner 1986). Zwar dominierten euryöke Arten, daneben fand Peissner jedoch auch Grundwasser liebende, strömungsliebende und sauerstoffliebende sowie kaltenotherme Formen. Einen Überblick über das Spektrum der gefundenen Benthos- und Phytosfauna gibt Tab. 2.

7. Käfer

Im Sommerhalbjahr 1988 wurden an mehreren unterschiedlich ausgeprägten Standorten der Haidgauer Quellseen Schwemmanalysen durchgeführt (Koch 1989 mit Angaben zur Methodik, Koch et al. 1990). Bei dem dabei gewonnenen Käfermaterial dominierten mit jeweils etwa einem Drittel des Gesamtfangs zwei Familien, die Kurzflügler (Staphylinidae) mit 24 Gattungen sowie die Wasserkäfer (Hydrophilidae) mit allerdings nur 9 Gattungen (Abb. 4). Eine Auswahl der wichtigsten mit Hilfe der Schwemmanalyse erhaltenen Käferarten sowie Angaben zu ihrer jeweiligen Seltenheit und ihren Biotopansprüchen findet sich in Tab. 3.

In Abb. 5 sind die jahreszeitlichen Unterschiede in der Besiedlungsdichte an verschiedenen Untersuchungspunkten (UP) dargestellt: An die Wasseroberfläche schließt sich der Bereich Schneefried und Flachmoor mit 3 UP an, es folgen der Bruchwald mit 2 UP und der Randbereich des Riedes mit 4 UP (Angaben zu den einzelnen Untersuchungspunkten Tab. 3).

Tab. 3: Auswahl der wichtigsten mit Hilfe der Schwemmanalyse im Bereich der Haidgauer Quellseen im Sommerhalbjahr 1988 erhaltenen Käferarten mit Angaben zur Seltenheit und zu den Biotopansprüchen.

Carabidae			
	<i>Agonum fuliginosum</i>	d	• Sumptwälder
	<i>Agonum gracile</i>		• Tyrphophil
	<i>Lebia crux-minor</i>		• Wieseen
	<i>Oodes heliophiloides</i>	d	• Sumptö
	<i>Pterostichus diligens</i>	d	• Tyrphophil
	<i>Pterostichus minor</i>	d	• Hydrophil
Dytiscidae			
	<i>Hydroporus angustatus</i>		• acidophil
	<i>Hydroporus memnonius</i>		• kalt-tienotherm
	<i>Hydroporus neglectus</i>		• Waldtümpel
	<i>Hydroporus triells</i>	d	• Tyrphophil
Hydraenidae			
	<i>Hydraena bohemica</i>	d	
Hydrophilidae			
	<i>Anacaena globulus</i>	d	
	<i>Anacaena limbata</i> s.l.	d	
	<i>Coelostoma orbiculare</i>	d	
	<i>Enochmus affinis</i>	d	
	<i>Enochmus testaceus</i>	d	
	<i>Laccobius alutaceus</i>	d	
Staphylinidae			
	<i>Eusathetis laevusculus</i>		• Tyrphophil
	<i>Falagria suturalis</i>	d	
	<i>Lasteva hanseni</i>		••• Wasserfälle
	<i>Lasteva longelytrata</i>	d	• Hydrophil
	<i>Myllaena punctata</i>	d	• Quellsumptö
	<i>Myllaena brevicornis</i>	d	• Stumpö
	<i>Myllaena minuta</i>		• Tyrphophil
	<i>Myllaena infusca</i>	d	• Tyrphophil
	<i>Stenus fulvicornis</i>		• Tyrphophil
	<i>Stenus providus</i>		• Tyrphophil
	<i>Tachyporus transversalis</i>		• Tyrphophil
Curculionidae			
	<i>Aplon ater</i>		••• Wieseen
	<i>Aplon virens</i>	d	• Wieseen
	<i>Sitona lineatus</i>	d	• Wieseen
sonstige Familien			
	<i>Acrotichis spec.</i>	d	Ufer
	<i>Cyphon padii</i>	d	

- d : In mindestens einer Schwemmanalyse mit > 10 % der Individuen vertreten
- : in SW-Deutschland nur lückenhaft und/oder selten auftretend
- : Vorkommen nur sehr lokal oder nur in benachbarten Bundesländern
- : bis 1991 nicht in Süddeutschland nachgewiesen

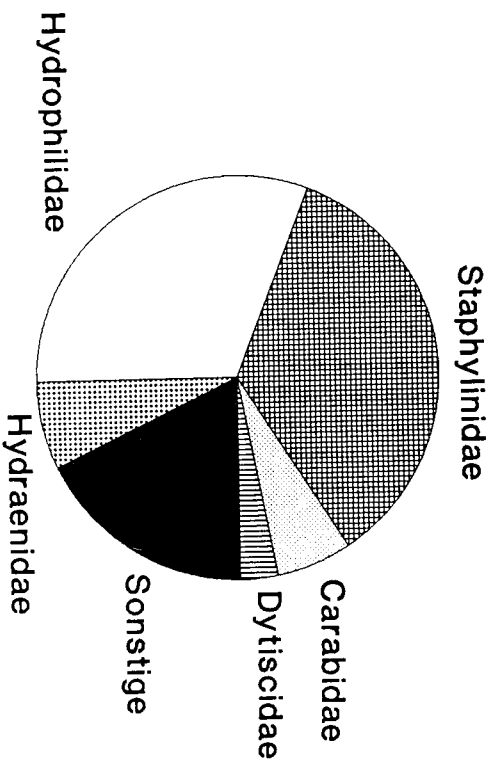


Abb. 4: Prozentuale Verteilung der bei Schwemmanalysen im Bereich der Haidgauer Quellseen im Sommerhalbjahr 1988 erhaltenen Käferfamilien.

finden sich in Koch 1989). Wie aus Abb. 5 ersichtlich wird, herrschen im Schneidried für die Käferfauna besonders ungünstige Bedingungen, die Besiedlungsdichte ist sowohl im Frühjahr als auch im Herbst niedrig. Veränderungen in der Vegetationsstruktur (Beschattung) führen zu abnehmenden Besiedlungsdichten im Jahresverlauf, besonders im Bereich des Bruchwaldes. Im Randbereich wirkt der Einfluß der Vegetation (Streuweisen) fördernd auf die Besiedlungsdichte, phytophage Käfer werden häufig angetroffen.

8. Libellen

Obwohl sich auch die Libellenfauna durch deutliche Individuenarmut auszeichnet, konnten im Laufe der Vegetationsperiode 1988 18

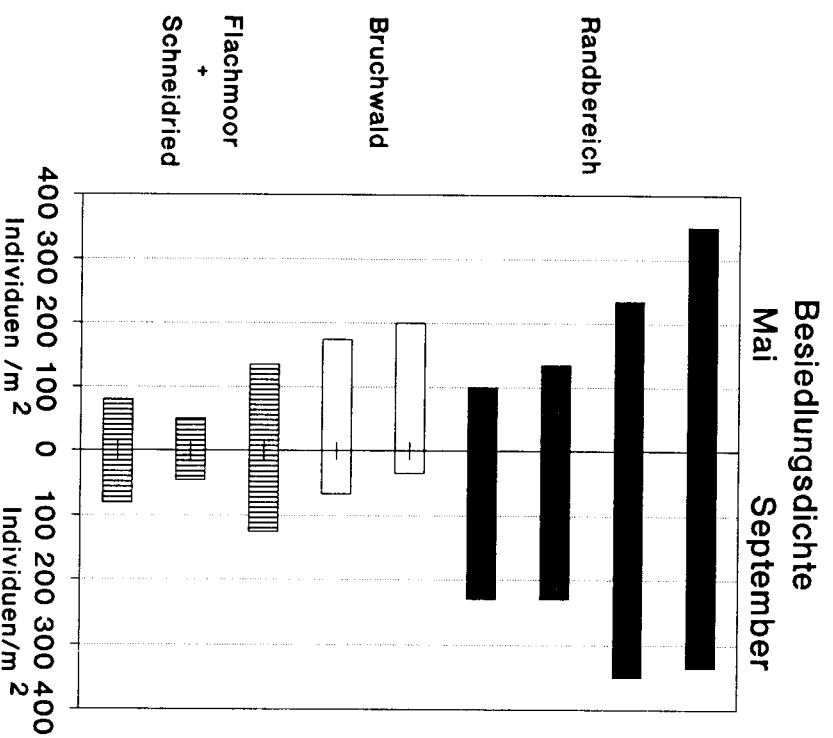


Abb. 5: Jahreszeitliche Unterschiede in der Besiedlungsdichte der Käfer im Untersuchungsjahr 1988 an verschiedenen Untersuchungspunkten im Bereich der Haidgauer Quellseen.

Libellenarten nachgewiesen werden, von denen allerdings nur 6 als sicher bodenständig eingestuft werden konnten (Fortpflanzung im Gewässer). Die angetroffenen Arten bevorzugten fast durchweg eine ausgeprägte Vegetation. Diese besteht hier hauptsächlich aus Schilf- und Bin-

senröhricht. 5 der vorkommenden Libellenarten gelten nach der Roten Liste für Baden-Württemberg als gefährdet bis bedroht. Von der Struktur des Gewässers her könnten an den Haidgauer Quellseen zahlreiche weitere Libellenarten vorkommen, doch fehlen ihnen die Nahrungsgrundlagen. In Tab. 4 sind Beobachtungen zu Artenvorkommen und Abundanz exemplarisch für einen Untersuchungspunkt zusammengestellt. Weitere Angaben zur Libellenfauna der Haidgauer Quellseen finden sich in König (1989).

Tab. 4: Artenvorkommen und maximal beobachtete Abundanz der Libellenfauna an einem von sieben Untersuchungspunkten der Haidgauer Quellseen in der Vegetationsperiode 1988.

Libellenart	Häufigkeit	Paarung	Larve	Bodenst.	
				Tandem	Gefährdung
<i>Sympetma fusca</i>	II			-	3
<i>Lestes sponsa</i>	I			-	n
<i>Lestes barbarus</i>	I			-	1
<i>Lestes viridis</i>	I			-	n
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	I	X		(+)	n
<i>Ischnura elegans</i>	II		X	+	n
<i>Enallagma cyathigerum</i>	II		X	+	n
<i>Coenagrion hastulatum</i>	I		X	(+)	2
<i>Coenagrion pulchellum</i>	II		X	+	3
<i>Coenagrion puella</i>	III	X	X	+	n
<i>Aeshna grandis</i>	II			-	4
<i>Aeshna cyanea</i>	I		X	+	n
<i>Aeshna mixta</i>	II		X	+	4
<i>Anax imperator</i>	II			-	n
<i>Sonatochloa flavomaculata</i>	II		X	-	3
<i>Sympetrum vulgatum</i>	II			-	n
<i>Sympetrum danae</i>	II			-	4
<i>Sympetrum sanguineum</i>	II	X		-	n

Häufigkeit: I = 1 Individuum; II = 2-5 Individuen; III = 6-10 Individuen.

Bodenständigkeit: + Bodenständigkeit nachgewiesen; (+) unsicher; - nicht nachgewiesen.

Gefährdung: n = nicht gefährdet; 4 = potentiell gefährdet; 3 = gefährdet; 3 = stark gefährdet; 1 = vom Aussterben bedroht.

9. Weitere Untersuchungen

Aus Gründen der Vollständigkeit soll hier noch auf die vegetationskundlichen Untersuchungen von Bauhofer (1984) sowie die Erhebungen geomorphologischer und avifaunistischer Daten durch Prinzinger und Ortlieb (1988) hingewiesen werden.

10. Zusammenfassung

Die limnologisch-faunistischen Untersuchungen unterstreichen die Sonderstellung der Haidgauer Quellseen. Durch den hohen Wasser-austausch haben sie bis heute ihren oligotrophen Charakter bewahrt. Diese Einschätzung wird sowohl durch die wasserchemischen Daten als auch durch die Ergebnisse der faunistischen Untersuchungen belegt. So wurden unter anderem Tierarten gefunden, die nur an diesen Gewässertyp angepasst sind. Insgesamt lassen sich die Haidgauer Quellseen als artenreiches aber individuenarmes Gewässer bezeichnen.

11. Literatur

- Bauhofer, R. (1984): Vegetation und Geschichte der Haidgauer Quellseen (Gmde. Bad Wurzach). Diplomarbeit, Inst. f. Landeskultur und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim.
- Koch, K.-P. (1989): Ökologisch-faunistische Untersuchung semiaquatischer Biotope der Naturschutzgebiete "Rohrsee" und "Haidgauer Quellseen" im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.
- Koch, K.-P., Zintz, K., und Rahmann, H. (1990): Vergleichende Untersuchungen der Käferfauna an zwei kleineren oberschwäbischen Stehgewässern unterschiedlicher Ausprägung. Dieser Band.
- Konold, W. (1987): Oberschwäbische Weiher und Seen Teil I: Geschichte- Kultur. Teil II: Vegetation, Limnologie, Naturschutz. Beihfte Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ., 52; Karlsruhe.
- König, A. (1989): Vergleichende ökologische Untersuchungen der Libellenfauna von sechs oberschwäbischen Kiesgruben unterschiedlicher Sukzessionsstadien. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.

Krumnscheid, P. (1986): Vergleichende quantitative und qualitative Untersuchungen der Mikrofauna und -flora an neun oberschwäbischen Stillgewässern. Diplomarbeit Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.

Peissner, Th. (1986): Die aquatile Fauna der Haidgauer Quellen im Kreis Ravensburg in Oberschwaben. Diplomarbeit Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.

Prinzinger, R. und Ortlieb, R. (1988): Stillgewässer-Kataster des Landkreises Ravensburg. Daten zur Avifauna und Geomorphologie von Seen, Weihern und Teichen des Landkreises Ravensburg und unmittelbar angrenzender Gebiete aus dem Jahre 1985/86. Ökologie der Vögel (Ecology of Birds), 10: Sonderheft Stuttgart.

Rahmann, H., Zintz, K. und Hollmaicher, M. (1988): Oberschwäbische Kleingewässer - Limnologisch-faunistische Aspekte zur ökologischen Beurteilung. Beihfte Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ., 56, Karlsruhe.

Widmann, H. (1987): Fischereireiche und limnologische Untersuchungen an stehenden Kleingewässern in Oberschwaben. Diplomarbeit Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.

Dr. K. Zintz

Dipl. Biol. G. Schuszter

Dipl. Biol. A. König

Dipl. Biol. K.-P. Koch

Prof. Dr. H. Rahmann

Universität Hohenheim

Institut für Zoologie

Garbenstr. 30

7000 Stuttgart 70

Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer - 2. Feuchtgebiets-symposium Bad Wurzach, 9.-11. Mai 1989; Hrsg.: K. Zintz, H. Rahmann und H. Weisser, Verlag Margraf, Weikersheim

Plankton-Gemeinschaften als Bioindikatoren für Stehgewässer

Reiner Kümmerlin

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Institut für Seenforschung und Fischereiwesen

1. Einführung

Für die biologische Bewertung von Fließgewässern existiert schon sehr lange die Methode der Einteilung in Gewässergüteklassen. Sie beruht auf der Anwendung des Saprobien-systems, das 1908 und 1909 von Kolkwitz und Marsson vorgestellt wurde. Es basiert hauptsächlich auf der Erfassung bodenbedeckender Pflanzen und Tiere, deren Vorkommen im jeweiligen Bereich auf ihrer Toleranz gegenüber organischen, bakteriell abbaubaren Verunreinigungen beruht. Dabei werden in diesem System nur Arten mit einem relativ engen Toleranzbereich berücksichtigt. Neuere Überarbeitungen oder Ergänzungen durch Liebmann (1962), Pantle und Buck (1955), Buck (1971) oder das LAWA-System (1976, 1980, 1985) änderten nur Nuancen an dem genialen Werk von Kolkwitz und Marsson.

Im Stoffhaushalt stehender Gewässer spielen im Gegensatz zu Fließgewässern die frei im Wasser schwebenden, meistens einzelligen oder koloniebildenden Organismen des Phytoplanktons die dominierende Rolle bei der Produktion pflanzlicher Ursbstanz. Diese phototrophe Produktion von Algenbiomasse ist ein Maß für die Trophie; sie wird vor allem durch die Verfügbarkeit der Nährstoffe begrenzt. In den meisten Fällen ist Phosphor der Stoff, der die Produktion in stehenden

Gewässern limitiert. Eine Gütebeurteilung stehender Gewässer muß deshalb vor allem auf einer entsprechenden Bewertung der jeweiligen Trophie beruhen.

2. Ergebnisse und Diskussion

2.1. Verknüpfung von Saprobie und Trophie

Eine Verknüpfung von Saprobie und Trophie wurde schon oft versucht (Krumnscheid 1985, Mehrkühler 1988, Strehle und Krauter 1988), jedoch sind die Ergebnisse nicht immer einheitlich, und die entsprechenden Bearbeiter kommen zu unterschiedlichen Schlußfolgerungen. Insbesondere spielen Abweichungen durch regionale sowie auf speziellen Bewirtschaftungsformen beruhenden Besonderheiten eine wichtige Rolle, so daß folgende Verknüpfung nicht immer gilt:

Oligo- + Mesotroph = Oligosaprob
 Eutroph = β - und α -Mesosaprob
 Polytroph = Polysaprob

Der Versuch, eine Anwendung des Saprobien-Systems auf stehende Gewässer durchzuführen, ist deshalb nicht in jedem Fall erfolgreich. Vor allem bei sehr jungen Gewässern, zum Beispiel Kiesgruben, oder fischerlich in bestimmtem Maß genutzten Stehgewässern schlägt die Anwendung des Saprobien-Systems oft fehl.

2.2. Parameter zur Gütebeurteilung

2.2.1. Gesamtbio-masse

Bei stehenden Gewässern ist die Entwicklung des Phytoplanktons die wichtigste Produktionsform; deshalb muß eine Gütebeurteilung auch auf einer genauen Planktonanalyse beruhen. Summierende Parameter wie Chlorophyll oder Gesamtbio-masse liefern über die Belastung eines Gewässers manchmal brauchbare Ergebnisse wie im Bodensee-Obersee

(siehe Abb. 1) oder Walensee, jedoch teilweise auch vollständig abweichende Resultate wie im Vierwaldstättersee, Untersee oder Greifen-see (Bürgi et al. 1988, Kümmerlin und Bürgi 1989).

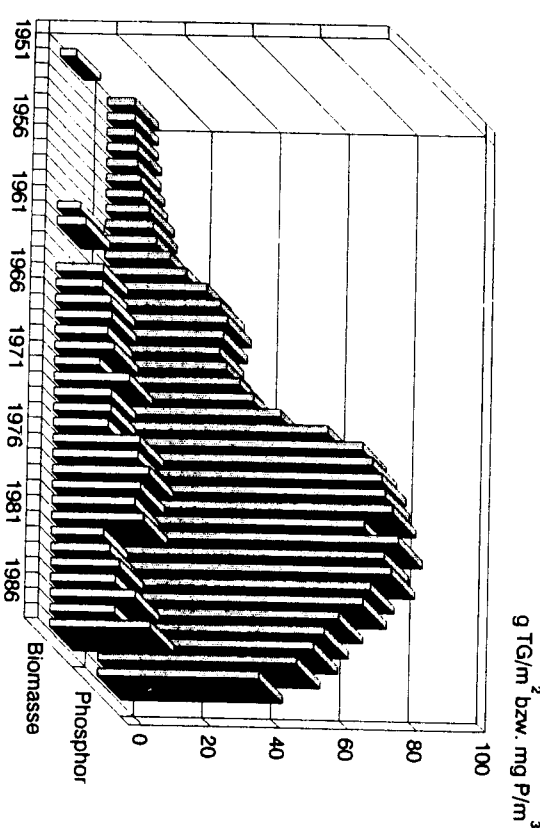


Abb. 1: Beziehung zwischen Phytoplanktonbiomasse und Gesamtphosphor im Bodensee-Obersee; angegeben sind die Jahresdurchschnitts-Biomassen in g/m³.

2.2.2. Biomasse der systematischen Gruppen

Eine Beurteilung über die systematischen Gruppen wurde schon früher versucht und kann in manchen Fällen zu brauchbaren Ergebnissen führen, wie zum Beispiel der Trophiequotient nach Höhne und Klöse (1966), zitiert nach Kalbe (1980), wo folgende Beziehung gebildet wird:

$$Q = \frac{AZ_{Cy} + AZ_{Ch} + AZ_{Ce} + AZ_{Eu}}{AZ_{De}}$$

- Q = Quotient
 AZ = Artenzahl
 Eu = Euglenales
 Cy = Cyanophyceae
 Ch = Chlorococcales
 Ce = Centrale Diatomeen
 De = Desmidiatales

Diese Methode bringt jedoch nicht in allen Fällen brauchbare Ergebnisse. Eine andere Möglichkeit ist die Bewertung der Biomassentwicklung systematischer Gruppen im langjährigen Vergleich, wie sie im Rahmen der Überwachungstätigkeit der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee durchgeführt wird (Kümmerlin und Bürgi 1989). Hier zeigt sich, daß eine solche Untersuchung deutliche Unterschiede in der Abundanz systematischer Gruppen zeigt, die als Reaktion auf Umweltveränderungen anzusehen sind (siehe Abb. 2).

Im Gnadensee kam es durch die Einleitung des zwar geklärten, aber noch Phosphorrestfracht enthaltenden Abwassers der Stadt Radolfzell und die weitgehend gegenüber dem übrigen Untersee abgeschlossene Lage zu einer Nährstoffanhäufung. Diese machte sich in den Jahren 1969-1973 durch eine starke Dominanz von Cyanophyceen und Diatomeen und durch ein Zurücktreten von Chrysophyceen und Dinophyceen bemerkbar.

2.2.3. Analyse von Einzelarten

Genauere Aufschlüsse über indikatorfähige ökologische Anpassungen bringt eine detaillierte Artanalyse. Wie die meisten Biocoenosen besteht auch eine Algenpopulation aus Ubiquisten, Spezialisten und dazwischen liegenden Formen. Typische Ubiquisten mit eurökem Toleranzbereich sind zum Beispiel *Rhodomonas minuta* und *Cryptomonas ovata*. *Cryptomonas ovata* kommt sowohl im oligotrophen Trinkwasserstausee "Kleine Kinzig" im Nordschwarzwald wie auch in hypertrophen Kleingewässern vor; ebenfalls ein typischer Ubiquist ist die Kieselalge *Cyclotella comta*. Solche Arten sind als Indikatororganismen ungeeignet.

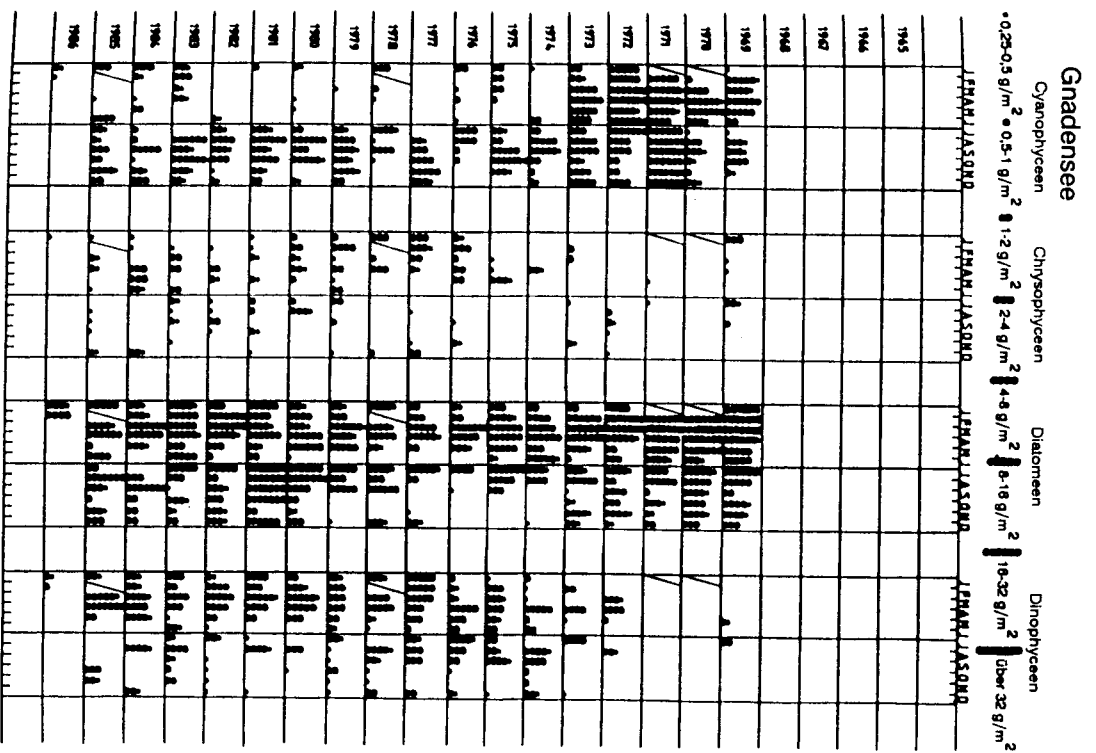


Abb. 2: Die langjährige Entwicklung der Cyanophyceen, Chrysophyceen, Diatomeen und Dinophyceen im Gnadensee (aus: Kümmerlin und Bürgi 1989).

Auch Arten wie *Ceratiium hirundinella*, deren Vorkommen auf einer starken endogenen Rhythmik beruht, können nicht zu einer solchen Analyse herangezogen werden. Arten, die mehr oder weniger enge ökologische Ansprüche haben, zeigen dagegen im Jahresverlauf eine deutliche Periodik, die vom Zusammenwirken abiotischer Faktoren (Licht, Temperatur, Nährstoffkonzentration) und biotischer Faktoren (Fraßdruck durch das Zooplankton, Konkurrenz um die Nährstoffe) abhängt. Auf diese Weise kommt es in einem stehenden Gewässer zu einer stetigen Abfolge von Arten, die normalerweise jedes Jahr wiederkehrt, sich jedoch bei Veränderungen von Umweltfaktoren allmählich oder auch schnell wandelt.

Arten mit mehr eurökem Verhalten wie *Asterionella formosa* tauchen zwar regelmäßig auf, werden jedoch durch höhere Nährstoffkonzentrationen und damit verbundene veränderte Konkurrenzverhältnisse in ihrem jahreszeitlichen Auftreten verändert (siehe Abb. 3). Während diese Art bis 1969 in der ersten Jahreshälfte ein Maximum bildete, wurde ihr Auftreten mit steigender Eutrophierung in die zweite Jahreshälfte verschoben. Nach den umfangreichen Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees nahm die Phosphorkonzentration wieder ab; dies zeigte sich ab 1984 in einem erneuten Auftreten von *Asterionella formosa* im Frühjahr (Kümmerlin und Bürgi 1989).

Bei anderen Arten zeigen sich ähnliche Verhaltensmuster, die vor allem auf veränderte Konkurrenzverhältnisse in einem solchen Gewässer zurückzuführen sind (siehe Tab. 1). Hier zeigt sich auch, daß die dominierenden Arten zum größten Teil eurök sind.

Arten mit weniger eurökem Ansprüchen zeigen dagegen ein Auftreten, das an bestimmte Umweltparameter gebunden ist. Algen mit hohen Nährstoffansprüchen erreichen nur dann höhere Biomassen, wenn eine Schwellenkonzentration überschritten wird (siehe Abb. 4 und 5). Die Blualge *Microcystis aeruginosa* zeigte im Gnadensee in den Jahren 1969-1973 eine starke Dominanz; auf die Gründe wurde weiter oben bereits eingegangen. Aphanizomenon flos-aquae trat im Bodensee-Obersee nur in den Jahren mit den höchsten Phosphor-Konzentrationen in den Vordergrund; seit dem Absinken der Konzentration dieses Hauptnährstoffes tritt sie wieder zurück. Weitere typische Eutrophierungsanzeiger sind *Stephanodiscus hantzschii*, *S. astraea*, *S. binderanus* oder *Anabaena planctonica*. *Tabellaria fenestrata* kann dagegen bei meso-

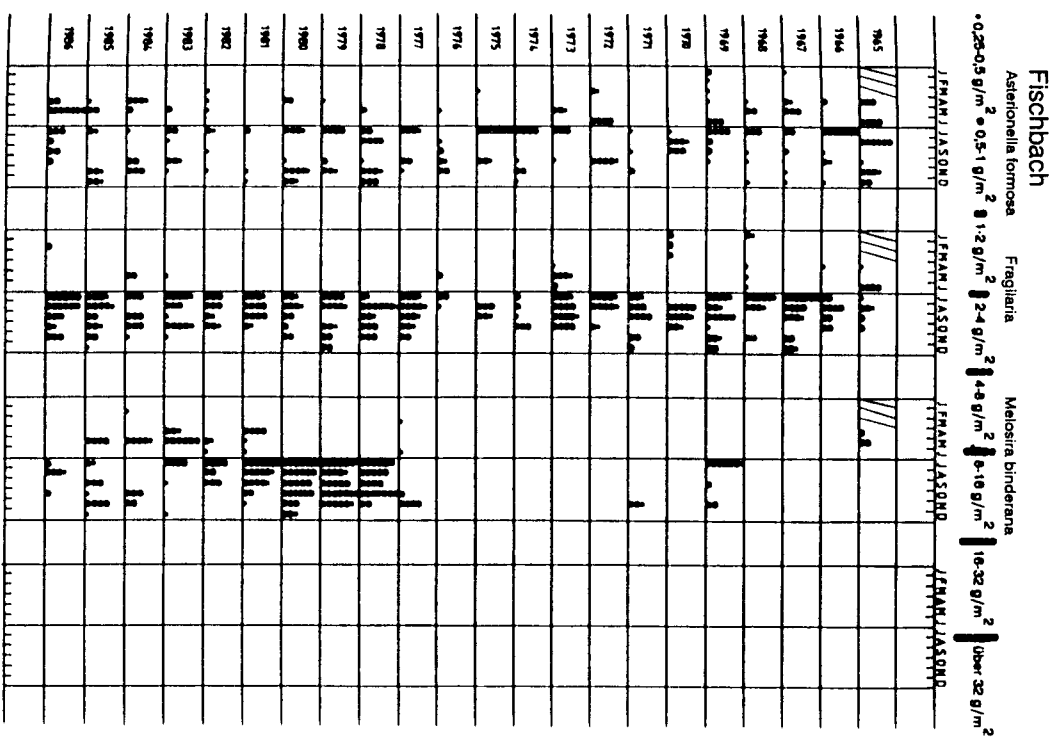


Abb. 3. Die langjährige Entwicklung der Kieselalgen *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* und *Melosira binderana* (Syn. *Stephanodiscus binderanus*) im Bodensee-Obersee (aus: Kümmerlin und Bürgi 1989).

Tab. 1: Veränderungen im Auftreten der dominierenden Arten im Bodensee-Obersee von 1896 bis 1986.

	Frühjahr		Herbst		Vorkommen
	Sommer	Euryök	Sommer	Euryök	
1896					
<i>Cyclotella comta</i>	X	X	X	X	-
<i>Cyclotella melosiroides</i>	X	X	X	X	?
<i>Cyclotella stelligera</i>	X	X	X	X	?
<i>Fragilaria crotonensis</i>	X	X	X	X	?
<i>Asterionella formosa</i>	X	X	X	X	-
<i>Synedra a. v. ang.</i>	X	X	X	X	-
1926					
<i>Asterionella formosa</i>	X	X	X	X	-
<i>Cyclotella bodanica</i>	X	X	X	X	Oligotroph
<i>C. comta</i>	X	X	X	X	-
<i>C. melosiroides</i>	X	X	X	X	?
<i>C. socialis</i>	X	X	X	X	?
<i>Synedra a. v. ang.</i>	X	X	X	X	?
<i>Fragilaria crotonensis</i>	X	X	X	X	-
1935					
<i>Cyclotella bodanica</i>	X	X	X	X	Oligotroph
<i>C. catenata</i>	X	X	X	X	?
<i>C. glomerata</i>	X	X	X	X	?
<i>C. melosiroides</i>	X	X	X	X	?
<i>Synedra acus</i>	X	X	X	X	?
<i>Rhodomonas minuta</i>	X	X	X	X	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	X	X	X	X	-
<i>Asterionella formosa</i>	X	X	X	X	-

Tab. 1: Fortsetzung

	Frühjahr		Herbst		Vorkommen
	Sommer	Euryök	Sommer	Euryök	
1950					
<i>Tabellaria fenestrata</i>	X	X	X	X	Mesotroph?
<i>Cyclotella catenata</i>	X	X	X	X	?
<i>C. glomerata</i>	X	X	X	X	?
<i>C. melosiroides</i>	X	X	X	X	?
<i>Synedra acus</i>	X	X	X	X	?
<i>Asterionella formosa</i>	X	X	X	X	-
<i>Rhodomonas minuta</i>	X	X	X	X	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	X	X	X	X	-
1965					
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	X	X	X	X	Eutroph
<i>S. astraea</i>	X	X	X	X	Eutroph
<i>Rhodomonas minuta</i>	X	X	X	X	-
<i>Cryptomonas ovata</i>	X	X	X	X	-
<i>Asterionella formosa</i>	X	X	X	X	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	X	X	X	X	-
<i>Mougeotia thylespora</i>	X	X	X	X	Eutroph
<i>Ceratium hirundinella</i>	X	X	X	X	-
1975					
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	X	X	X	X	Eutroph
<i>S. astraea</i>	X	X	X	X	Eutroph
<i>Rhodomonas minuta</i>	X	X	X	X	-
<i>Cryptomonas ovata</i>	X	X	X	X	-
<i>Asterionella formosa</i>	X	X	X	X	-
<i>Fragilaria crotonensis</i>	X	X	X	X	-
<i>Mougeotia thylespora</i>	X	X	X	X	Eutroph
<i>Ceratium hirundinella</i>	X	X	X	X	-
<i>Anabaena planctonica</i>	X	X	X	X	Eutroph

Tab. 1: Fortsetzung

	Frühjahr	Sommer	Herbst	Euryök	Vorkommen
1980					
Stephanodiscus hantzschii	X			-	Eutroph
S. astraea	X			-	Eutroph
S. hinderanus		X	X	-	Eutroph
Rhodomonas minuta	X			X	-
Cryptomonas ovata	X	X	X	X	-
Asterionella formosa		X	X	X	-
Fragilaria crotonensis		X	X	X	-
Mougeotia thlyespora		X	X	-	Eutroph
Ceratium hirundinella		X		X	-
Aphanizomenon flos-aquae			X	-	Eutroph
Anabaena planctonica			X	-	Eutroph
1983					
Stephanodiscus hantzschii	X			-	Eutroph
S. astraea	X			-	Eutroph
S. hinderanus	X	X		-	Eutroph
Fragilaria crotonensis		X	X	X	-
Rhodomonas minuta	X			X	-
Cryptomonas ovata	X	X	X	X	-
Anabaena planctonica		X	X	-	Eutroph
Ceratium hirundinella		X		X	-
1986					
Stephanodiscus hantzschii	X			-	Eutroph
S. astraea	X			-	Eutroph
Rhodomonas minuta	X			X	-
Asterionella formosa	X			X	-
Cryptomonas ovata	X			X	-
Fragilaria crotonensis		X		X	-
Mougeotia thlyespora		X		-	Eutroph

tropen Verhältnissen starke Maxima bilden, während sie bei eutrophen Verhältnissen vollständig aus dem Plankton verdrängt wird.

Neben diesen Planktonalgen, die beim Vorliegen entsprechender Umweltbedingungen hohe Biomassen bilden können, gibt es eine Reihe von Arten, die zwar nur geringe Biomassen bzw. Individuenzahlen erreichen, aber eine sehr genaue Indikation erlauben. Dazu zählen *Microcystis wesenbergii* oder die *Cryptophyceae Cryptaulax vulgaris*, die nur oligotrophe bis mesotrophe Verhältnisse tolerieren, bei höheren Nährstoffkonzentrationen jedoch verschwinden. Oligotrophie wird durch die *Chrysophyceen Chromulina erkensis* und *C. rosanoffii*, die *Xanthophyceae Isthmochloron trispinatum* oder die *Cryptophyceae Cryptomonas obovata* angezeigt.

2.2.4. Sonderfälle

Unter den Planktonalgen gibt es Arten, die an bestimmte, stark abweichende Umweltbedingungen adaptiert sind bzw. diese tolerieren können. So findet man in Stehgewässern mit einem starken Sauerstoffdefizit in der Tiefe und einem Schwefelwasserstoff-Horizont im Metallimnion (zum Beispiel dem Schleinsee) regelmäßige *Oscillatoria redeckei* oder *O. limnetica*, die H_2S als Protonendonator nutzen können.

2.3. Schlußfolgerungen

Die hier vorgestellten Ergebnisse, die durch die Auswertung langjähriger Phytoplanktonuntersuchungen gewonnen wurden, zeigen folgendes:

Anders als beim Saprobienstadium der Fließgewässer, wo eine allgemein anwendbare Methode existiert, ist eine solche für Stehgewässer anhand der Untersuchung des Phytoplanktons durch die grundsätzlich anderen Voraussetzungen wesentlich schwieriger. Trotzdem werden durch Langzeituntersuchungen unter quantitativen und qualitativ-taxonomischen Gesichtspunkten Bewertungsstrategien möglich. Dabei ist zu berücksichtigen, daß bei den Planktonorganismen der Stehgewässer durch die kürzeren Generationszeiten und die anderen Konkurrenzver-

Gnadensee

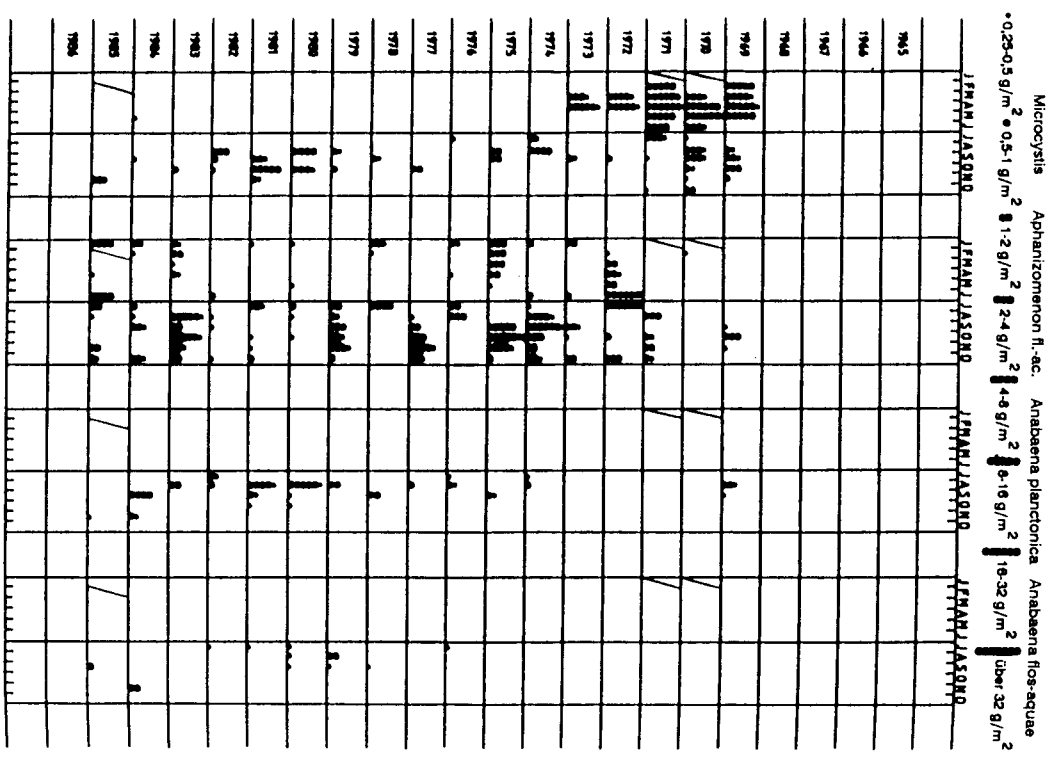


Abb. 4: Die langjährige Entwicklung mehrerer Cyanophyteen-Arten im Gnadensee 1961-1986.

Fischbach

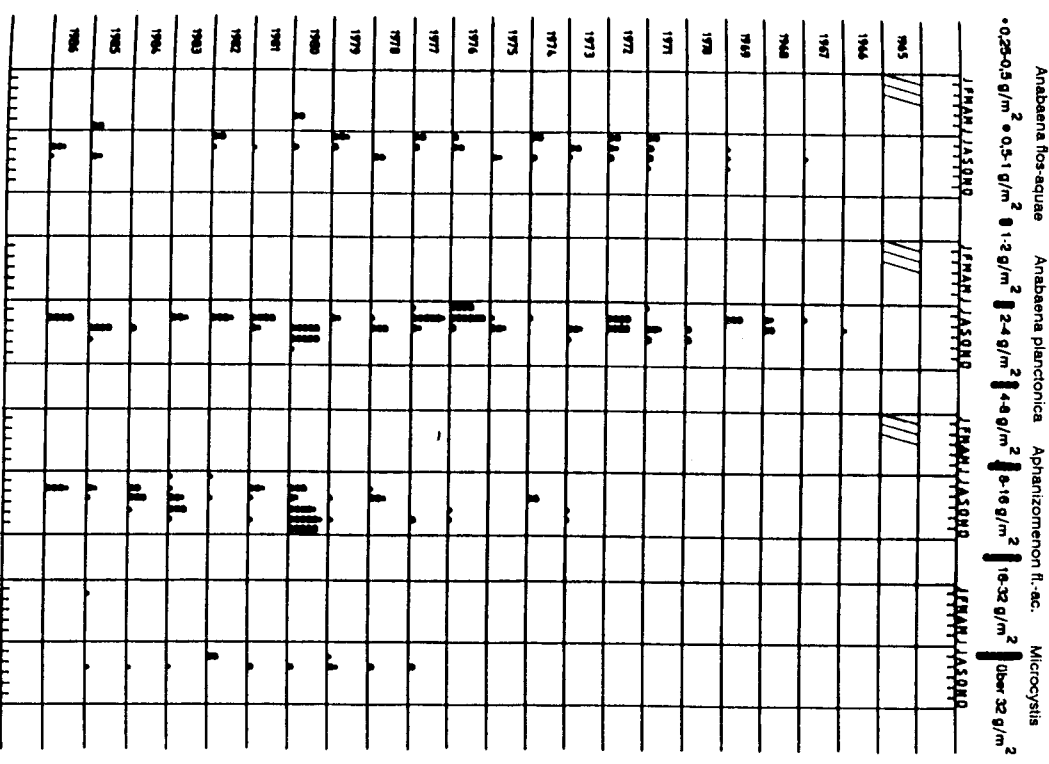


Abb. 5: Die langjährige Entwicklung mehrerer Cyanophyteen-Arten im Bodensee-Obersee 1961-1986.

hältnisse die Dynamik wesentlich stärker ist als bei den Benthosorganismen der Fließgewässer. Auch spielen meteorologische und regionale Einflüsse eine große Rolle, so daß vor allem der Vergleich zwischen einzelnen Stehgewässern nicht ganz unproblematisch ist. Die vorliegenden Ergebnisse haben jedoch gezeigt, daß nur durch Langzeituntersuchungen und ihre intensive Auswertung eine Bewertung von Stehgewässern anhand der Planktonbiozönose möglich wird.

3. Zusammenfassung

Während für die Gütebewertung der Fließgewässer das Saprobien-system von Kolkwitz und Marson und Liebmann bereits lange Zeit angewendet wird, steht für die biologische Beurteilung stehender Gewässer ein solches System nur in eingeschränktem Maße zur Verfügung. Auch für stehende Gewässer gibt es Indikatorarten, deren Vorkommen oder Fehlen als Maß für die Trophie, also die Intensität der autotrophen Produktion organischer Substanz, angesehen werden kann. Beim Versuch einer solchen Beurteilung muß jedoch berücksichtigt werden, daß beim Phytoplankton ein sehr schneller Wechsel der Artenzusammensetzung erfolgt, so daß nur eine genügend enge Probenahme Aussagen erlaubt. Als Ursache dieser schnellen Veränderung in der Artenzusammensetzung der Planktongemeinschaften ist die Wirkung abiotischer Faktoren, wie beispielsweise Temperatur, Licht oder Beckenform, und biotischer Faktoren, wie Konkurrenz der einzelnen Arten um die Hauptnährstoffe, anzusehen.

4. Literatur

Buck, H. (1971): Statistische Untersuchungen zur Saprobität und zum Leitwert verschiedener Organismen. Münchn. Beitr. Abwasser-, Fischerer- und Flußbiol. 19: 14-44.

Bürgi, H.-R., Ambühl, H., Bühler, H. und Szabo, E. (1988): Wie reagiert das Seemilchplankton auf die Phosphorenlastung? EA/WAG-Mitteilungen 24: 3-6.

Kalbe, R. (1980): Kieselalgen in Binnengewässern. Ziemsen Verlag, Wittenberg: 1-206.

Kolkwitz, R. und Marsson, M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. D. Bot. Ges. 26a: 505-519.

Kolkwitz, R. und Marsson, M. (1909): Ökologie der tierischen Saprobien. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 2: 126-152.

Krummreich, P. (1985): Vergleichende qualitative und quantitative Untersuchungen der Mikrofauna und Mikroflora von elf stehenden Gewässern in Oberschwaben. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Univ. Hohenheim: 1-73.

Kümmerlin, R. und Bürgi, H.-R. (1989, im Druck): Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1961-1986). Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 39: 1-129.

LAWA (1976, 1980, 1985): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. Herausgegeben von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Bezugsquelle: Service-Agentur für die Wissenschaft, Weingarten bei Karlsruhe.

Liebmann, H. (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Verlag Oldenbourg, München: 1-544.

Mehrkühler, C. (1988): Vergleichende qualitative und quantitative Untersuchungen der Mikrofauna und Mikroflora von Kiesgruben gegenüber natürlichen Stillgewässern im Landkreis Ravensburg (Oberschwaben). Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Univ. Hohenheim: 1-51.

Pantle, R. und Buck, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. GWF Das Gas- und Wasserfach 96: 604.

Sreble, H. und Krauter, D. (1988): Das Leben im Wassertropfen. Kosmos Verlag, Stuttgart: 1-399.

Dr. R. Kümmerlin
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Institut für Seenforschung und Fischereiwesen
Untere Seestraße 81
7994 Langenargen

Untersuchungen des Mikroplanktons kleinerer oberschwäbischer Stehgewässer

Klaus Jürgens

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Institut für Seenforschung und Fischereiwesen

1. Einleitung

Planktonuntersuchungen in Stehgewässern konzentrierten sich bisher vornehmlich auf Organismen der klassischen Nahrungskette (Phytoplankton, Zooplankton, Fische), gestützt durch die frühere Ansicht, daß nur hier wichtige Stoff- und Energieflüsse des Pelagials stattfinden. Den Bakterien wurde ausschließlich die Rolle der Destruenten zugeordnet, welche das im Gewässer anfallende tote organische Material wieder in die mineralischen Bestandteile zerlegen.

Mit der Einführung und Weiterentwicklung neuer Methoden in der aquatischen Mikrobiologie zeigte sich jedoch, daß das Bakterioplankton eine wesentlich vielfältigere und komplexere Funktion im Gewässer einnimmt. Mit der Epifluoreszenzmikroskopie wurde offenbar, daß die Gesamtzahl der Bakterien mehrere Größenordnungen über der ursprünglich angenommenen liegt. Die dadurch erreichte Biomasse ist zumeist beträchtlich und kann in oligo- bis mesotrophen Gewässern über der Algenbiomasse liegen (Azam et al., 1989). Dies bedingt, daß auch ein hoher Anteil mineralischer Nährstoffe (N, P) in der Bakterienbiomasse gebunden sein kann, wie dies zum Beispiel für den Bodensee gezeigt wurde, wo im Sommer ca. 50 % des epilimnischen Phosphats in den Bakterien zu finden ist (Jürgens und Güde, 1990). Mit Hilfe von

Isotopentechniken (zum Beispiel Aufnahme von ^3H -Thymidin) konnte außerdem eine hohe Bakterienproduktion nachgewiesen werden, die zeitweise zu Generationszeiten im Bereich von einem Tag führt (Cole et al., 1988).

Die Bakterien sind die Grundlage für eine sogenannte Detritusnahrungskette, welche über Protozoen wieder Energie in die höheren trophischen Ebenen leitet (Azam et al., 1983) (Abb. 1). Wenn auch viele ungelöste methodische Probleme bleiben, und die genaue Höhe von Bakterienbiomasse und Produktion Gegenstand heftiger Kontroversen ist, so wurde doch offenbar, daß ein beträchtlicher Teil der Primärproduktion, unter Umgehung der klassischen Nahrungskette, im Bakterio- plankton landet.

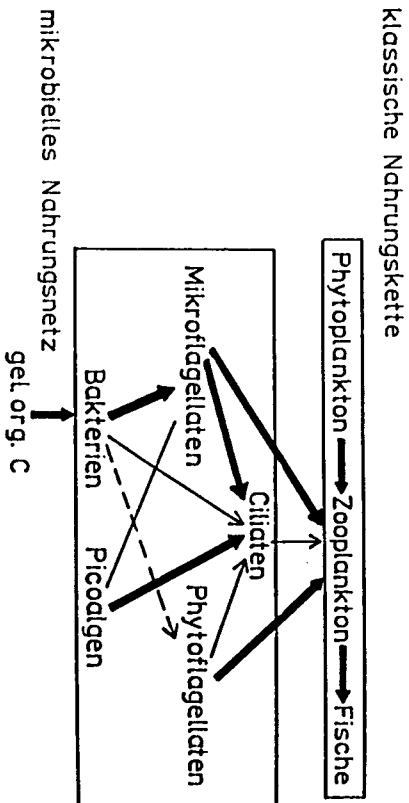


Abb. 1: Schema der Nahrungsbeziehungen zwischen mikrobieller und klassischer Nahrungskette (Dicke der Pfeile entspricht der ungefähren Bedeutung).

Durch die Epifluoreszenzmikroskopie konnten außer den Bakterien auch weitere wichtige Organismengruppen besser bearbeitet und überhaupt erst quantifiziert werden:

- **Heterotrophe Mikroflagellaten (HMF)**: Eine taxonomisch sehr heterogene Protozoengruppe (farblose Chrysoomonaden und Cryptomonada-

den, Kinetoplastiden und andere) im Größenbereich 2 - 10 μm . Diese effizienten Bakterienfresser, welche in den meisten Gewässern in hohen Konzentrationen vorkommen, konsumieren den größten Teil der bakteriellen Produktion. Durch die Exkretion übersüssiger anorganischer Nährstoffe sind sie die vermutlich wichtigsten Remineralisierer im Gewässer (Caron et al., 1988).

- **Picooligen**: Vor allem chroococcale Blaualgen (1 - 3 μm), welche von der Biomasse wie auch von der Primärproduktion her oft das restliche Phytoplankton übertreffen. Als Hauptkonsumenten sind wiederum vor allem Protozoen (Mikroflagellaten und Ciliaten) zu nennen (Nägata, 1988).

Zusammen mit Phytoflagellaten (vor allem Cryptomonaden) und Ciliaten (als Algen- und Bakterienfresser) wird so ein komplexes **mikrobielles Nahrungsnetz** gebildet (Abb. 1), welches durch seine rege Mineralisierungstätigkeit und die Produktion und Weiterleitung von Biomasse vermutlich eine zentrale Rolle im Stoffhaushalt von Stehgewässern einnimmt. Durch die Entdeckung mixotropher Nahrungsmechanismen (wie Photosynthese betreibende Ciliaten und bakterivore Algen) vergrößert sich die Vielfalt in dieser Biozönose, während unsere Kenntnis der genauen Bedeutung noch immer in den Anfängen steckt.

2. Methodik und Arbeitsziele

Punktueller Untersuchungen des Mikroplanktons in mehreren ausgewählten Seen und Weihern Oberschwabens wurden 1988 zum Ende der Sommerstagnation (September/Oktober), sowie während des herbstlichen Abbaus der Algenblüten und einsetzender Durchmischung (November) durchgeführt. Im Vordergrund stand die quantitative Erfassung der verschiedenen Gruppen des Mikroplanktons (Bakterien, Picooligen, autotrophe und heterotrophe Mikroflagellaten, Ciliaten), während Messungen der ^3H -Thymidin-Aufnahme und der Bakterieningestion durch Protozoen in Fallbeispielen erfolgten. Eine Fotodokumentation des Mikroplanktons sollte (zusammen mit der Quantifizierung) die Vielfalt und Bandbreite vorzufindender Situationen in der Mikroplanktonbiozönose verdeutlichen.

Wasserproben wurden aus 1 - 2 m Tiefe von einem Steg oder Boot aus genommen. Für die Zählung von Bakterien, Picoalgen und Mikroflagellaten wurden Proben mit Formol (1,5 % Endkonzentration) fixiert, für die Zählung von Ciliaten mit Lugolscher Lösung. Die epilnorenzenzmikroskopische Zählung der Bakterien und Picoalgen erfolgte nach DAPI-Färbung (Porter und Feig, 1980), die der autotrophen und heterotrophen Mikroflagellaten nach Primulin-Färbung (Caron, 1983). Die Unterscheidung autotropher und heterotropher Organismen erfolgte durch Verschieben des Filtersatzes von DAPI- auf Chlorophyll-Autofluoreszenz. Für die Zählungen und Mikrofotografien wurde ein Universal Zeiss-Forschungsmikroskop mit Quecksilberlampe zur Fluoreszenzanregung (Filtersätze BP 365, FT 395, LP 397) und Neofluar-Immersionsobjektiven (100/1,30 und 63/1,25) benutzt. Ciliaten wurden mit Sedimentationskammern im Utermöhl-Umkehrmikroskop gezählt.

3. Ergebnisse und Perspektiven

In Tab. 1 sind für die untersuchten Gewässer einige beispielhafte Zählergebnisse dargestellt. Sie wurden im September und Oktober 1989 erhoben und sind nur als Momentaufnahme in der jahreszeitlichen Planktonszession anzusehen. Allerdings wurden diese Ergebnisse durch weitere Probenahmen im Sommer und Herbst desselben Jahres bestätigt. Anhand der Zusammensetzung der Planktonbiozönose sind die erfaßten Gewässer in Tab. 1 in einer Reihe steigenden Trophiegrades sowie in drei Gruppen ähnlicher Trophie angeordnet.

Als Trophieindikatoren können die heterotrophe mikrobielle Nahrungskette, bestehend aus Bakterien und Bakterienfressern (HMF + Ciliaten), sowie das Auftreten von fädigen Blaualgen (Oscillatoria, Anabaena und andere) oder Blaualgenkolonien (vor allem Microcystis) dienen. Die HMF-Konzentrationen sind vermutlich noch eher als die Bakterienzahl ein Ausdruck der organischen Belastung (autochthon und allochthon) des Gewässers, da sie von der Höhe der bakteriellen Produktion abhängig sind. Mäßig hohe Bakterienzahlen alleine sind noch kein Eutrophierungszeichen, da die Bakterienpopulation auch aus sehr kleinen "Hungertformen" zusammengesetzt sein kann; eine Größenanalyse des Bakterioplanktons bietet hier weitere Informationen (Kram-

Tab. 1: Beispielhafte Ergebnisse der Mikroplanktonkonzentrationszählungen einiger ober-schwäbischer Stehgewässer (1989); Anordnung der Gewässer siehe Text.

	Bakterien ($\times 10^6$ /ml)	HMF ($\times 10^3$ /ml)	Ciliaten (ml ⁻¹)	Picoalgen ($\times 10^5$ /ml)	Phytopl. (ml ⁻¹)	Blaualgen*
Metzweiler W. (23.9.)	10,3	0,2	9	0	180	-
Ilmensee (2.10.)	7,8	3,2	23	4,8	2600	-
Degersee (3.10.)	6,9	4,1	20	11,0	4730	+
Schlösee, B.W. (23.9.)	16,8	6,5	32	1,3	2500	+
Stadsee, B.W. (23.9.)	17,1	8,5	49	2,0	6160	+
Schreckensee (2.10.)	12,5	4,8	94	3,3	3850	++
Schleinssee (12.9.)	11,1	4,2	32	0,2	3770	++
Volzer Weiher (2.10.)	29,0	10,4	86	0	22700	+
Stockweiher (23.9.)	29,1	23,9	200	0	8610	+++
Althausen W. (23.9.)	15,4	16,4	18	0	3660	+++
Federsee (23.9.)	50,8	9,1	50	n.b.	n.b.	+++

* filamentöse u. koloniebildende Formen
 + keine vorhanden
 + vereinzelt
 ++ häufig
 +++ Massentwicklung
 HMF Heterotrophe Mikroflagellaten
 n.b. nicht bestimmt

beck et al., 1981). Extrem hohe Bakterienzahlen (etwa ab 15×10^6 /ml) sind jedoch nur in stark eutrophierten Gewässern zu finden. Der extremste Fall ist hier der Federsee, wo riesige Bakterienmassen, zum Teil in großen Aggregaten vorliegend, die starke organische Belastung zeigen.
 Die ökologische Bedeutung der Picoalgen (einzellige Blaualgen) ist noch zu wenig bekannt, um sichere Aussagen zu treffen. Bei hohen Konzentrationen, wie etwa im Degersee (Tab. 1), kann die Biomasse der Picoalgen die der viel kleineren Bakterien übertreffen. Hohe Kon-

zentrationen an Phytoflagellaten (vor allem aus den Gattungen *Cryptomonas*, *Rhodomonas*, *Chrysochromulina*) deuten auf geringen Fraßdruck durch größeres Zooplankton, welches durch hohen Fischbesatz in vielen Weihern stark dezimiert ist (Strehle, 1988). Bakterieningestion durch Phytoflagellaten wurde in der Regel nicht festgestellt. Fädige oder koloniebildende Blaualgen sind als typische Trophieindikatoren in den meisten der untersuchten Stehgewässern zu finden. In den hypertrophen Gewässern treten sie in Massenblüten auf. Eine Ausnahme bildet der Grünalgen dominierte Volzer See (Tab. 1).

Die meisten Stehgewässer Oberschwabens sind heutzutage mehr oder weniger stark eutrophiert, vor allem anthropogen bedingt durch den Eintrag von Pflanzennährstoffen aus Haushalten und Landwirtschaft. Dies trifft auch weitgehend auf die Untersuchungsgewässer zu, wo nur der dystrophe Metzweiler Weiher als kaum eutrophiert und eventuell der Ilmensee als mesotroph einzuschätzen ist. Dennoch sind deutliche Unterschiede in der Mikroplanktonzusammensetzung der einzelnen Gewässer zu sehen, die Konzentrationsbereiche der verschiedenen Organismengruppen umfassen 1 - 2 Größenordnungen (Tab. 1). Für eine genauere Beurteilung des Gewässerzustandes anhand der Mikroplanktonzusammensetzung sind vermehrt diesbezügliche Untersuchungen notwendig; neben taxonomischen Arbeiten sind vor allem Analysen der Nahrungsbeziehungen, Biomasse, Produktion und Stoffumsatz wichtig. Aufgrund der ökologisch wichtigen Bedeutung der hetero- und autotrophen Komponenten im Mikroplankton scheint hier sicherlich ein großes Potential für eine differenziertere Gewässerbeurteilung gegeben, als dies derzeit mit den klassischen Organismengruppen des Seecplanktons möglich ist. Künftige Planktonuntersuchungen sollten daher möglichst das Mikroplankton einschließen. Die Epifluoreszenzmikroskopie ist hierfür eine preisgünstige und vergleichsweise einfache Methode.

4. Literatur

- Azam, F., Fenichel, T., Field, J. G., Gray, J. S., Meyer-Reil, L. A. und Thingstad, F. (1983): The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10: 257-263.

- Azam, F., Cho, B. C., Simon, M. (1989): Bacterial cycling of matter in the pelagic zone. In: *Functional and structural properties of large lakes*. M. M. Tilzer und C. Serruja (Hrsg.). *Sci. Tech. Publ.*, Madison, Wisconsin.
- Caron, D. (1983): Technique for enumeration of heterotrophic and phototrophic nanoplankton, using epifluorescence microscopy and comparison with other procedures. *Appl. Environ. Microbiol.* 46: 491-498.
- Caron, D., Goldman, J. C. und Dennett, M. R. (1988): Experimental demonstration of the roles of bacteria and bacterivorous protozoa in plankton nutrient cycles. *Hydrobiologia* 159: 27-40.
- Cole, J. J., Findlay, S. und Pace, M. (1988): Bacterial production in fresh and salt-water ecosystems: a cross-system overview. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 43: 1-10.
- Jürgens, K. und Güde, H. (1990): Phosphorus binding by bacteria and regeneration by grazing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 59: 271-284
- Krambeck, C., Krambeck, H. J., Overbeck, J. (1981): Microcomputer-assisted biomass determination of plankton bacteria on scanning electron micrographs. *Appl. Environ. Microbiol.* 42: 142-149
- Nagata, T. (1988): The microflagellate-picoplankton food linkage in the water column of Lake Biwa. *Limnol. Oceanogr.* 33: 504-517.
- Porter, K. G. und Feig, Y. S. (1980): The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.* 25: 943-948.
- Strehle, H. (1988): Zwischenbericht über die limnologischen Untersuchungen an vier oberschwäbischen Seen und Weihern. *Wasserwirtschaftsamt Ravensburg*.
- Dipl. Biol. K. Jürgens
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Institut für Seenforschung und Fischereiwesen
Untere Seestr. 81
7994 Langenargen
- oder
MPI für Limnologie
August-Thienemann-Str. 2
2320 Plön

5.

**Nutzung kleinerer Stehgewässer
unter fischereilichen Aspekten**

Aspekte zur Situation der Fischfauna in kleineren oberschwäbischen Stehgewässern

Klaus Zintz¹, Rainer Berg², Gaby Schuszter¹
und Manuel Konrad³

¹ Institut für Zoologie, Universität Stuttgart-Hohenheim

² Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg,
Langenargen

³ Regierungspräsidium Tübingen

1. Einführung

Bei Fließgewässern können Fische als Leitformen zur Klassifizierung bestimmter Regionen herangezogen werden: Von der Quelle bis zur Mündung unterscheidet man Forellen-, Äschen-, Barben- und Blei-region sowie die Brackwasserregion mit dem Kaulbarsch als Leitfisch. Anders verhält es sich bei Stehgewässern. Hier ist eine Klassifizierung aufgrund der Fischfauna schwierig. Neben dem Trophiegrad sind viele weitere Faktoren für die Ausprägung der jeweiligen Fischpopulation von Bedeutung, wie beispielsweise die Gestalt des Wasserkörpers, die mittlere Wassertiefe, die Ausdehnung des Unterwasser-Pflanzengürtels oder die Ausprägung des Uferbereichs und der Überschwemmungsgebiete. Eine Folge dieser starken Variabilität war, daß es in der Vergangenheit eine Reihe unterschiedlicher Ansätze gab, Stehgewässer aufgrund ihrer Fischfauna zu klassifizieren (Liebmann 1962 mit einer Reihe weiterer Literaturzitate, Müller 1966, Hartmann 1977, Jens 1980). Diese Unterschiede sind Ausdruck für die Komplexität der Zusammenhänge und die

daraus resultierende Problematik der fischereilichen Bewertung von Stehgewässern.

Zu den Schwierigkeiten, die sich aufgrund der komplexen Zusammenhänge im Ökosystem See ergeben, kommt heutzutage das Problem hinzu, daß aufgrund vielfältiger anthropogener Einflüsse in den Seen unserer Kulturlandschaft in aller Regel keine natürlichen Verhältnisse mehr vorliegen. Die wichtigsten Aspekte sind hier erhöhter Nährstoffeintrag, Besatzmaßnahmen und starker Freizeitdruck. Dies trifft in ganz besonderem Maße auch auf die kleineren Stehgewässer zu. Will man sich mit letzteren beschäftigen, so ist noch ein weiterer Gesichtspunkt zu berücksichtigen: Die bisher erarbeiteten fischereilichen Erkenntnisse gelten vor allem für größere Seen (zum Beispiel die Arbeiten von Müller [1966] für Seen über 50 ha); die im folgenden näher betrachteten ober-schwäbischen Seen aber sind mit maximal 32 ha durchweg kleiner. Diesen Aspekten ist bei der Interpretation der Ergebnisse der im folgenden vorgestellten Untersuchungen der Fischfauna ausgewählter ober-schwäbischer Kleinseen Rechnung zu tragen. Die hier vorgetragenen Gedanken müssen daher als vorläufiger Abriss verstanden werden, der vor allem das Ziel verfolgt, auf die Notwendigkeit verstärkter Forschungsarbeit auf dem bislang wenig untersuchten Gebiet der Fischfauna kleinerer Stehgewässer hinzuweisen. Dies beinhaltet sowohl Fragen der generellen Bestandssituation - und damit zusammenhängend das Erkennen von Gefährdungsfaktoren - als auch der individuellen Bestandsanalyse sowie Überlegungen zur Wechselwirkung zwischen Trophiegrad und Fischfauna.

2. Bestandssituation und Gefährdungsfaktoren

Einen Anhalt für die allgemeine Situation der Fischfauna in einer Region und Voraussetzung für weitergehende fischereiliche Untersuchungen sind regionale Bestandserhebungen. Die für Baden-Württemberg kürzlich durchgeführte erste landesweite Beschreibung der Bestände an Süßwasser-Fischarten, Neunaugen und Krebsen (Decapoden) sowie die Erstellung der zugehörigen Verbreitungskarten (Berg et al., 1989) hatte zum Ziel, neben einem allgemeinen Überblick Hinweise auf den aktuellen Gefährdungsgrad der Fischfauna zu geben. Diese Unter-

suchung basierte vor allem auf der Sichtung, Zusammenfassung und Auswertung vorhandener Daten. Sie lieferte auch für die hier im Vordergrund stehenden kleinen ober-schwäbischen Stehgewässer ein erstes orientierendes Bild der dort heimischen Fisch- und Krebsfauna.

Als Beispiel für die Verbreitung einer Fischart im ober-schwäbischen Raum sei der **Bitterling** (*Rhodeus sericeus amarus*) angeführt. Diese besonders gefährdete Fischart - sie wird zu den Cypriniden, den Karpfenartigen, gerechnet - besiedelt stehende und langsam fließende Gewässer mit Pflanzenwuchs und schlammigem oder sandigem Grund. Sie ist zwingend auf das Vorkommen von Teich- und Malermuscheln, den Unioniden, angewiesen, in die das Weibchen seine Eier mit Hilfe einer langen, häutigen Legeröhre ablegt. Die Jungfische entwickeln sich in den Muscheln und bleiben dort auch noch einige Zeit nach dem Schlüpfen.

Wie aus der Verbreitungskarte (Abb. 1) hervorgeht, liegen in Baden-Württemberg nur wenige neuere Nachweise für den Bitterling vor. Verbreitungsschwerpunkte stellen dabei der nordbadische Rhein-Neckar-Raum, der mittlere Neckar sowie der südöstliche Donauniederland. Die größte früher bekannte Bitterlingspopulation im süd-württembergischen Raum, im Pfrunger Ried, ist mittlerweile erloschen. Bitterlingsvorkommen, die Ende der sechziger Jahre im Bodensee nachgewiesen wurden, konnten in den letzten Jahren ebenfalls nicht mehr bestätigt werden. Die übrigen vorhandenen Nachweise lassen nach der Untersuchung von Berg et al. (1989) eine natürliche Besiedelung des Bodensees und seiner Zuflüsse nicht eindeutig belegen. Diese Ansicht wird durch die umfassenden fischereilichen Untersuchungen des Schreckensees, bei der von 1981 bis 1983 nur ein einziges Mal ein Schwarm mit neun Bitterlingen im Stellnetz gefangen werden konnte (Zintz, 1986). Es ist nicht auszuschließen, daß sie durch Besatz in den See gelangten, sich aber nicht halten konnten. Dagegen wurden 1986 im Altsauser Weiher bei drei Elektrofischungen stets Bitterlinge - insgesamt 62 Individuen - gefunden (Schuszer, 1986), was eine natürliche Fortpflanzung als sehr wahrscheinlich erscheinen läßt. Über eventuelle Besatzmaßnahmen ist dort nichts bekannt.

Es wird immer wieder diskutiert, den gefährdeten Bitterling in Gewässern mit Teichmuschelvorkommen einzusetzen. In diesem Zusammenhang muß darauf hingewiesen werden, daß vom Besatz mit nicht

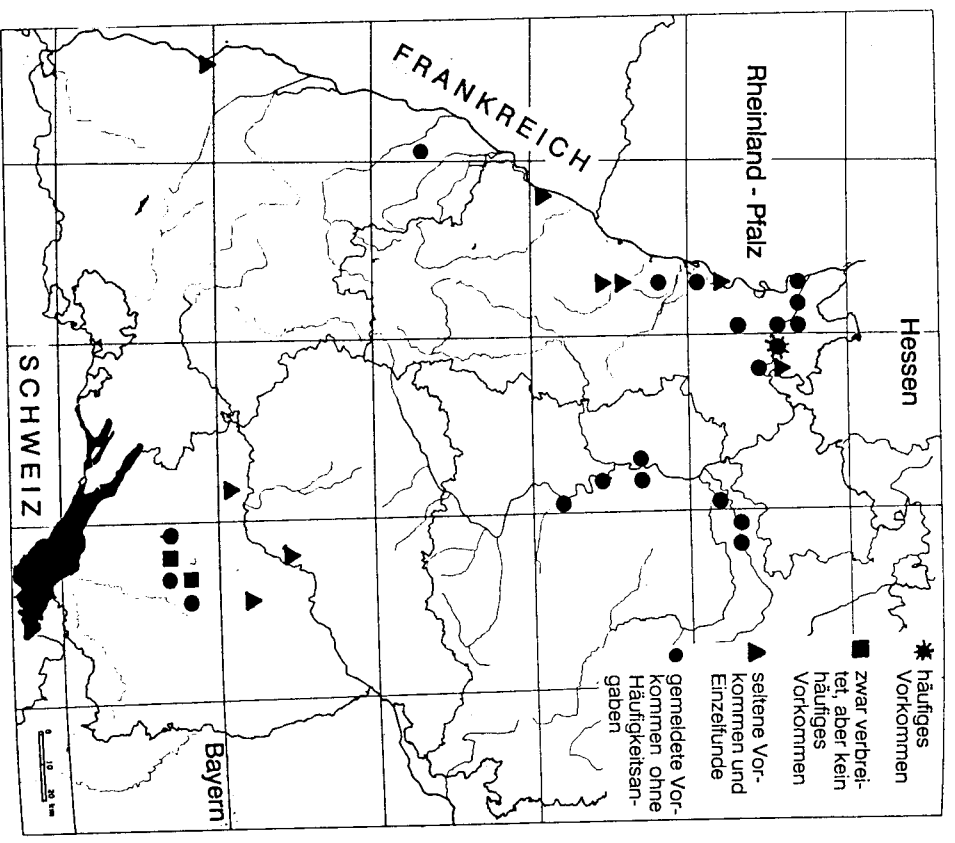


Abb. 1: Verbreitung des Bitterlings in Baden-Württemberg (aus: Berg et al., 1989)

heimischen Bitterlingsrassen Abstand genommen werden sollte. Bei eventuellen Besätzen ist daher größte Vorsicht geboten, da die sichere Bestimmung des heimischen Bitterlings auch für den Fachmann sehr schwierig ist.

Generell kann der Schutz gefährdeter Fischarten nur über den Schutz der Lebensräume erfolgen. Im oberschwäbischen Raum sind dies neben wenigen Altarmen (beispielsweise Aitrach-Altwasser bei Altmannsbolen) vor allem Kleinsseen, Weiher und Tümpel, die des verstärkten Schutzes bedürfen. Auch den mit den Stehgewässern eng zusammenhängenden Grabensystemen kommt eine hohe Bedeutung zu. Diese Gräben sind vielfach Laichbereiche der Fische kleinerer Seen, aber auch Lebensraum zahlreicher Kleinfischarten. So finden sich in den Gräben des Federseegebiets alle drei Schmerlenarten - Steinbeißer, Schlammpeitzger und Schmerle - nebeneinander (Berg et al, 1989). Je nach Wasserqualität sind auch noch Elritzen und Stichlinge beheimatet, wobei letztere wohl erst im Laufe der letzten hundert Jahre verbreitet wurden. Recht charakteristisch scheint in kleineren Weihern und Gräben auch die alleinige Besiedelung durch Karauschen und Rotfedern zu sein. Insbesondere die mangelnde Beachtung und damit verbundene Verwahrlosung der Grabensysteme führt immer wieder zur Bedrohung von Fischpopulationen. Hinzu kommt, daß verwahrloste Grabensysteme zur Regeneration häufig rigoros ausgefräst werden, wodurch sich die Schäden weiter verstärken.

Als Konsequenz ergibt sich, daß sich die Forderung nach dem Erhalt von Wasserflächen auch auf die lebenswichtigen Graben- und Bachsysteme erstrecken sollte. Mit dieser Forderung sind bereits die wesentlichen Gefährdungsfaktoren angesprochen, die für die Fischfauna kleinerer Stehgewässer eine Bedrohung darstellen können. Eine - sicherlich nicht vollständige - Liste sei nachfolgend aufgeführt:

- Schwund von Wasserflächen: Wie am Beispiel der Blitzrennreuter Seenplatte südlich von Alshausen gezeigt werden kann, nahm die Wasserfläche im oberschwäbischen Raum in den vergangenen Jahrhunderten teilweise drastisch ab. So sank sie im dortigen engumgrenzten Gebiet von ungefähr 255 ha im Jahre 1750 auf heute maximal 70 ha ab (Abb. 2). Die wichtigsten Gründe für diese typische, an vielen Stellen zu beobachtende Entwicklung sind der industrielle und landwirtschaftliche Fortschritt sowie politische Entwicklungen wie beispielsweise die

Säkularisierung. Hierdurch verloren viele Stehgewässer ihre ursprüngliche wirtschaftliche und kulturelle Bedeutung (vgl. Rahmann und Zintz, 1990). Sie verlandeten, wurden abgelassen oder zugeschüttet und die entstandenen Flächen anderweitig genutzt. Auch die Absenkung des Seespiegels trug mancherorts zum starken Rückgang von Wasserflächen bei, wie das Beispiel des Federsees zeigt. Der Aspekt "Erhalt von Seen" beinhaltet auch die beschleunigte Verlandung von Wehern, die im Gegensatz zur herkömmlichen Praxis nicht mehr regelmäßig abgelassen werden. Die Notwendigkeit des Erhalts von Wasserflächen aus fischereilicher Sicht unterstreicht auch Strubelt (1990).

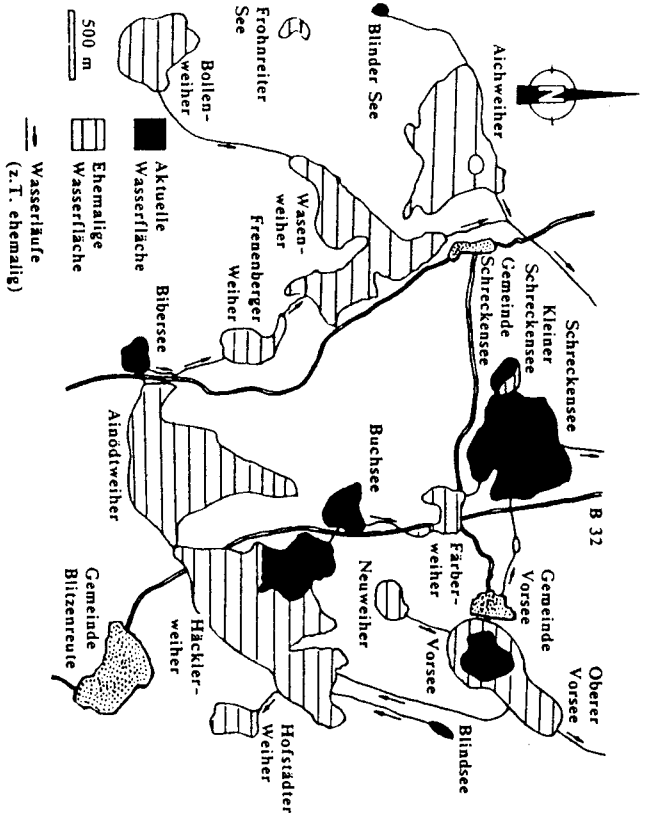


Abb. 2: Rückgang der Stehgewässer im Bereich der Blitzenreuter Seengeplatte im Landkreis Ravensburg seit 1750 (aus Zintz, 1986)

- Unnatürlich starke und damit belastende **Eutrophierung** durch übermäßigen Eintrag von Düngestoffen: Dieser vor allem in den letzten Jahrzehnten durch anthropogenen Einfluß hervorgerufene und beschleunigte Vorgang ist mit einer Reihe unerwünschter Veränderungen im Gewässer verbunden, unter anderem mit einem verstärkten Algenwachstum, mit einer Änderung der Fischfauna sowie mit einer beschleunigten Verlandung. Im Extremfall kann es zu Massentwicklungen von Blaualgen kommen, die Giftstoffe ausscheiden können und damit eine potentielle Gefahr für die Fischfauna darstellen. Jüngstes Beispiel im oberschwäbischen Raum ist der Buchsee, der im Mai 1989 von einem massiven Fischsterben betroffen wurde, das höchstwahrscheinlich von Algentoxinen verursacht worden war (Strehle, mündl. Mitt. 1989).
- Wachsender **Erholungsbetrieb** belastet Gewässer und Uferzonen und damit letztendlich auch die Fische. Hierzu gehören vor allem Baden, Bootsfahren und Surfen. Werden Ufer verbaut, etwa um Freizeitanlagen einzurichten, so verschwinden nicht selten wertvolle Laichplätze. Aber auch winterliche Tauchgänge können zum unnötigen Streßfaktor werden, wenn der Taucher ruhende Fische aufscheucht.
- Einseitige, auf maximalen Gewinn oder starke Angeltätigkeit ausgerichtete **Bewirtschaftung** wie beispielsweise übermäßige Befischung oder starke, einseitige und falsche Besatzmaßnahmen können direkte Auswirkungen auf die Fischfauna haben (beispielsweise unnatürliche Artenzusammensetzung, hoher "Fischdurchsatz"). Außerdem besteht bei der selektiven Befischung mit der Angel die Gefahr, daß den Raubfischen (vor allem Hecht, weniger Zander und Wels) zuviel und den nicht selten massenhaft vorhandenen Weißfischen zu wenig Aufmerksamkeit geschenkt wird, was sich im Sinne der Nahrungsketten-Manipulation (siehe Abschnitt 4) negativ auf das Ökosystem See und damit auch die Fischfauna auswirken kann.

3. Bestandsanalysen ausgewählter Seen

In Abb. 3 ist die individuelle Artenzusammensetzung in einer Reihe kleinerer oberschwäbischer Stehgewässer zusammengefaßt. Die Beispiele stellen eine willkürliche Auswahl aus einer größeren Zahl unter-

suchter Seen dar und geben einen Überblick über die starken individuellen Unterschiede in der Artensammensetzung der Fischfauna. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß unterschiedliche Fangmethoden (Elektrofischung, Stellnetze, Reusen, Trappnetze) zum Einsatz kamen, und es sich um mehrere Bearbeiter und verschiedene Untersuchungsjahre handelte. So wurden schwerpunktmäßig Haidgauer Quellseen, Hauerzer Quellweher und Vorsee fischerlich von Widmann (1987), Bibersee und Althausener Weher von Schusztzer (1986) und Elitzer See, Degerssee und Karssee von Konrad (1988) untersucht (siehe Tab. 1 mit weiteren Angaben zu den untersuchten Seen). Zum Zeitpunkt der Untersuchung wurden die Haidgauer Quellseen fischerlich nicht genutzt, Bibersee, Schreckensee, Buchsee, Karssee und Althausener Weher vermehrfach intensiv befischt und Stadsee, Vorsee und Degerssee von Anglern sportfischerlich mehr oder weniger intensiv genutzt.

Tab. 1: Kurzbeschreibung der untersuchten Stehgewässer (in alphabetischer Reihenfolge; Literaturzitate: Zintz 1986; Schusztzer 1986; Widmann 1987; Konrad 1988).

See	Lage bei	Wasserfläche	Tiefe	Trophie	Datenquelle
Althausener Weher	Althausen	10,2 ha	3,2 m	polytroph	Schusztzer ^{1/2}
Bibersee	Fronreute	3,2 ha	4,7 m	mesotr.	Schusztzer ^{1/2}
Buchsee	Fronreute	6,6 ha	1,6 m	polytroph	Zintz ¹ Widmann ²
Degerssee	Lindau	32 ha	17 m	eutroph	Konrad ²
Elitzersee	Wangen	4,5 ha	6,5 m	eutroph	Konrad ²
Haidgauer Quellseen	Bad Wurzach	12,0 ha	2,5 m	oligotroph	Widmann ^{1/2}
Hauerzer Quellweher	Bad Wurzach	0,3 ha	1,4 m	oligotroph	Widmann ^{1/2}
Karssee	Wangen	2,5 ha	6,5 m	eu/polytr.	Konrad ²
Schreckensee	Fronreute	32,0 ha	11,3 m	eutroph	Zintz ^{1/2}
Stadsee	Bad Waldsee	14,5 ha	10,2 m	eu/polytr.	Schusztzer ^{1/2}
Vorsee	Fronreute	9,0 ha	2,2 m	mesotr.	Zintz ¹ Widmann ²

¹ Wasserchemie; ² Fischuntersuchungen

Die in den Abb. 3 bis 6 aufgeführten 7 Seen sind nach Trophiestufen geordnet, wobei die Einordnung in aller Regel nicht einfach ist. Die der Klassifizierung nach OECD-Richtlinien zugrunde liegenden Parameter Sichttiefe, mittlerer und maximaler Chlorophyll-a-Gehalt, gesamt Phosphor- und Stickstoffgehalt können nicht als fest definierte Werte, sondern nur als sich überlappende Spannwerten angegeben werden, so daß die vorgenommene Einordnung nicht als absolut, sondern als größte Wahrscheinlichkeit anzusehen ist (vergleiche hierzu Bernhard und Clasen, 1982). Die Klassifizierung erfolgte für Degerssee und Karssee nach Konrad (mündl. Mitt. 1990) sowie für alle anderen Seen aufgrund eigener wasserchemischer Untersuchungen (Schusztzer 1986, Zintz 1986 und Widmann 1987). Während sich Haidgauer Quellseen und Hauerzer Quellweher relativ eindeutig als oligotroph klassifizieren lassen, ist die Einordnung von Vorsee und Bibersee in die Kategorie "mesotroph" nicht so einfach, da vor allem der Vorsee bereits deutliche Tendenzen zur Eutrophie aufweist. Dagegen ist die Einstufung der eutrophen Seen relativ unproblematisch, da hier die Spannweite der oben zitierten Klassifizierungsparameter recht groß ist. Der Übergang zur Polytrophie wiederum ist sehr fließend. Karssee und Althausener Weher liegen an dieser Grenze, wobei der hohe maximale Chlorophyll-a-Gehalt im Althausener Weher im Sommer 1986 (334 µg/l, siehe Abb. 4) den polytrophen Charakter dieses Gewässers unterstreicht.

Nur noch selten sind auch in Oberschwaben oligotrophe Stehgewässer anzutreffen wie zum Beispiel die Haidgauer Quellseen und der Hauerzer Quellweher. Beide Gewässer spiegeln frühere Besatzmaßnahmen wider, wobei die Situation beim Hauerzer Quellweher besonders deutlich ist (Abb. 3). Es dominieren dort nämlich eingesetzte Bach- und Regenbogenforellen sowie Bachsaiblinge. In die Haidgauer Quellseen wurden dagegen Hechte eingesetzt, die während der Untersuchungen überproportional oft gefangen worden waren und die übrigen Fische dezimierten. Erfreulich war in beiden Gewässern der Nachweis der als gefährdet eingestuften Groppe.

Von der Fischarten-Zusammensetzung her gesehen unterscheiden sich die untersuchten oligotrophen Gewässer deutlich von den mesotrophen, eutrophen und polytrophen Seen. Wie aus Abb. 3 ersichtlich, bilden diesbezüglich die letztgenannten drei Stufen ein vergleichbares Bild und sollen daher gemeinsam abgehandelt werden. Dem Trophiegrad

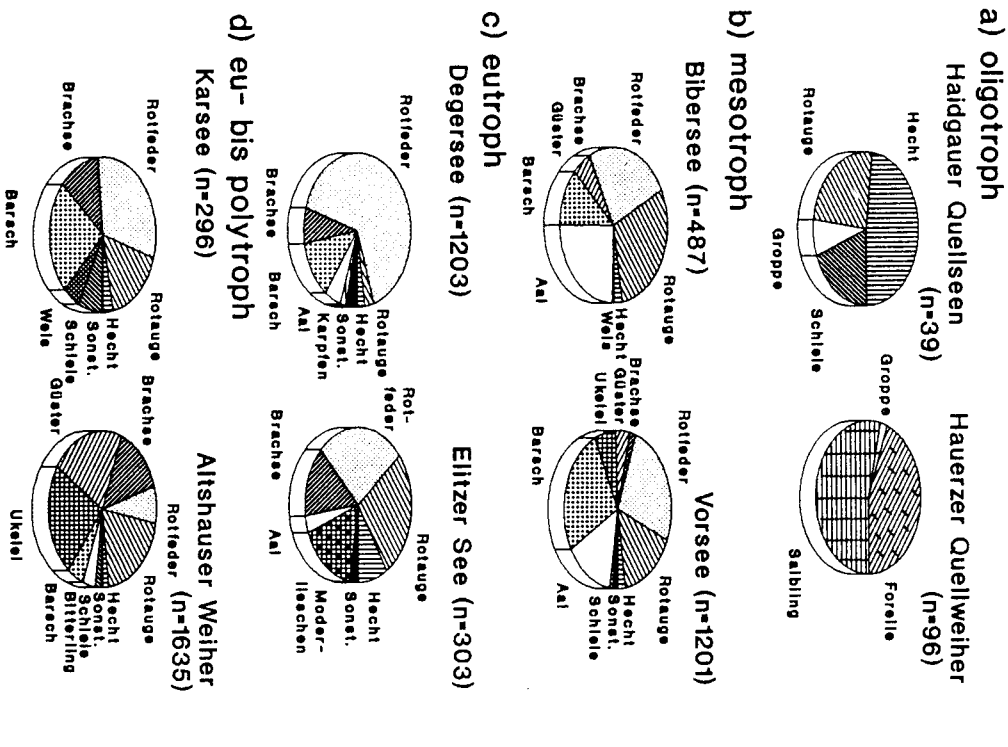


Abb. 3: Prozentuale Verteilung der Fischarten in ausgewählten kleineren Stehgewässern Oberschwabens unterschiedlicher Trophiestufe (n = Gesamtanzahl; Angaben zur Herkunft der Daten in Tab. 1 und Anmerkungen zur Trophie-Klassifizierung im Text).

entsprechend herrschen die Weißfische, die Cyprinidenarten, vor. Allerdings ist ihre Zusammensetzung von See zu See oft recht unterschiedlich. Dabei kann es zu einer recht gleichmäßigen Verteilung der einzelnen Arten kommen, wie dies beim Elitzer See, Karssee und Altshauer Weiher der Fall ist. Andererseits kann aber auch eine Cyprinidenart stark dominant werden, wie im Degersee und Vorsee die Rotfeder. Im hier nicht graphisch dargestellten Ruschweiler See dagegen dominieren Brachsen, im ebenfalls nicht abgebildeten Guggenhauser Weiher Rotaugen (Kornrad 1988). Neben den Cypriniden sind Barsche stellenweise stark vertreten, wie am Beispiel des Karssees (Abb. 3) sowie des Schreckensees (Zintz 1986, vergleiche Abb. 4) ersichtlich ist.

Nicht nur bei den untersuchten oligotrophen Stehgewässern, sondern auch bei den Seen mit höherem Trophiegrad ist der Einfluß von Besatzmaßnahmen auf die Artensammensetzung erkennbar, was vor allem am häufig anzutreffenden Aal (siehe vor allem Bibersee) sowie am Spiegelkarpfen (siehe Degersee) erkennbar wird. Der Aal kommt in den oberschwäbischen Seen natürlicherweise nur sehr selten - wenn überhaupt - vor, da der Einwanderungsweg über den Rheinfall und den Bodensee sehr hinderlich ist. Auch für die Entstehung großer Karpfenpopulationen sind die Voraussetzungen schlecht, da wegen der oft zu niedrigen sommerlichen Wassertemperaturen die natürliche Reproduktion begrenzt ist. Einen Hinweis auf die schlechte Reproduktionsrate ergeben beispielsweise die intensiven mehrjährigen fischereilichen Untersuchungen des Schreckensees, während der zwar Karpfen beim Laichgeschäft beobachtet, aber niemals Jungkarpfen gefangen werden konnten (Zintz 1986). Als dagegen am Ende der Untersuchung ein Jungkarpfen-Besatz erfolgte, wurden diese auch im Netz gefangen.

In Abb. 4 ist der Prozentanteil der einzelnen Fischarten am zahlenmäßigen Gesamtfang mit dem chemisch ermittelten Trophiegrad kleinerer Stehgewässer in Relation gesetzt. Aus Vergleichsgründen wurden diese Graphik nur Seen und Weiher ausgewählt, die im Rahmen eines vom Zoologischen Institut der Universität Hohenheim durchgeführten faunistischen Forschungsprogramms an oberschwäbischen Kleinseen fischereilich und wasserchemisch mit gleicher Methode untersucht worden waren (Rahmann et al. 1988). Die auf der Abszisse aufgereihten Seen sind nach steigendem Trophiegrad geordnet, wobei der Anstieg nicht als gleichmäßig - etwa als gleichmäßiger linearer oder logarithmi-

cher Anstieg des maximalen Chlorophyll-a-Gehalts - angesehen werden kann. Gleichwohl repräsentieren die untersuchten Seen eine Seenreihe mit deutlich steigendem Trophiegrad. Dieser Anstieg wurde in Abb. 4 auch zahlenmäßig durch die maximalen Chlorophyll-a-Gehalte symbolisiert, ein nach OECD-Richtlinien geeigneter Wert zur Charakterisierung des Trophiegrades (Bernhard und Clasen 1982). Diese Werte können zwar von Jahr zu Jahr teilweise beträchtlich schwanken, an der Gesamteinschätzung dürfte sich jedoch dadurch kaum etwas ändern.

Auffallend ist die starke Zunahme der Dominanz der Cypriniden (Weißfische) mit dem Trophiegrad. Ihr Anteil steigt von knapp 50 % in den oligotrophen Haidgauer Quellseen (Weißfische inklusive Schleien und Karpfen) auf rund 90 % in den stark eutrophen bis polytrophen Seen. In den mesotrophen und eutrophen Seen Bibersee, Vorsee und Schreckensee sind außerdem Barsche stark vertreten. Die verstärkte Präsenz dieser Fischart ist jedoch ganz offensichtlich nicht notwendigerweise an den Trophiegrad gebunden, wie der relativ hohe Barschanteil im eutrophen bis polytrophen Karsee belegt (Konrad 1988, siehe Abb. 3). Auffallend ist bei den meisten der untersuchten Seen der bedeutende Anteil an Aalen, der auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen ist. In der Graphik sind Schleien und Karpfen getrennt aufgeführt, da sie als wirtschaftlich interessante Cypriniden häufig durch Besatzmaßnahmen gefördert werden. Der hohe Anteil dieser Gruppe in den Haidgauer Quellseen ist auf Schleien zurückzuführen, wobei dort allerdings über neuere Besätze mit dieser Fischart nichts bekannt ist. Ansonsten spielen die beiden Fischarten offensichtlich keine große Rolle. Beachtung verdient noch als wichtigster Raubfisch der Hecht. Sein Anteil ist bei den Haidgauer Quellseen überproportional hoch, was vermutlich auf frühere Besatzmaßnahmen zurückzuführen ist. Bei den übrigen Seen liegt der Hechtanteil mit leichten individuellen Schwankungen unter 5 %. Anzumerken ist, daß die aufgeführten 28 Hechte im Altsauser Weiher (1,7 %) ausschließlich bei der Elektrofischung gefangen wurden. Weitere 170 Hechte gingen im Frühjahr während der Lachhecht-Fangkampagne in das extra aufgestellte Trappnetz und konnten deshalb als selektive Spezialfänge in vorliegender Graphik nicht berücksichtigt werden.

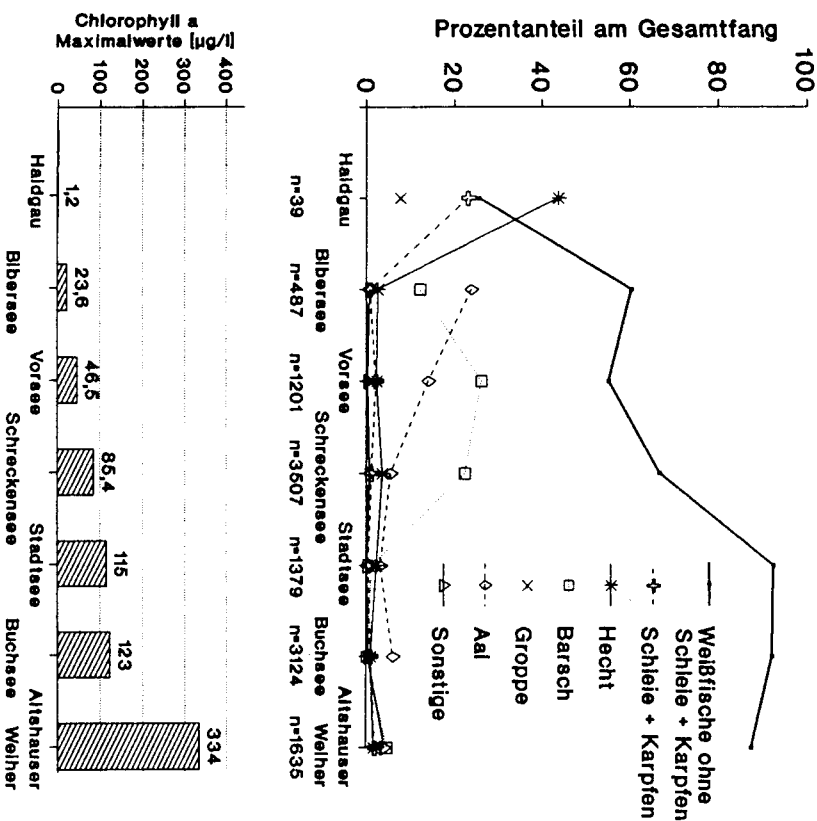


Abb. 4. Relativer Anteil der wichtigsten Fischarten am zahlenmäßigen Gesamtfang in ausgewählten kleineren oberschwäbischen Stehgewässern (auf der Abszisse, nach zunehmendem Trophiegrad - charakterisiert durch den maximalen Chlorophyll-a-Gehalt - geordnet; n = Gesamtfangzahl).

Es stellt sich immer wieder die Frage, ob und gegebenenfalls inwiefern das Fischwachstum vom Trophiegrad abhängt. Im Rahmen der bereits genannten fischerlichen Untersuchungen wurden auch Altersanalysen bei verschiedenen Fischarten durchgeführt, von denen Brachsen (*Abramis brama*) und Rotauge (*Rutilus rutilus*) exemplarisch vorgestellt werden: In Abb. 5 ist das Wachstum von Brachsen und in Abb. 6 dasjenige von Rotaugen in denselben Seen wie Abb. 4 aufgeführt (in den Haidgauer Quellseen wurde kein einziger, im Bibersee nur ein Brachsen gefangen). Zu beiden Abbildungen ist generell anzumerken, daß Altersbestimmungen anhand von Jahresringen auf den Kiemendecken nicht unproblematisch sind (ausführliche Diskussion dieser Methode in Zintz, 1986). Im vorliegenden Fall kommt hinzu, daß es sich bei den zitierten Daten um Alterbestimmungen handelt, die von drei verschiedenen Untersuchern vorgenommen worden waren (Zintz 1986, Schuszer 1986 und Widmann 1987). Obwohl die Methodik innerhalb der Arbeitsgruppe abgesprochen und vereinheitlicht wurde, ist es möglich, daß die Jahresringstrukturen individuell unterschiedlichen Interpretationen unterlagen. Dennoch liefern Abb. 5 und 6 wichtige Hinweise auf das Wachstum zweier wenig befischter Fischarten (weil wirtschaftlich und sportfischerlich weitgehend uninteressant) in kleineren oberschwäbischen Seen unterschiedlichen Trophiegrads.

Bei den Brachsen ist festzustellen, daß tendenziell die Totallänge eines Jahrgangs insbesondere bei älteren Tieren ab dem vierten Sommer mit zunehmendem Trophiegrad abnahm (Abb. 5). Auffallend war das schlechte, aus dem Rahmen fallende Brachsenwachstum im Stadtsee Bad Waldsee.

Dagegen konnte ein Zusammenhang zwischen Wachstum und Trophiegrad beim Rotauge nur andeutungsweise bei älteren Tieren festgestellt werden (Abb. 6): Sie neigten dazu, in den Gewässern mit höherem Trophiegrad schlechter zu wachsen, sieht man vom Bibersee ab. Wie die Brachsen zeigten auch die Rotaugen im Stadtsee Bad Waldsee ein auffallend schlechtes Wachstum. Aus dem Rahmen fiel außerdem der Bibersee.

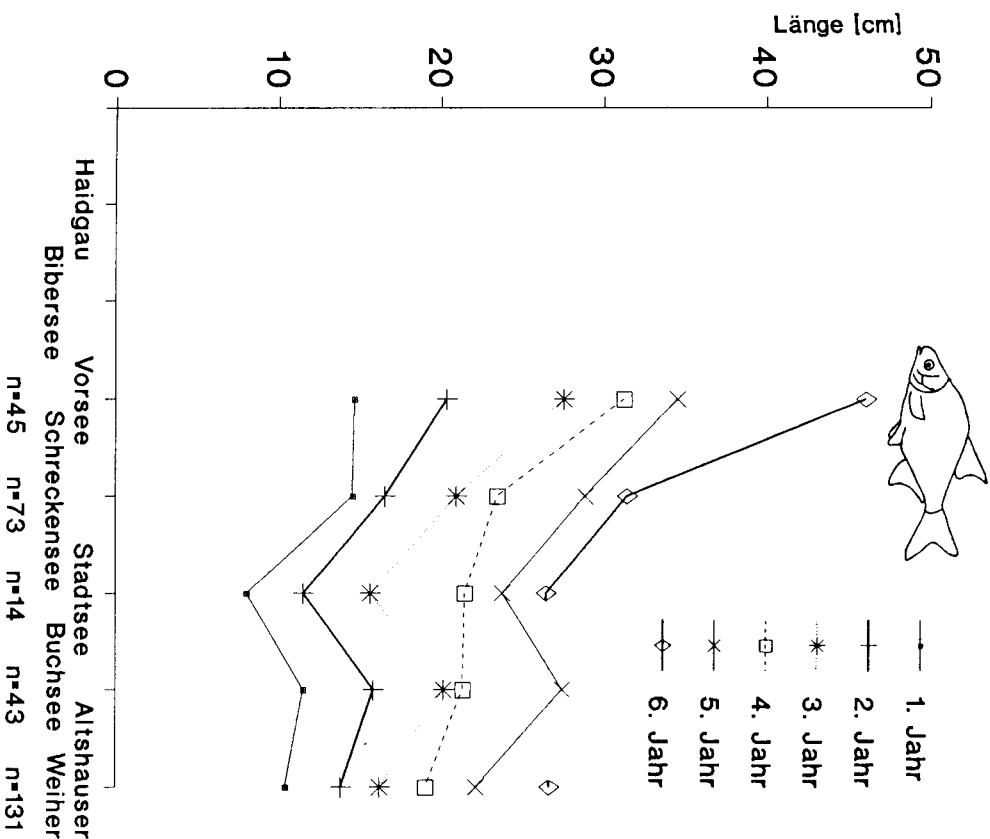


Abb. 5: Das Wachstum der Brachsen (*Abramis brama*) in kleineren oberschwäbischen Stehgewässern (auf der Abszisse nach zunehmendem Trophiegrad geordnet, siehe Abb. 4); für Haidgauer Quellseen und Bibersee liegen keine Daten vor (siehe Text)

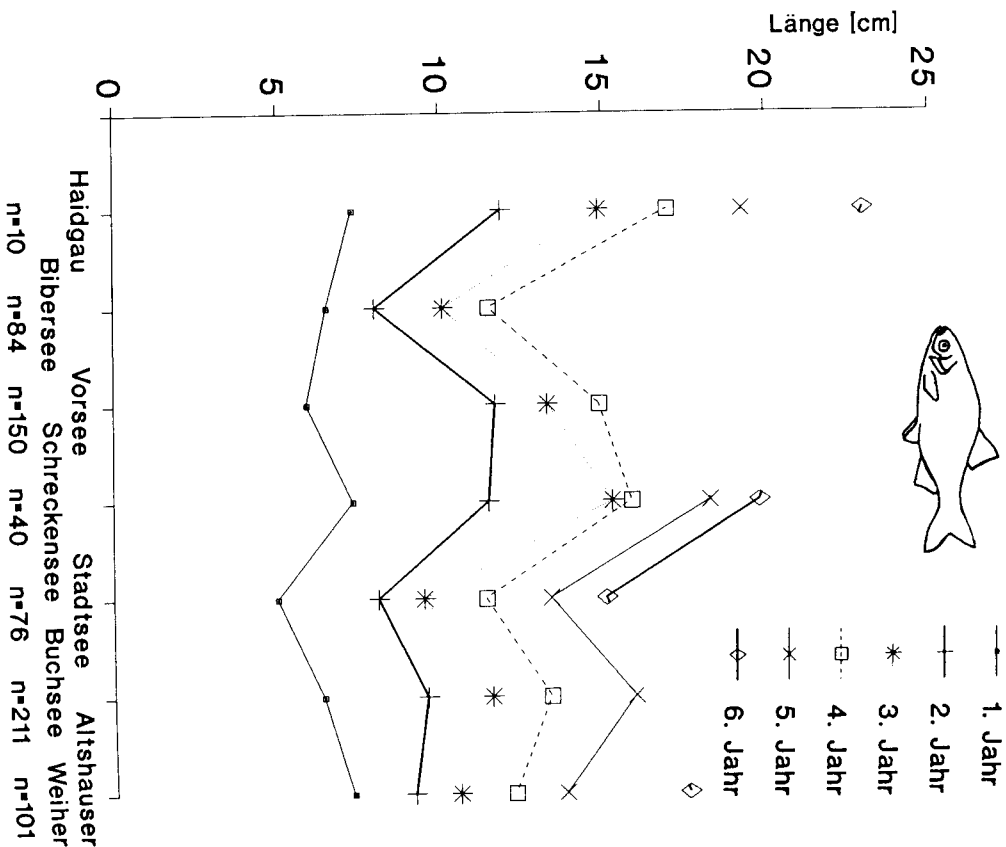


Abb. 6: Das Wachstum der Rotaugen (*Rutilus rutilus*) in kleineren ober-schwäbischen Stehgewässern (auf der Abszisse nach zunehmendem Trophiegrad geordnet, siehe Abb. 4)

4. Diskussion und Schlußfolgerungen

Die geschilderten Beispiele von Bestandsanalysen ausgewählter Kleinstseen bestätigen die schon in der Einführung dargelegten komplexen und teilweise schwer zu durchschauenden Zusammenhänge zwischen Fischfauna einerseits und limnologischen und ökologischen Verhältnissen im See andererseits. So konnten direkte Zusammenhänge, die zur Dominanz der einen oder anderen Cyprinidenart - auch in Seen mit vergleichbarer Größe und ähnlichem Trophiegrad - führen, in den bisherigen Untersuchungen nicht aufgezeigt werden. Fischereiliche Einflüsse sind zumindest vordergründig eher unwahrscheinlich, da es sich um Arten handelt, die von untergeordnetem sportfischereilichen Interesse sind. So muß es die Aufgabe zukünftiger Forschung sein, Stabilität bzw. Fluktuation der Artenzusammensetzung im Laufe mehrerer Jahre an unterschiedlich bewirtschafteten Seen zu verfolgen unter der Fragestellung, welchen Einfluß auf die Fischfauna natürliche populationsdynamische Entwicklungen einerseits und anthropogen bewirkte Veränderungen im Gewässer (etwa durch Eutrophierung) oder in der Artenzusammensetzung (zum Beispiel durch Besatzmaßnahmen und selektive Befischung) andererseits haben.

Das schlechtere Wachstum der Brachsen in Seen mit höherem Trophiegrad könnte mit den Nahrungsgewohheiten dieser Fischart zusammenhängen, die mit zunehmendem Alter verstärkt Benthosnahrung aufnimmt (Backiel und Zawisza 1968). Damit hängen vor allem die älteren Brachsen besonders stark von der Ausdehnung des sauerstoffversorgten Gewässerrundes ab. In etwas tieferen eutrophen und polytrophen Stehgewässern aber sind weite Teile des Grundes durch Sauerstofflosigkeit für die Fische über viele Monate nicht zugänglich. Hierdurch verringert sich im Nahrungsspektrum der Brachsen zwangsläufig der Anteil an Insektenlarven und Würmern zugunsten von weniger nahrhaften und in eutrophen Seen oftmals zahlenmäßig stark reduzierten (siehe unten) größeren Zooplanktern. Denselben Zusammenhang beschrieb auch Doering (1983) für die Brachsen im Berliner Heiligensee. Diese erzwungene Nahrungsumstellung könnte für den mit fortschreitender Trophie und höherem Alter stärker werdenden Minderwuchs verantwortlich sein.

Bei den **Rotaugen** war die Tendenz zu schlechterem Wachstum bei steigendem Trophiegrad noch weniger deutlich ausgeprägt als bei den Brachsen. Dies könnte mit dem von Böhmer (1986) gefundenen etwas anderen Nahrungsspektrum der beiden Fischarten zusammenhängen. Wie die stichprobenhaften Nahrungsanalysen von Brachsen, Rotaugen und Rotfedern aus dem Vorse, Stadsee und Altschauer Weiher ergaben, lebten die Brachsen vorwiegend von Bodennahrung, während die Rotaugen wenig spezialisiert waren und sich recht vielseitig ernährten. Prinzipiell sind jedoch nach Geyer (1939) die Anforderungen von Brachse und Rotauge sowie von Güster und Rotfeder an den Lebensraum mehr oder weniger gleich. Geyer kam deshalb aufgrund seiner Untersuchungen an diesen vier Fischarten zu folgendem Schluß: "Ist die Wachstumsintensität einer Art geringer als in einem anderen See, so gilt im allgemeinen das gleiche für die drei übrigen untersuchten Arten." Diese Aussage gilt auch für das relativ schlechte Wachstum von Brachsen, Rotauge und Rotfeder sowie der Ukelei im Stadsee Bad Waldsee. Damit sind jedoch noch nicht die Ursachen für das dortige generell schlechte Wachstum dieser Weißfischarten geklärt. Eine wichtiger Grund ist zweifellos das über weite Strecken befestigte Ufer und der daraus resultierende mangelnde Wasserpflanzen-Bestand. Für das relativ schlechte Wachstum der Rotaugen im Bibersee konnte bislang keine Erklärung gefunden werden. Die ebenfalls von Schuszer (1986) untersuchten Rotfedern, Güster und Ukeleiten dagegen zeigten dort ein besseres Wachstum, das auf dem Niveau des Altschauer Weihers lag.

Insgesamt deuten die schlechteren Wachstumsverhältnisse im Stadsee und Bibersee darauf hin, daß individuelle, auf den jeweiligen See beschränkte Faktoren wie beispielsweise Uferbefestigung, Wasserpflanzenbewuchs oder Ausdehnung der Flachwasserzone eine größere Rolle als der Trophiegrad spielen können. Auch auf dem Gebiet der Korrelation zwischen Fischwachstum und Trophiegrad in kleineren Seen besteht daher noch Forschungsbedarf.

Dies trifft auch auf eine weitere Beziehung zwischen Fischfauna und Trophie bzw. Eutrophierung zu: Die vom Menschen ausgehende Manipulation der planktivoren Fische und die Auswirkungen dieser Manipulation auf das aquatische Ökosystem. Mit dieser Definition umschrieb unlängst Gophen (1990) den Begriff der **Bio- oder Nahrungskettenmanipulation**. Die ersten Experimente zu diesem Forschungsgebiet gin-

gen auf Hrbacek et al. (1961) zurück. Sie zeigten, wie sich der Zooplanktonfraß der Fische auf die Wasserqualität auswirkt. Im folgenden soll der Versuch gemacht werden, die mit der Biomannipulation verknüpften Zusammenhänge kurzgefaßt und daher stark schematisiert auf die Verhältnisse der oberschwäbischen Kleinseen zu übertragen. Eine ausführliche Darstellung der Zusammenhänge findet sich beispielsweise bei Shapiro et al. (1982) sowie bei Lampert (1983), eine neuere Literaturübersicht bei Gophen (1990).

In vielen oberschwäbischen Kleinseen dominieren Cypriniden. Zusammen mit den teilweise massenhaft vorkommenden Jungbarschen können sie die Nahrungsquelle Zooplankton außerordentlich stark dezimieren. Der Druck auf die Nahrungsquelle Zooplankton wird vor allem im Sommerhalbjahr besonders stark, wenn in den tieferen Seen weite Teile des Seegrundes durch Sauerstofflosigkeit für nahrungssuchende Benthoresser unzugänglich sind. Solche Fische, die, wie zum Beispiel Brachsen, Insektenlarven und Würmer bevorzugen, müssen sich dann verstärkt auf das weniger nahrhafte Zooplankton umstellen, was sich auch auf ihr Wachstum auswirken kann (vergleiche Abb. 5).

In solchen Seen ist daher kaum noch großes tierisches Plankton - Wasserflöhe, Ruderfußkrebse und andere - anzutreffen. Diese großen Zooplankter jedoch ernähren sich von pflanzlichem Plankton und halten dieses kurz. Wie erfolgreich sie dabei sein können, zeigt das zum Beispiel im Frühjahr auftretende sogenannte Klarwasserstadium. In dieser Zeit vermehrt sich das Zooplankton besonders massiv und übt auf das Phytoplankton einen so hohen Fraßdruck aus, daß der See förmlich leergefressen und dadurch viel klarer wird. Dieses Stadium kann auch in den eutrophen Seen Oberschwabens auftreten wie beispielsweise im Schreckensee, wo die Sichttiefe dann auf knapp 4 m (1982) ansteigen kann. Im Jahresdurchschnitt lag sie von 1981-83 bei rund 2 m, minimal bei 1 m (Zintz 1986).

Wird jedoch das große Zooplankton massiv durch Fische dezimiert, so fehlt sein Fraßdruck auf das Phytoplankton, das sich dann, begünstigt durch die reichlich vorhandenen Nährstoffe, explosionsartig entwickeln kann. In der Folge kommt es im betreffenden See oftmals zu starken Algenentwicklungen und den damit verbundenen unangenehmen Begleiterscheinungen. Hierzu gehört, daß die Sichttiefe auf wenige Dezimeter sinkt, daß sich Algenwatzen in den Buchten ansammeln, und daß

es beim Absterben der Algenblüte durch die mikrobielle Zersetzung zu starker Sauerstoffzehrung kommt. Eine besondere Belastung können dabei Massenerkrankungen von Blaualgen darstellen, da sie gelegentlich Giftstoffe in so hohen Konzentrationen produzieren, daß Fischsterben nicht auszuschließen sind. Beispiele sind Fischsterben im Sempacher See (Schweiz) im Sommer 1984 (Stradelmann, 1988) sowie im Früh Sommer 1989 im Buchsee (Strehle, mündliche Mitteilung 1989), die beide höchstwahrscheinlich auf Toxine der Blaualgenartgattung *Aphanizomenon flos-aquae* zurückzuführen waren.

In jüngster Zeit versucht man nun verstärkt, die Algenbiomasse im Rahmen von Seentherapien zu reduzieren. Oberste Priorität muß dabei der Verminderung der in den See fließenden Nährstofffrachten zu kommen. Wie eine Reihe von diesbezüglichen Arbeiten in jüngster Zeit zeigen (siehe unter anderem Literaturübersicht von Gophen 1990), kann man darüber hinaus prinzipiell auch durch Eingriffe in die Nahrungskette, also durch Reduktion der planktonfressenden Fische, zu einer Verringerung der Algenbiomasse kommen. Auf diese Weise fördert man das Wachstum des Zooplanktons und trägt so zur Reduktion des Phytoplanktons und damit zur Milderung der Eutrophierungsfolgen bei.

Das Ziel, übermäßig starke Fischbestände zu verringern, kann man prinzipiell auf zwei Arten erreichen: durch Besatz mit Raubfischen und durch konsequente Befischung mit Netzen. Die Eutrophierung der holländischen Seen war nach Ansicht von Grimm (1981) mit einer Reduktion der Hechtbestände verbunden, da die Unterwasservegetation zurückgegangen sei und der Hecht Unterwasserpflanzen als Unterstand und zum Laichen benötige. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden allerdings gute Hechtbestände auch in hocheutrophen Seen gefunden wie beispielsweise im Alshäuser Weiher, der sogar für seinen guten Hechtbestand bekannt ist. Ein zusätzlicher Besatz mit Hechten zur Regulierung der Weißfischbestände erscheint daher in den ober-schwäbischen Seen wenig sinnvoll, zumal durch die in tieferen Seen herrschende Sauerstofflosigkeit im Hypolimnion während des Sommerhalbjahres der Lebensraum der Fische auf die flacheren Uferregionen beschränkt ist. Hier haben dann auch adulte Raubfische wie Hecht, Zander, Barsch und Wels ihre Reviere. Dies wird unter anderem durch Netzfänge im Schreckensee eindeutig belegt, bei denen sämtliche größten Raubfische nur in unmittelbarer Ufernähe gefunden wurden.

Außerdem ließen Bißverletzungen auch bei großen Hechten auf heftige Revierkämpfe schließen. Am Schreckensee kann daher die Zahl der verfügbaren Reviere als wichtigster bestandsbeschränkender Faktor zumindest für Hechte angesehen werden (Zintz, 1986).

Von verschiedenen Autoren wird als Biomaniplulations-Maßnahme der Besatz mit Zandern propagiert. So sind Densen und Grimm (1988) der Meinung, daß der Besatz mit jungen Zandern eine aussichtsreiche Technik sei, planktivore Fische zu reduzieren. Auch Bendorff et al. (1988) beschreiben den Besatz mit jungen (0⁺) Zandern und Fangrestriktionen für Zander und Hecht als eine geeignete Biomaniplulations-Methode für die hypertrophe Bautzen-Talsperre. Dagegen vertritt Barthelmes (1988) die Ansicht, daß der Besatz mit Zandern bislang noch keine sichere Methode sei, weil zu wenig sowohl über den Räuber als auch über viele Beutearten bekannt sei. Barthelmes gibt zu bedenken, daß Kannibalismus unter den Räubern und ungeeignetes Management der Fischbestände zu großer Instabilität des Ökosystems See führen könne, was zu der Instabilität hinzukomme, die von der Blaualge *Aphanizomenon* (siehe Anmerkungen zur "Gratwanderung" der Biomaniplulation weiter unten) auf der Ebene der Primärproduktion und räuberischen, große Zooplankter fressende Invertebraten auf der Ebene der Sekundärproduktion ausgeübt werde.

Der Besatz mit Raubfischen als Maßnahme zur Biomaniplulation ist also umstritten, so daß weitere Forschungsarbeit auf diesem Gebiet notwendig erscheint. Dagegen könnte die konsequente Befischung starker Weißfisch- und Barschbestände ein erfolgversprechender Weg zur Reduktion der Algenbiomasse sein. Ein diese Hypothese bestätigendes Beispiel aus dem oberschwäbischen Raum scheint nach bisherigen Erfahrungen der in der Nähe von Bad Wurzach gelegene Rohrsee zu sein. Der dort wirtschaftende Fischer befischt auch konsequent - mit finanziellem Gewinn - die Weißfische (vor allem Rotaugen) mit dem Erfolg, daß sich zumindest das optische Erscheinungsbild des Sees offensichtlich gebessert hat: Die in früheren Jahren häufigen Algenblüten seien seltener geworden, und der See erschiene in jüngster Zeit deutlich weniger trübe (Jung, mündliche Mitteilung 1989).

Diese Beobachtung wird durch die Auswirkungen des massiven Fischsterbens im Buchsee im Mai 1989 bestätigt. Die starke Reduktion der Fischfauna wirkte sich offensichtlich wie erwartet auf Limnologie

und Ökologie des Sees aus: Angel- und Reusenfänge des Pächters (Köberle, mündliche Mitteilung 1989) sowie eine im September 1989 durchgeführte Probebefischung mit einem Netz unterschiedlicher Maschenweiten ergaben, daß der früher reiche Fischbestand (Zintz, 1986, Widmann, 1987) drastisch reduziert war (erste Schätzungen gehen von 80 bis 90 % aus). Vor allem fehlten kleine Weißfische offensichtlich vollständig. Dagegen wirkte der See im Gegensatz zu früheren Jahren (Zintz, 1986) optisch klar und wies eine früher nie beobachtete große Menge an makroskopisch sichtbarem Zooplankton auf. Weitere Untersuchungen an diesem See müssen zeigen, wie sich die limnologische und fischereiliche Situation in Zukunft entwickelt. Dabei könnte die auf mehrere Jahre angelegte Forschungsarbeit zur Biomannipulation des hypertröphen holländischen Zwenlust-Sees (1,5 ha, mittlere Wassertiefe 1,5 m; van Donk et al. 1990) wertvolle Interpretationshilfe leisten.

Es muß allerdings betont werden, daß mit der Biomannipulation auch potentielle Risiken verbunden sind. So weist Lampert (1983) auf eine Gruppe von Algen mit Fraßschutz-Mechanismen - etwa bizarre Formen, große Kolonien, toxische Inhaltsstoffe - hin, die vom Zooplankton nicht oder kaum konsumiert werden. Lampert kommt daher zu dem Schluß, daß man mit der Biomannipulation möglicherweise eine "Gratwanderung" wage und vielleicht das Gegenteil von dem erreiche, was man gerne möchte, wenn man nur auf sie setze.

Oberstes Ziel von Seentherapien muß daher die Reduktion der zufließenden Nährstoffe durch Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet sein. Zusätzlich können dann Methoden der Biomannipulation ein wirksames Mittel sein, die Algenbiomasse schneller zu reduzieren und damit den Erholungsprozeß zu beschleunigen. Zu diesem Schluß kommt auch Gollerman (1990), der die Ansicht vertritt, daß der Weg zurück schneller mit als ohne Biomannipulation verlaufen könne (Abb. 7), aber daß Biomannipulationsmaßnahmen das endgültige Ergebnis des Restaurierungsprozesses qualitativ nicht verändern würden. In jüngster Zeit machte Bemdorf (1990) auf den Zusammenhang zwischen Phosphorgehalt im See und dem Erfolg von Biomannipulations-Maßnahmen aufmerksam. Nach seiner Ansicht könne ein langanhaltender Erfolg der Biomannipulation nur erwartet werden, wenn der Zufluß von Phosphor von vorne herein unter einem bestimmten Schwellenwert liege, oder wenn eine über diesem Wert liegende Phosphorfracht durch geeignete

Maßnahmen reduziert werde, oder wenn bestimmte Mechanismen im See ("bottom-up-Mechanismen" wie beispielsweise Lichtlimitierung) als zusätzliche Therapiemaßnahmen eingesetzt würden. Bemdorf betont zugleich, daß Schlüsse über die Effektivität von Nahrungskettenmanipulationen nur aus Langzeitstudien gezogen werden könnten.

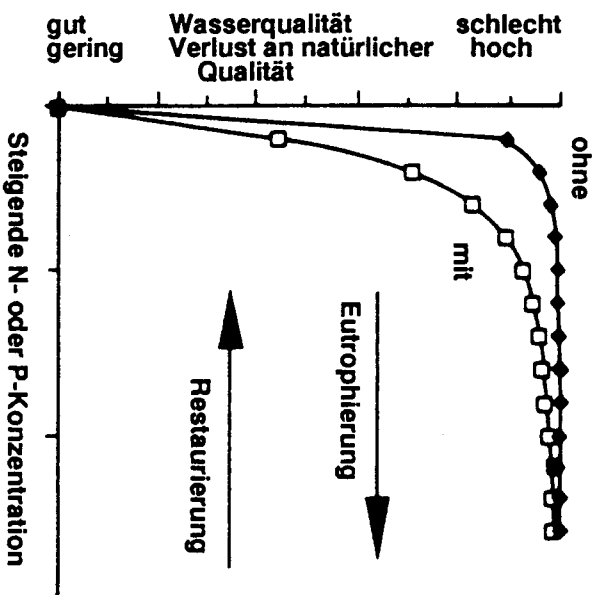


Abb. 7. Der Verlauf des Restaurierungsprozesses eines Sees mit und ohne Biomannipulation (nach Gollerman 1990)

Als Fazit bleibt festzuhalten, daß der Rolle der Fischfauna im Ökosystem See in Zukunft wesentlich mehr Aufmerksamkeit von seiten der Wissenschaft geschenkt werden sollte (vergleiche gleichlautende Forderungen von Gophen 1990 sowie Gollerman 1990 in ihren abschließenden Bemerkungen zu einem Symposium über "Trophische Beziehungen in Binnengewässern"). Dies gilt sowohl für die Entwicklung von Fischpopulationen in Abhängigkeit von der Eutrophierung als auch die Rolle

der Fische in der Nahrungskette, die im Zuge von Seentherapie-Maßnahmen bedeutungsvoll werden kann. Für die in der Regel mehr oder weniger eutrophen oberschwäbischen Seen scheint der gezielte Fang von Cypriniden und Jungbarschen eine Möglichkeit zu sein, den Prozeß der Restaurierung nach Therapiemaßnahmen im Einzugsgebiet (Reduktion der zufließenden Nährstoffe) und eventuell im See selbst (Tiefenwasserableitung, Belüftung) zu beschleunigen.

7. Literatur

Baekiel, T., Zawisza, J. (1968): Synopsis of biological data on the bream *Abra-
mis brama* (L.). Food and Agriculture Organization of the United Na-
tions, Rome.

Barthelmes, D. (1988): Fish predation and resource reaction: Biomannipulation
background data from fisheries research. In: Bendorff, J. (ed.): Bio-
mannipulation. *Limnologica* 19,1: 61-70

Bendorff, J. und Miersch, U. (1989): Phosphorus loading and efficiency of bio-
manipulation. Abstracts XXIV congress of the international association
of limnology SIL, München: 13

Bendorff, J., Schultz, H., Bendorff, A., Unger R., Penz, E., Kneschke, H., Kos-
satz, K., Dunke, R.: Food-web manipulation by enhancement of pisci-
vorous fish stocks: Long-term effects in the hypertrophic Bautzen Reser-
voir. In: Bendorff, J. (ed.): Biomannipulation. *Limnologica* 19,1: 97-110.

Berg, R., Blank, S. und Strubelt, T. (1989): Fische in Baden-Württemberg. Mini-
sterium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
Baden-Württemberg.

Bernhard, H. und Clasen, J. (1982): Gedanken zur Übertragung der Ergebnisse
des OECD-Untersuchungsprogramms in die Praxis des Seenschutzes. *Z.
Wasser Abwasser Forsch.* 15: 96-103.

Böhmer, J. (1986): Untersuchungen des Magen-Darm-Traktes von Fischen
oberschwäbischer Seen. Arbeitsauftrag Inst. f. Zoologie, Universität Ho-
henheim

Densen, W.L.T. und van Grimm, M.P.: Possibilities for stock enhancement of
pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in order to increase predation on
planktivores. In: Bendorff, J. (ed.): Biomannipulation. *Limnologica* 19,1:
45-49.

Doering, P. (1983): Bestandsanalyse und Populationschätzung des Bleis, *Abra-
mis brama* (L.), im Heiligensee. Diplomarbeit im Fachbereich Biologie
der Freien Universität Berlin.

Golterman, H. L. (1990): Concluding remarks, international symposium on tro-
phic relationships in inland water, Tihany, Hungary. *Hydrobiologica* 191:
319-320.

Gophen, M. (1990): Summary of the workshop on perspectives of biomannipula-
tion in inland waters. *Hydrobiologica* 191: 315-318.

Geyer, F. (1939): Alter und Wachstum der wichtigsten Cypriniden ostholsteini-
scher Seen. *Arch. f. Hydrobiol.* 34: 543-644.

Grimm, M. P. (1981): The composition of northern pike (*Esox lucius* L.) popu-
lations in four shallow waters in The Netherlands, with special reference
to factors influencing 0 + pike biomass. *Fish. Management* 12: 61-77.

Hartmann, J. (1977): Fischereiliche Veränderungen in kulturbedingt eutrophie-
renden Seen. *Schweiz. Z. Hydrobiol.*, 39, (2): 243 - 253.

Hrbacek, J., Dvorakova, M., Korinek, V. und Prochazkova, L. (1961): Demon-
stration of the effect of the fish stock on the species composition of zoo-
plankton and the intensity of metabolism of the whole plankton assem-
blage. *Verh. int. Ver. Limnol.* 14: 192-195.

Jens, G. (1980): Die Bewertung der Fischgewässer: Maßstäbe und Anleitungen
zur Wertbestimmung bei Nutzung, Kauf, Pacht und Schadenfällen. 2.
Auflage, Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin.

Konrad, M. (1988): Seenprogramm Regionalverband Bodensee-Oberschwaben:
Bericht über die fischereibiologischen Verhältnisse verschiedener Seen
und Weher im Raum Bodensee-Oberschwaben, Vegetationsperiode
1987 (unveröffentlicht).

Lampert, W. (1983): Biomannipulation - eine neue Chance zur Seensanierung?
Biologie in unserer Zeit, 13. Jhg. Nr. 3: 79 - 86.

Liebmann, H. (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie, Mün-
chen.

Müller, H. (1966): Eine fischereiwirtschaftliche Seenklassifizierung Nord-
deutschlands und ihre limnologischen Grundlagen. *Verh. Internat. Ver-
ein. Limnol.*, 16: 1145 - 1160.

Rahmann, H., Zintz, K. und Hollmaicher, M. (1988): Oberschwäbische Kleinge-
wässer: Limnologisch-faunistische Aspekte zur ökologischen Beurtei-
lung. *Beh. Veröf. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, Karls-
ruhe, 56, 1-212.

- Rahmann H. und Zintz, K. (1989): Aspekte der Ökologie und des Managements kleinerer Stehgewässer. Dieser Band.
- Schmid, J. (1989): Zur Fischwirtschaft im Ammersee. Fischer und Teichwirt, 40. Jhg. Heft 10: 298.
- Schusztzer, G. (1986): Fischereiliche und limnologische Untersuchungen an drei stark belasteten Seen im Landkreis Ravensburg. Diplomarbeit Inst. f. Zoologie, Universität Hohenheim.
- Scherer, W. (1989): Nutzung kleinerer Stehgewässer aus der Sicht der Sportfischerei. Dieser Band.
- Shapiro, J., Forsberg, B., Lamarra, V., Lindmark, G., Lynch, M., Smeltzer, E. und Zoto, G. (1982): Experiments and experiences in biomanipulation - studies of biological ways to reduce algal abundance and eliminate blue-greens. Corvallis Environmental Research Laboratory, Office of research and development, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon 97330; EPA-600/3-82-096
- Stadelmann, P. (1988): Der Zustand des Sempachersees. Wasser, Energie, Luft (Baden/Schweiz), 80. Jhg. Heft 3/4: 81 - 96.
- Strubel, T. (1989): Erhaltung kleinerer stehender Gewässer aus fischereilicher Sicht. Dieser Band.
- Van Donk, E., Gulati, R. D. und Grimm, M. P. (1990): Restoration by biomanipulation in a small hypertrophic lake: first-year results.
- Widmann, H. (1987): Fischereiliche und limnologische Untersuchungen an stehenden Kleingewässern in Oberschwaben. Diplomarbeit Inst. f. Zoologie, Universität Hohenheim.
- Zintz, K. (1986): Fischereiliche Nutzung von Stehgewässern in Naturschutzgebieten. Ökologie aktuell 4, Verlag Josef Margraf, Weikersheim, 1-531.
- Dr. K. Zintz, Dipl. Biol. G. Schusztzer
Institut für Zoologie 220
Universität Hohenheim
7000 Stuttgart 70
- Dr. M. Konrad
Reg.präs. Tübingen
Konrad-Adenauer-Str. 20
7400 Tübingen
- Dr. R. Berg
Fischereiforschungsstelle des
Landes Baden-Württemberg
Untere Seestr. 81
7994 Langenargen

Nutzung kleinerer Stehgewässer aus der Sicht der Sportfischerei

Walter Scherer

Landesfischereiverband

1. Einleitung

Aus den Biotop- und Feuchtgebietskartierungen, aus Karten und anderen Unterlagen ist zu entnehmen, daß alleine im Bereich der Region Bodensee-Oberschwaben mehr als 2.000 Seen und Weiher existieren, die den kleineren Stehgewässern zuzurechnen sind. Darüber hinaus existierten noch eine Vielzahl von Kleinstgewässern und Tümpeln, die zumeist nicht fischereilich genutzt werden.

So existieren in den Landkreisen Bodenseekreis, Ravensburg und Sigmaringen 197 Seen mit einer Gesamtwasserfläche von 522 ha, 1.681 Weiher und Teiche mit einer Gesamtfläche von 860 ha, 54 Altarme mit einer Gesamtfläche von 16 ha und derzeit 46 Baggerseen mit insgesamt 231 ha.

Schwerpunktmäßig verteilt sich der größte Teil dieser Gewässer auf das Westallgäu und das Oberschwäbische Hügelland sowie den Bodenseeraum.

Lediglich 200 der Seen und Weiher sind auf natürliche Art und Weise während der Eiszeiten entstanden, alle anderen wurden zumeist im Hoch- und Spätmittelalter künstlich angelegt.

Die vorliegenden Zahlen sollten jedoch nicht als statisch angesehen werden, da Gewässer laufend neu geschaffen werden, andererseits freie

Wasserflächen durch Verlandung verschwinden oder im Zuge von Nutzungsänderungen zugeschnitten werden.

So gehen wir davon aus, daß sich die Zahl der Baggerseen in den nächsten 11 Jahren nahezu verdoppeln wird, die Gesamtwasserfläche um über 200 ha zunehmen wird. Diese Schätzung basiert auf den bereits vorliegenden Genehmigungen und Planungen.

Die Zahl an vorhandenen Gewässern scheint auf den ersten Blick bezüglich fischereilicher Nutzung ausreichend zu sein, doch täuscht dieser Eindruck.

In den zurückliegenden Jahrzehnten trat neben unzähligen anderen Freizeitnutzungen auch die sogenannte Sportfischerei, besser Angelfischerei, vermehrt in den Vordergrund. Die Zahl der Freizeitsportfischer nahm deutlich zu und damit auch die Nutzung kleinerer Stehgewässer durch Fischereiberechtigte, die nur zum Teil Fischereiorganisationen angehören.

Für die organisierte Fischerei läßt sich sagen, daß wir als Landesverband, besser Regionalverband, momentan 169 Mitgliedsvereine vertreten, wobei auf die Region Bodensee-Oberschwaben 100 Vereine entfallen. Die Mitgliederstärke der Vereine bewegt sich nach unseren Unterlagen zwischen 21 und fast 1.700 Mitgliedern.

Wir gehen aber davon aus, daß uns aus Kostengründen nicht alle organisierten Fischer gemeldet sind. Die Gesamtzahl der Fischer unserer Region dürfte zwischen 15.000 und 20.000 Personen betragen.

Ausgehend von einer Anzahl von 15.000 aktiven Fischern stünden rein rechnerisch jedem dieser Fischer ganze 0,1 ha Wasserfläche zur Ausübung der Fischerei zur Verfügung. Da aber besonders die Uferflächen von Fischern aufgesucht werden, andererseits aber nur bei sehr kleinen Gewässern die gesamte Wasserfläche befishet werden kann, vermindert sich die jedem Fischer rein rechnerisch zur Verfügung stehende Fläche erheblich. Ich möchte Ihnen mit diesem Zahlenpiel nur verdeutlichen, daß die Nachfrage nach Gewässern auch in Zukunft das Angebot deutlich übersteigen wird, was für die Ausübung der Angelfischerei Folgen hat, auf die ich später noch eingehen werde.

Gemäß den Satzungen der Mitgliedsvereine haben sich diese neben aktiven Naturschutzaufgaben auch zum Ziel gesetzt, den hierzu berechtigten Mitgliedern die Ausübung der Fischerei zu ermöglichen, was dazu geführt hat, daß nahezu alle kleineren Stillgewässer wie auch die Fließ-

gewässer fischereilich genutzt werden. Die notwendigen Gewässer werden in den meisten Fällen angepachtet, in Einzelfällen von finanzkräftigen Großvereinen auch gekauft.

Pachtverträge für Fischwasser müssen nach den Bestimmungen des Fisch Baden-Württemberg eine Laufzeit von 12 Jahren haben und dem zuständigen Regierungspräsidium zur Genehmigung vorgelegt werden. Von einem Fischereipachtvertrag sprechen wir, wenn die Ausübung des Fischereirechts (Hege- und Aneignungsrecht) in vollem Umfang für längere Zeit gegen Entgelt übertragen wird. In Baden-Württemberg darf der Pächter erst 2 Monate nach der Anzeige des Pachtvertrages oder dessen Änderung die Fischerei ausüben (§ 19 LaFVG).

Wird dem Pächter der Fischereischein entzogen, oder wird nicht spätestens innerhalb einer Frist von 3 Monaten nach Ablauf der Gültigkeitsdauer die Erteilung eines neuen Fischereischeines beantragt, oder wird die Neuerteilung rechtskräftig abgelehnt, erlischt der Pachtvertrag (§ 20 LaFVG).

Nach den subjektiven Erhebungen des Regionalverbandes Bodensee-Oberschwaben werden ca. 30 % der Gewässer der Region sehr stark fischereilich genutzt, 25 % mäßig genutzt und 45 % gering fischereilich genutzt. In dieser Nutzungserhebung wird leider nicht zwischen beruflicher Nutzung und Freizeitnutzung durch Angelfischer unterschieden.

Von den ca. 200 kleineren Stehgewässern über 1 ha Fläche werden ca. 130 von Freizeitsportfischern frequentiert. In dieser Zahl ist die fischereiliche Nutzung als Aufzuchtgewässer, besonders für Karpfen und Forellen, nicht enthalten. Solche Gewässer werden kommerziell genutzt und stehen in der Regel den Freizeitsportfischern zur Nutzung nicht zur Verfügung.

2. Besatz und Pacht

Die Gewässer lassen sich fischereilich nur sinnvoll nutzen, wenn für einen entsprechenden, ausgewogenen Fischbestand gesorgt wird, wozu der Pächter gesetzlich verpflichtet ist. So wird in die von der Freizeitsportfischerei genutzten Gewässer regelmäßiger Besatz eingebracht, der wiederum abhängig ist von den erwirtschafteten Erträgen, also den Wiederausgaben der Freizeitsportfischer, über die eine Fangstatistik geführt werden

sollte. Leider werden bei den Besatzmaßnahmen fast nie die limnologischen Gewässerbedingungen zugrunde gelegt, das heißt die Wechselbeziehungen zwischen Phytoplankton und Zooplankton. So haben nur wenige Vereine Kenntnisse über die unterschiedlichen Sauerstoffbedingungen im Gewässer, was zu Fehlbesätzen führen muß, die einer ökologisch sinnvollen Bewirtschaftung zuwiderlaufen.

Da sich Gewässer aber auf Grund ihrer unterschiedlichen Strukturen nicht oder nur sehr schwer vergleichen lassen, sich wegen des unterschiedlichen Befischungsdruckes auch in Fang- und Besatzzahlen unterscheiden, sei nachfolgend am Beispiel eines Sees exemplarisch die Besatz- und Ertragslage aufgezeigt.

Bei dem als Beispiel gewählten See handelt es sich um einen Natursee mit einer Wasserfläche von 32 ha. Die Trophie des Sees ist wie bei den meisten Gewässern unserer Region als eutroph einzustufen.

Tab. 1: Besatzzahlen (in kg) eines 32 ha großen eutrophen Sees

Jahr	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Hecht	400	200	100	260	140	40	25	45	
Schleie	50	200	200	150	150	25	80		
Wels				47	40		35		
Karpfen	1700	925	400	1150	900	1300	550	1250	700
Zander	100			10	40				
Aal	50		150				85		
Regenbogenforelle	150	550		100					

Ich möchte hierbei nichts beschönigen. Es handelt sich eindeutig von der Menge her um einen erheblichen Überbesatz, von einem ausgewogenen Besatz kann ebenfalls nicht die Rede sein. Sie werden verstehen, daß ich aus diesen Gründen den Namen des Sees und seiner Bewirtschaftung nicht nennen möchte.

Ich möchte mit diesem Beispiel zwei Dinge verdeutlichen:

1. Wie groß die Besatzanstrengungen unserer Vereine sind.
2. Welche Besatzfehler gemacht werden.

Mit diesem realen Beispiel wird deutlich, welch großen finanziellen Aufwand Vereine betreiben, um die oft erhebliche Mitgliederzahlen zufriedenzustellen.

So entspricht der erwähnte Besatz der Jahre 1980 - 1984 einem eingesetzten Geldwert von nahezu 67.000 DM. Im Zeitraum waren aber vom Verein auch Pachtkosten in Höhe von 42.500 DM zu bezahlen, jährlich also 8.500 DM.

Die während des vorgenannten 5-Jahreszeitraumes erbrachten Arbeitsleistungen durch Vereinsangehörige konnten mangels Zahlenmaterial hier nicht mit aufgeführt werden. Doch machen die vorgelegten Zahlen hoffentlich deutlich, welche immensen Kosten in unserer Zeit die Bewirtschaftung von Fischgewässern mit sich bringen kann.

Daß Besatz alleine nicht zum Erfolg führen kann, soll die zugehörige Ertragsberechnung beweisen:

Obwohl der See intensiv befischt und bewirtschaftet wird, wachsen Karpfen, Hecht und Aal nur langsam ab. Der errechnete - negative! - Nettoertrag von -13,4 kg/ha für den Zeitraum 1976-1984 deutet auf Bewirtschaftungsfehler hin.

So wurde von unserer Seite empfohlen, vorläufig in diesem Gewässer auf jegliche Besatzmaßnahmen zu verzichten, dafür aber alle Fischarten gleichmäßig zu befischen, wobei auch die Massenfische nicht vernachlässigt werden sollten. Es sollten auch lediglich die gesetzlichen Schonmaße eingehalten, nicht noch vereinsinternen Schonmaße höhergesetzt werden. Hier wurden von Seiten des Landesfischererverbandes korrigierende Bewirtschaftungsmaßnahmen empfohlen, außerdem eine Überprüfung der Sauerstoffverhältnisse des Sees angeregt.

Es sei hier noch einmal deutlich darauf hingewiesen, daß sich eine verantwortungsvolle Besatzpolitik nicht nur auf die Gewässergroße und die Fangstatistik stützen darf, sondern auch die Sauerstoffverhältnisse im Gewässer berücksichtigt werden müssen. Wir als Verband halten hier ein Umdenken bei vielen Fischern für notwendig, besonders bei diejenigen, deren Denken sich lediglich um große und kapitale Fänge dreht.

Kommen wir noch einmal zu den Pachtpreisen zurück: Wie bereits eingangs erläutert, verfügt unsere Region nicht über das Angebot an Gewässern, das die Nachfrage durch Fischerinteressierte befriedigen könnte. Dieses beschränkte Angebot hat in den letzten Jahren dazu ge-

führt, daß sich die Pachtpreise, besonders für kleinere Stillgewässer, drastisch erhöht haben, dies besonders bei Gewässern, die sich eigentumsmäßig in Privathand befinden. Nachfolgend einige Zahlen, die dies belegen sollen (Tab. 2). Auch hier werde ich auf Namensnennungen verzichten, es handelt sich aber um reale Zahlen.

Tab. 2: Pachtpreise für ausgewählte Stehgewässer in Südwürttemberg

Gewässer	Größe (ha)	Pacht (DM/ha)
See 1	31,0	275
See 2	4,5	555
See 3	10,0	1350
See 4	2,5	2720
Kleinsee 5	0,8	3000
Kleinstgewässer	6-0,2	10.000

Bei Gewässern kleiner als 1 ha wurde der Preis hochgerechnet.

Nach Jens (1980) gilt es für stehende Gewässer als angemessen, den Pachtpreis mit einem Drittel des möglichen Ertrages anzusetzen, doch liegen die heute verlangten Pachtpreise nicht nur in Ausnahmefällen bis zu 20 mal höher als der Bruttoertragswert, besonders bei kleineren Gewässern bis zu 5 ha Fläche.

Liegen diese Gewässer dann noch zusätzlich in relativ wasserarmen Gebieten, wie zum Beispiel der Schwäbischen Alb, stehen die sogenannten Liehaberzuschläge in keinem Verhältnis mehr zum möglichen Ertrag. Mitgeholfen bei dieser Entwicklung hat mit Sicherheit auch die Praxis mancher Gewässereigentümer, Pachverträge grundsätzlich und ohne Rücksicht auf die Ertragslage an den Meistbietenden zu vergeben.

Warum sind nun Fischereivereine bereit, derartig hohe Pachtkosten zu tragen?

Die meisten Vereinssatzungen beinhalten den Passus, daß sich der Verein verpflichtet, seinen Mitgliedern die Ausübung der Fischerei zu ermöglichen. Um diesen Vereinszweck erfüllen zu können, sieht man sich verpflichtet, seinen Mitgliedern auch befischbare Gewässer anbieten zu können. Handelt es sich um als gemeinnützig anerkannte Ver-

ten zu können. Handelt es sich um als gemeinnützig anerkannte Vereine, und das sind die meisten, ist hiermit oft die Verpflichtung verbunden, auch Gasfischern, die nicht Vereinsmitglieder sind, den Fischfang zu ermöglichen. Da nun aber Gewässer nicht in ausreichender Zahl zur Verfügung stehen, sich der Verein aber gezwungen sieht, unter allen Umständen Fischgewässer anbieten zu müssen, ist er bereit, Pachtpreise in Kauf zu nehmen, die er oft nur schwer aufbringen kann. Gelingt ihm dies nicht, bleibt er also ohne Vereinsgewässer, sehen die Mitglieder in ihrer Vereinszugehörigkeit keine Vorteile mehr, da sie zur Ausübung der Angelfischerei auf Gewässer anderer Vereine oder professionell betriebene Forellenteiche ausweichen müssen, wo die Gebühren für Erlaubnisscheine höher sind als für Mitglieder an Vereinsgewässern.

Um nun die immensen Pachtkosten über die Gebühren für Angelerlaubnisscheine eingermäßen decken zu können, sehen einige Vereine nur die Möglichkeit, durch Einbringen fangreifen Besatzmaterials den Anreiz für Mitglieder und Gäste zu schaffen, sich Jahres- oder Tageserlaubnisscheine zu lösen. Der fangreife Besatz hat nun zur Folge, daß der Befischungsdruk auf das entsprechende Gewässer zunimmt, was zwar dem Verein finanzielle Vorteile bringt, aber eine ordnungsgemäße Bewirtschaftung des Gewässers nahezu unmöglich macht.

Hier sind die Vereinsführungen aufgefordert, solchen Entwicklungen, die in Richtung Kommerz gehen, Einhalt zu gebieten. Dies ist leicht möglich durch Beschränkungen der Mitgliederzahl wie auch durch Fanglimits oder durch Beschränkung der Ausgabe von Fischereierlaubnisscheinen für das Gewässer. Dies wird auch von vielen Vereinen praktiziert, aber leider nicht von allen.

Werden wir aber nun noch einen Blick auf die Kosten, die für den einzelnen Angelfischer anfallen. Ich beziehe mich hierbei auf meine Ausgaben innerhalb des Angelvereins, dem ich angehöre:

Jahresbeitrag 1988	30,-- DM
Jahresfischereischein	6,50 DM
Jahreserlaubnisschein	180,-- DM
Fahrtkosten zum See	742,50 DM
Erstbeschaffung	200,-- DM
	1159,-- DM

Dem stehen gefangene Fische im Rechnungswert von DM 429,44 gegenüber!

3. Besatz von Warmwassergewässern

Warmwasserteiche und -seen, die im Sommer in der Regel eine Wassertemperatur von 20° C und mehr erreichen, kommen in unserem Gebiet am häufigsten vor. An diesen veränderten Temperatur- und damit verbundenen Sauerstoff- und Nährstoffbedingungen hat sich der Fischebesatz zu orientieren.

Hauptfisch solcher Gewässer ist der Karpfen, Fisch Nr. 1 der Teichwirtschaft.

Der Karpfen hat in der Angelfischerei auf Grund seiner Raschwüchsigkeit, ausdauernden Kraft an der Angel und nicht zuletzt wegen seines in der Regel wohlschmeckenden Fleisches große Bedeutung gewonnen. Außerdem kommt hinzu, daß er von Teichwirtschaften in jeder gewünschten Größe und Menge zu relativ günstigen Preisen als Besatzmaterial bezogen werden kann.

Hinsichtlich der Beschuppung unterscheiden wir fünf Varianten:

1. Wildkarpfen,
2. Schuppenkarpfen,
3. Spiegelkarpfen,
4. Zeilkarpfen,
5. Lederkarpfen oder Nacktkarpfen.

Von Bedeutung sind heute nur noch Wild-, Schuppen- und Spiegelkarpfen, da Zeil- und Lederkarpfen wegen verschiedener nachteiliger Eigenschaften, wie fehlender Reinerbigkeit und erhöhter Krankheitsanfälligkeit, kaum noch produziert werden.

Im Moment ist eine verstärkte Nachfrage nach der Wildform zu beobachten, die im gleichen Gewässer im Vergleich zu den Zuchtformen deutlich höhere Stückgewichte erbringt. Die Praxis geht von einem Bestand von 200 Karpfen pro Hektar aus, wenn nicht zusätzlich gefüttert und gedüngt wird.

Wir empfehlen, als Karpfenbesatz in der Regel die jüngste Altersklasse, also einsömrig Karpfen, zusammen mit K2 einzusetzen.

Da der Wiederfang beim Karpfen unter Umständen nicht einfach ist, reduziert sich die jährliche Besatzzahl entsprechend.

Eitliche Fischereivereine machen leider noch zu oft den Fehler, nachlassenden Fangenerfolge bei Karpfen durch vermehrten Besatz ausgleichen zu wollen. Es ist jedoch eine erwiesene Tatsache, daß Karpfen lernfähig sind, das heißt, daß sie durch wiederholtes An-den-Haken-gehen - dies besonders bei untermäßigigen Karpfen - immer gewitzter werden, und dann ein hoher Prozentsatz fangfähiger Fische kaum noch an die Angel zu bekommen ist. Dies sollte an sich die Angler dazu motivieren, ihr anglerisches Können noch weiter zu vervollkommen und dem Fisch eine größere Chance im Sinne der waidgerechten Fischerei zu verschaffen.

Werden dagegen immer mehr Karpfen zugesetzt, um zugleich Fangenerfolge zu haben, stellt sich auf längere Sicht gesehen mit Sicherheit Überbesatz ein, dessen Folgen in der Regel Erkrankungen mit hohen Verlusten sind, die durch Parasiten ausgelöst werden. Zu dichter Besatz führt oft auch zu einem Verlust an Unterwasserflora und damit an Laichplätzen.

Der Karpfen laicht in unseren Stehgewässern nur sehr selten ab, da er sehr hohe Anforderungen an die Wassertemperatur stellt. Der Wildkarpfen kann bereits bei Temperaturen von 19° C ablaichen, Zucht-karpfen laichen gewöhnlich erst bei Temperaturen von mindestens 24° C, die über einen längeren Zeitraum herrschen müssen. Karpfen gelten als äußerst produktiv mit bis zu 300.000 Eiern je kg Körpergewicht, doch ist die Brut großen Gefahren durch Parasiten und andere Fischarten des Sees ausgesetzt, so daß natürlicher Nachwuchs nur sehr selten aufkommt.

Da es sich in unserem Bereich zumeist um eutrophe und somit stark verkrautete Gewässer handelt, wird als Nebenfisch des Karpfens häufig die Schleie eingesetzt, die verkrautete Gewässer schätzt, allerdings bei hohen Temperaturen die Nahrungsaufnahme einstellt, und in eine Art Wärmestarre verfällt. Schleien wachsen wesentlich langsamer ab als der Karpfen. Da die Schleie ein anderes Nahrungsspektrum als der Karpfen hat, das heißt sie verwertet zum Teil Nahrung, die für den Karpfen nicht in Frage kommt, kann man sie zum Karpfen einsetzen, ohne den Karpfenzuwachs wesentlich zu schmälern.

Im Gegensatz zum Karpfen besteht bei der Schleie die Gefahr eines Überbesatzes, verursacht durch die hohe Vermehrungsrate dieser Fischart, die regelmäßig ablaicht, und pro kg Körpergewicht bis zu 600.000 Eier produziert. Bei zu großem Bestand besteht die Gefahr einer natürlichen Verbütung, das heißt einer Kleinwüchsigkeit aus Nahrungsangel. Deshalb ist in Gewässern, die ablaichende Schleien enthalten, eine Raubfischkomponente einzubringen, um die unkontrollierte Vermehrung einzudämmen.

Hier bietet sich dann der Besatz mit Hechten an. Der Hecht ist bei Anglern der gefragteste Beutefisch. Die Gründe liegen in verhältnismäßig guter Fangbarkeit und in relativer Anspruchlosigkeit gegenüber dem Lebensraum.

Grundvoraussetzung für einen Besatz mit Hechten muß allerdings ein reichliches Angebot an Futterfischen wie Rotauge, Laube, Hasel etc. sein. Ferner ist es günstig, wenn das Gewässer verkrautet ist, um dem Hecht gute, sichgeschützte Standplätze zu bieten. Eine bestimmte Beutemenge läßt sich bei diesem Raubfisch nicht überschreiben, da er sich auch an jüngeren Exemplaren der eigenen Art schadlos hält.

Als Besatzempfehlung kommen höchstens 50, besser 25 Hechte pro ha in Betracht, doch soll an dieser Stelle nicht verschwiegen werden, daß ein Besatz nicht unproblematisch ist.

Bei der Wiederfang kapitaler Hechte (ab 18 Pfund) äußerst schwierig, insbesondere in verkrauteten Gewässern, die kaum mit Kunstködern, aber auch nicht mit toten Köderfischen befischt werden können, da es sich um schwerwundbeschaftern nicht zuläßt. In solchen Fällen halten wir die Verwendung mit lebendem Köderfisch für gerechtfertigt, da nur sie die bestmögliche Möglichkeit bietet, Großhechte aus dem Gewässer zu entfernen.

Hechten in einem Stehgewässer Großhechte feststellt, ändern sich die Bedingungen und Besatz. So können dann keine ein- und zweisömmigen Hechte mehr eingebracht werden, Schleienbesatz kann vom Hecht vollständig gefressen werden, ein Salmonidenbesatz kommt überhaupt nicht mehr in Frage. Der einzige Fisch, der sich dem Zugriff des Hechtes entziehen kann, ist der Aal. Großhechte leben ebenfalls gut entziehen kann, ist der Aal. Großhechte starke Befischung unumgänglich wird, will man ordnungsgemäße Fischhege betreiben.

Ein weiterer Raubfisch, der als Besatz in Frage kommt, ist der Zander. Er ernährt sich überwiegend von kleinwüchsigen Fischen wie Rotauge, Laube und Barsch, aber auch von Jungfischen der vorgenannten Arten. Im Gegensatz zum Hecht bevorzugt der Zander harten, steinigen Boden, meidet Schlammröhren und dichte Pflanzenbestände. Er benötigt auch Freiwasserregionen. Die Wachstums geschwindigkeit ist etwas langsamer als die des Hechtes, die Qualität des Fleisches wird weit höher als beim Hecht eingestuft.

Um allerdings einen Zander an die Angel zu bekommen, bedarf es erheblichen angelernten Könnens, da es sich um einen äußerst vorsichtigen Fisch handelt.

Bei Raubfischbesatz sollte man sich entweder für Zander oder Hecht entscheiden, da ein Mischbesatz fast immer zugunsten des Hechtes ausgeht.

Da der Zander vorwiegend Kleinfische frißt, besteht für den übrigen Besatz nahezu keine Gefahr.

Eine solche besteht allerdings, sollten sich im Gewässer bedrohte Kleinfischarten wie zum Beispiel Bitterlinge oder Moderfieschen befinden, da diese im erwachsenen Stadium die vom Zander bevorzugte Beutegröße und auch -form haben.

Als Besatzzahl wird beim Zander von 50 Stück/ha ausgegangen, beim Erstbesatz von etwa 70 Stück, um Verluste auszugleichen.

Zur Unterstützung des Laichgeschäftes empfiehlt sich das Einbringen sogenannter Zandernester. Diese können aus abgehacktem Gestrüpp ohne Laub bestehen, das man haufenweise im Teich oder See versenkt und durch einen in der Mitte eingeschlagenen Pfahl befestigt. Solches Untergestüpp wird vom Zander gerne als Laichplatz angenommen und bietet Jungzandern einen geschützten Aufenthaltsort für ihre Entwicklung.

Weniger Schwierigkeiten beim Wiederfang bereitet der Aal, doch sollte beim bestandsbedrohten Aal aus ökologischen Gründen dort auf Aalbesatz verzichtet werden, wo:

- Salmoniden vorkommen,
- Krebse vorkommen,
- keine Möglichkeit der Rückwanderung in die Laichgewässer der Saragossasee besteht, der Aal also natürlich nicht vorkommen kann.

Durch die immer noch betriebene systematische Ausrottung von Glassaalen an der französischen Atlantikküste, wo Glassaale zu Millionen für Feinschmecker weggefangen werden, ist der Besatz mit Aalen auch angebotsmäßig problematisch geworden, der Preis ist noch weiter gestiegen und höher als beim Lachs. Diese Preissteigerung hilft vielleicht, den Aal vor der Ausrottung zu bewahren. Als Fischereiverband gehen wir davon aus, daß der Aal ausschließlich dort eingesetzt werden sollte, wo er die Möglichkeit der Rückwanderung ins Meer besitzt, also die Möglichkeit zum Abtauchen hat.

Kommen wir nun zu Fischarten, die bei uns und in unseren heimischen Stehgewässern als unerwünschte Fremdlinge anzusehen sind, zu den **Grasfischen**. Zu ihnen gehören drei Arten:

1. **Weißer Amur**, auch **Graskarpfen** genannt, obwohl es sich um keine Karpfenart handelt. Reiner Pflanzenfresser, wird bis zu 50 kg schwer. Bei Temperaturen von 25°C können täglich bis zu 120 % des Körpergewichtes an Pflanzenbiomasse gefressen werden.
2. **Silberkarpfen/Tolstolob**. Wird bis zu 35 kg schwer. Hauptnahrung dieser Fischart sind mikroskopisch kleine Planktonalgen (Grünalgen, Blaualgen), die er mit seinen Kiemenreusen aus dem Wasser siebt.
3. **Marmorkarpfen**. Seine Hauptnahrung besteht aus Zooplankton sowie aus größeren, mehrzelligen Planktonalgen, also der Hauptnahrung unserer heimischen Jungfische.

Anderer **Fremdlinge**, die in unseren heimischen Gewässern stellenweise vorkommen, aber entfernt werden sollten, da sie die Fauna verfälschen, sind: Zwergwels, Schwarzbarsch, Forellenbarsch, Sonnenbarsch, Zebrafisch und andere. Sie sollen hier lediglich der Vollständigkeit halber erwähnt werden.

Eine Befischung mit der Angel ist bei Zwergwels, Sonnenbarsch, Schwarzbarsch und Forellenbarsch möglich.

In ihrer ostasiatischen Heimat werden diese Fische bevorzugt als Nebenfische in der Karpfenteichwirtschaft gehalten, da festgestellt wurde, daß der Karpfenerrag bei zusätzlichem Besatz mit Grasfischen steigt, und man daneben auch noch Grasfische ernten kann, die respectable Gewichte von über 50 kg erreichen können.

Im Gegensatz zu unseren heimischen Fischen bilden höhere und niedere Wasserpflanzen die Hauptnahrung der Grasfische, verbunden mit einer deutlichen Düngewirkung durch ausgeschiedene Exkremente. Die

Grasfische fühlen sich erst wohl bei Wassertemperaturen ab 25° C. Die Fische wurden in der Vergangenheit in eutrophierte Stillgewässer eingesetzt, um übermäßige Wasserpflanzenbestände biologisch zu bekämpfen, was sich sehr bald als fundamentaler Fehler herausstellte.

Daß sich die drei Arten in unseren Gewässern wegen zu niedriger Temperaturen nicht vermehren können, ist unbedingt als Vorteil zu sehen, da auf diese Weise einer unkontrollierten Ausbreitung mit all ihren Folgen gewisse Schranken gesetzt sind.

Negativ zu Buch schlug, daß mit der Einführung dieser Fischarten in unsere Gewässer bisher unbekannt Parasitenarten, beispielsweise bestimmte Bandwurmart, eingeschleppt wurden, die beim heimischen Karpfen zu beträchtlichen Vermarkungs- und Haltungsproblemen geführt haben.

Weitaus problematischer ist aber der Grasfischbesatz für die Gewässer selbst. Ab 20° C entwickeln diese Fischarten ihre volle Frebaktivität, die zu einer völligen Vernichtung der Wasserpflanzen führen kann, wobei lediglich Hahnenfuß und Wasserknöterich verschont bleiben.

Diese ausgesprochenen Frebaktivitäten bei warmen Temperaturen haben eine erhöhte Abgabe an Exkrementen zur Folge, was die Zusammensetzung des Zoo- und Phytoplanktons in der Regel nachhaltig verändert. Die Folgen waren oft katastrophal, Gewässer boten keine ausreichende Nahrungsgrundlage für andere Fischarten mehr oder kippten wegen der von den Grasfischen verursachten Überdüngung, verbunden mit akutem Sauerstoffmangel, um.

Ein Besatz mit Grasfischen wird in der Regel von den Regierungspräsidenten in Baden-Württemberg nicht mehr genehmigt.

Trotzdem kommen in einigen Stillgewässern, besonders in kleineren, noch Grasfische vor, da ihr Wiederfang äußerst schwierig ist, andererseits den Berechtigten oft nichts über einen Bestand an Grasfischen bekannt ist, da diese von Vorgängern oder unter Umgehung des Genehmigungsverfahrens eingesetzt wurden.

Beschäftigen wir uns nun mit den **Weißfischarten**, die in der Regel als Futterfische oder bei Lieferungen als Begleitfische in die Gewässer eingebracht werden.

In den im Rahmen des Seenprogramms untersuchten 10 Gewässern ist ein deutlicher Überhang an Weißfischbeständen festzustellen, die

sich hauptsächlich aus Rotfeder, Rotauge und Brachsen zusammensetzen (Tab. 3):

Tab. 3: Prozentuale Weißfischbestände in 10 süddeutschen Seen

Gewässer	Weißfischanteil
See 1:	81,6 %
See 2:	71,4 %
See 3:	84,8 %
See 4:	83,1 %
See 5:	60,8 %
See 6:	84,3 %
See 7:	84,0 %
See 8:	Zuchtgewässer
See 9:	85,6 %
See 10:	71,7 %

Diesen Weißfischanteilen ist zu entnehmen, daß sich Hege und Pflege der kleineren Stehgewässer bzw. deren Befischung mit der Angel vorwiegend auf die Edelfischarten konzentriert, während die Befischung der hauptsächlich vorkommenden Weißfischarten in der Regel unterbleibt. Dies hat seinen Grund vor allem darin, daß die Weißfische von noch recht wenigen Anglern als Speisefische anerkannt werden, weshalb sie als Zielfische vernachlässigt werden. Deshalb werden im Rahmen unserer Verbandsarbeit regelmäßig Seminare zur Verwertung von Weißfischen durchgeführt, um auch diese Fischarten für den Angler attraktiver zu machen.

In diesem Rahmen halten wir auch eine gezielte Befischung bestimmter Fischarten, auch von Weißfischen, im Rahmen bestandsregulierender Hegefischen für sinnvoll. Für fischerschädigend und nicht tierschutzgerecht halten wir "sogenannte Hegefischen", bei denen es sich um verkappte Wettischveranstaltungen handelt, deren Ziel nicht die sinnvolle Verringerung bestimmter Überstände ist, sondern das Fischen um Geld- oder Sachpreise. Derartige Auswüchse werden und wurden von unserem Verband nie befürwortet, weshalb in unserem Verbands-

gebiet auch nie Wettbewerbsstrecken zur Verfügung gestellt wurden, da wir den Fisch nicht als Sportobjekt ansehen.

Zugegebenermaßen wurde in der Vergangenheit die Hege und Pflege der Weißfischbestände von etlichen Vereinen vernachlässigt, aber nicht nur alleine von Seiten der Angelfischerei. So liefert auch die einschlägige Fachliteratur nahezu keine Hinweise auf ökologisch sinnvolle Bestandsdichten bei Weißfischen bzw. bei bestimmten Kleinfischarten. Hier wäre wünschenswert, wenn sich die Forschung verstärkt Fragen des Weißfischbesatzes und seiner ökologischen Folgen widmen könnte, um auch der Angelfischerei Hinweise auf ökologisch sinnvollen Weißfischbesatz liefern zu können.

Neben den genannten Massenfischarten befinden sich in einigen der untersuchten Gewässer auch extrem bedrohte (Klein-) Fischarten wie Moderlieschen (*Leucaspis delmeatus*), Karausche (*Carassius carassius*), Aland (*Leuciscus idus*) oder bedrohte Krebsarten wie Edelkrebs (*Astacus astacus*) und Galzischer Sumpfkrebs (*Astacus leptodactylus*), um nur einige zu nennen.

Um auch deren Überleben zu sichern, ist gezielte Befischung anderer Arten notwendig, die als Nahrungskonkurrenz anzusehen sind. Im wesentlichen können wir uns den im Rahmen des Seenprogramms bezüglich der Fischerei erarbeiteten Vorschläge von Herrn Dr. Konrad anschließen:

1. Die regelmäßige Befischung der Weißfische sollte mehr im Vordergrund stehen als das Fischen auf große Raub- und Friedfische.
2. Für jeden gefangenen Raubfisch sollte dem See als Ausgleich eine bestimmte Menge an Weißfischen entnommen werden, da die Massenfische auch auf Karpfen und Schleien oder auch bedrohte Kleinfischarten einen hohen Konkurrenzdruck ausüben.
3. Übergroße Raubfische sollten den Gewässern entnommen werden, da sie viel größere Revieransprüche haben als ihre kleineren Artgenossen.

In diesem Zusammenhang halten wir die Verwendung, auch des lebenden Köderfisches - insbesondere bei der Jagd auf Großhechte - für sinnvoll, sollte die Verwendung von Kunst- oder Totködern aus Gründen der Gewässerbeschaffenheit (Verkrautung, Bodenschlamm etc.) nicht den gewünschten Erfolg bringen.

4. Der Fischer am Wasser

Grundsätzlich ist Ruhe beim Fischen erste Bürgerpflicht. Häufige Bewegungen und Geräusche schmälern den Fangerfolg. Der Fischer möchte die ihm umgebende Natur in Ruhe genießen. Dies hat zur Folge, daß sich der Angelfischer in der Regel seinen Angelplatz nach den Kriterien der Stille und der Fangausichten auswählt. Es sollte nach Möglichkeit ein Platz sein, der von anderen Nutzern nicht aufgesucht wird. Die oft belächelte, militärisch anmutende Kleidung mancher Spezialisten soll dabei helfen, vom Fisch am Ufer nicht entdeckt zu werden. So fällt der waidgerechte Angler normalerweise an seinem Angelplatz nicht auf, doch hinterläßt er Spuren, die bei häufigerem Begehen auch anderen Nutzern nicht verborgen bleiben. Fangtrüchtige Angelplätze werden oft durch Trampelpfade erschlossen, die, sobald deutlich zu sehen, oft von anderen Erholungsnutzern, besonders Badegästen, die unentdeckt bleiben wollen, ebenfalls frequentiert werden.

Dies wiederum bringt schwere Störungen der umgebenden Natur mit sich, der ehemals vielleicht fängige Angelplatz wird wegen des Abwanderns der Fische an ruhigere Orte für den Angler uninteressant, das Feld anderen Nutzern überlassen. Die Folgen sind bekannt: Mit der Zeit bildet sich eine großflächige Trittgessellschaft aus, wird der Zustrom nicht eingedämmt.

Weitere Folgen hat dies natürlich auch für die Brut schilfbewohnender Vögel, da diese durch die häufigen Störungen zu oft gezwungen sind, Gelege oder Jungvögel für längere Zeit zu verlassen, wodurch der Bruterfolg versagt bleibt.

Solche Nutzungsüberlagerungen bzw. Konflikte haben in der Vergangenheit oft zu einseitigen Schuldzuweisungen an die Adresse der Angler geführt, obwohl deren Anzahl knapp 1 % der anderen Nutzer ausmacht.

Die Inanspruchnahme der Gewässer durch andere Nutzer bringt es oft mit sich, daß sich die Fischer in einem räumlich begrenzten Bereich des Gewässers zurückziehen, wo sie dann gemeinsam in der Gruppe fischen, was den Befischungsdruck bestimmter Seeteile erhöht, und eine ausgewogene Befischung im Sinne der Hegeverpflichtung nicht mehr zuläßt.

Inwieweit die Errichtung von Angelsteigen, Geräthütten und ähnlichen Dingen am Gewässer sinnvoll ist, scheint in einigen - nicht in

allen - Fällen fraglich. Nach unserer Ansicht sollte die Errichtung solcher Bauten auf das unbedingt notwendige Maß beschränkt werden, um Störungen der Natur und Folgenutzungen zu vermeiden.

Die Fangzeit des Fischers an Stillgewässern beginnt in der Regel Ende März, Anfang April, soweit dem gesetzliche Schonzeiten nicht entgegenstehen. Sie endet Ende September, manchmal Ende Oktober für den Friedfischer, für den Hechtfischer Ende Dezember, sofern es die Witterung und die Konstitution des Fischers erlauben.

5. Fischerei an Gewässern, die in Naturschutzgebieten liegen

Obwohl der SFV Südwürttemberg-Hohenzollern e.V. als Regionalverband des SFV Baden-Württemberg e.V. ebenfalls als Teil eines Naturschutzverbandes nach § 29 NatSchG anerkannt ist, kommt es bei der Ausübung des Fischereirechts in Naturschutzgebieten immer wieder zu Einschränkungen der Fischerei, die die Erfüllung der Hege- und Pflegeverpflichtung nach dem FischG erschweren oder ganz unmöglich machen, da zeitliche Fischereibeschränkungen oder Betretungsverbote per Verordnung erlassen werden.

Wir sind der grundsätzlichen Meinung, daß sich Naturschutz und Fischerei nicht von vorne herein ausschließen. Besonders die Fischerei in Naturschutzgebieten erfordert ein sehr hohes Maß an Verantwortungsbewußtsein dessen, der die Fischerei ausübt. Diese Verantwortung schließt unserer Ansicht nach aber auch die Möglichkeit ein, Fischbestände zu hegen und zu pflegen.

Bei ausgesprochenen bzw. erlassenen Betretungsverboten ist diese Hege und Pflege kaum noch möglich, dies aus verschiedenen Gründen:

1. Die Zusammensetzung des Fischbestandes kann nicht einmal mehr annähernd vom Fischerberechtigten festgestellt werden, da in manchen Zonen ganzjährig oder zeitlich begrenzt nicht gefischt werden darf, sich die fangfähigen Fische aber kaum ausschließlich in den Fischerzonen aufhalten.
2. Da besonders Schilfgürtel und Verlandungszonen auf Grund eines reichhaltigeren Nahrungsangebots auch von Fischen gerne aufgesucht, Flachzonen gerne zum Laichen genützt werden, zählen sie zu

den von den Fischen bevorzugten Standorten. Diese Flächen zählen aber auch zu den bevorzugten Standorten für Vögel und Amphibien, derenwegen gerade für sie oft ein Betretungsverbot ausgesprochen wird.

Dies hat zur Folge, daß zum Beispiel aufkommende Fischkrankheiten, die gerade in solchen Zonen auf Grund der höheren Wassertemperatur in Flachbereichen entstehen können, oft vom Fischereiberechtigten erst sehr spät oder gar nicht entdeckt werden können, da tote Fische nicht unbedingt an Stellen angetrieben werden, die betreten werden dürfen.

3. Durch ausgesprochene Betretungs- bzw. Fischereiverbote wird auf die zur Verfügung stehenden Restflächen ein erhöhter Befischungsdruk ausgeübt, der wiederum zur Ausbildung von typischen Trittgeseilschaften führen kann.

4. Räumlich begrenzte Betretungsverbote können dazu führen, daß an den befischbaren Restflächen mit erhöhtem Einsatz von Anfütterungsmaterial für Friedfische gerechnet werden muß, weil versucht wird, diese durch den Futteranreiz von den Sperrzonen wegzulocken, was der Gewässerökologie mit Sicherheit Schaden zufügen wird.

5. Zeitlich eingeschränkte Fischerei außerhalb der gesetzlichen Schonzeiten für die Fischarten fällt unter Umständen in die Hauptfangzeit dieser Fischarten. So ist beispielsweise an manchen Gewässern, die unter Naturschutz gestellt wurden, eine Befischung von Raubfischen nicht mehr möglich, da deren Hauptfangzeiten mit den Zug- und Rastzeiten bestimmter Vogelarten parallel liegen, oft auch mit den Brutzeiten.

Diese ungenügende, weil hegerisch gesehen unbefriedigende Befischung beispielsweise des Hechtes führt in der Regel zu einer vermeidbaren Dezimierung an jungen Wasservögeln, an Amphibien und Kleinsäugetern, für die der Hecht ab einer gewissen Größe starkes Beuteinteresse zeigt. So existieren beispielsweise verbürgte Berichte, daß adulte Wildenten von Großhechten oder Welsen gegriffen wurden, Säuger und Jungvögel wurden in Hechtmägen ebenfalls schon häufig gefunden, was weniger etwas über die zeitweise Gefräßigkeit dieses Raubfisches aussagt, sondern erkennen läßt, daß sich alte Hechte häufig spezialisieren und nicht immer auf bestimmte Futter-

fische einer bestimmten Größe. So kann der Ausschluß der Fischerei dem Schutzgebietszweck häufig zuwiderlaufen.

6. Durch die fehlende Übersicht über einen vorhandenen Fischbestand ist es in solchen Fällen dem Fischerberechtigten unmöglich gemacht, eine ökologisch sinnvolle, der Situation des Gewässers angepaßte Besatzarbeit durchzuführen. Wird diese aber ganz unterlassen, führt dies notgedrungen zum Rückgang mancher Fischarten einerseits, sowie zur Zunahme anderer Fischarten andererseits. Damit verbunden ist eine Veränderung der Planktonsituation im Gewässer.

7. Diese Folgen können aber bereits eintreten, wenn die Ausübung des Fischrechtes eingeschränkt wird, das heißt wenn manche Arten nicht im notwendigen Umfang befischt werden können. Hierzu zählen vor allem auch Weißfischarten, die sich in einem Umfang vermehren können, der zur Verbütung führen kann, aber auch zum Nahrungsmangel bzw. zur Nahrungskonkurrenz mit anderen Arten, wie zum Beispiel Cypriniden.

6. Die Bedeutung der Angelfischerei für die Gewässer

Venursacht durch den stetigen Rückgang der Erwerbsfischerei kommt der Angelfischerei, besonders aus Gründen des Naturschutzes, eine übergeordnete Bedeutung zu.

Fische, wie alle anderen aquatisch gebundenen Lebewesen, sind ein fester Bestandteil der Natur. Auch sie müssen dieselbe Aufmerksamkeit finden wie alle anderen Lebewesen und dürfen als natürliche Glieder unseres Ökosystems nicht ausgeklammert werden.

Die fischereiliche Hege und Pflege der Gewässer steht bei den Interessen der Angelfischerei im Vordergrund, nicht das Beutemachen: Es können nämlich nur intakte Gewässer fischereilich genutzt werden!

Für die Zerstörung aquatischer Lebensräume sind nicht Vertreter der Fischerei verantwortlich, diese Zerstörungen wurden als Folge wirtschaftlicher und anderer Forderungen der gesamten Gesellschaft entweder vorgenommen oder in Kauf genommen.

Es wäre mit Sicherheit falsch, seitens des Naturschutzes die Richtung zu vertreten, daß Gewässer als letzte Refugialgebiete einiger seltener

Tier- und Pflanzenarten unberührbar sind. Wir leben seit langem nicht in einer Natur-, sondern in einer Kulturlandschaft. Gewässer können ihre Funktion als Rückzugsgebiete bedrohter Arten ohne Unterhaltung lediglich vorübergehend erfüllen.

Eine Gruppe, die sich bereits seit langem für diese Unterhaltung von Gewässern einsetzt, auch ohne publikumsträchtigen Aktionismus, ist die Angelfischerei. Worin liegen nun diese Verdienste? Folgende Tätigkeiten gehören seit Jahrzehnten zu den selbstverständlichen Arbeiten verantwortungsvoller Fischerei und seien hier nur kurz aufgezählt:

- Gewässerüberwachung;
- Abwehr gewässerschädlicher Einflüsse;
- Durchführung von Bestandkartierungen;
- Untersuchungen der Gewässergüte (chemisch und biologisch);
- Unterhaltung von Gewässern ohne Eigennutz und Lohn (zum Beispiel Bachpatenschaften);
- Pflege natürlicher Refugien;
- Erarbeitung und Realisierung von Besatzprogrammen;
- Realisierung von Artenschutzmaßnahmen;
- Wiedereinbürgerung bestandsbedrohter oder lokal ausgestorbener Arten;
- Mithilfe bei der Renaturierung von Gewässern;
- finanzielle Aufwendungen von rund 120 Millionen DM pro Jahr für die Bereiche Gewässerschutz, Jugendarbeit und Ausbildung in Form ehrenamtlicher Arbeitsstunden;
- Beseitigung des Wohlstandsmülls anderer Gewässernutzer;
- Unterhaltung eines reichen Artenspektrums im Gewässer;
- gerichtliche Durchsetzung der Anwendung der Gesetze gegen Gewässerverschmutzer;
- Ausbildung der Fischerjüngend und Weiterbildung der Angelfischer im Sinne des Naturschutzgedankens.

Die Liste erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit und soll lediglich verdeutlichen, daß Angelfischerei keinesfalls nur aus Beutemachen besteht, wie leider zu oft geglaubt wird. Ohne die intensiven Bemühungen der Angelfischerei um die Gewässer und deren Bewohner wären besonders die kleineren Stillgewässer artenmäßig arm, andere durch Verschmutzungen verödet oder durch Nutzungsänderungen gar nicht mehr vorhanden. Oberste Leitlinie allen angelerischen Tuns ist und

bleibt die Erhaltung der Natur in ihrer Vielfalt, nicht zum Wohle einzelner, sondern zum Wohle aller.

7. Literatur

- Aichele, D. (1970): Das fängt man mit der Angel. Frank'sche Verlagsbuchhandlung W. Keller & Co, Stuttgart.
- Aldinger, H. (1965, 1981): Der Hecht. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Berg, R., Blank, S. und Strubelt, T. (1989): Fische in Baden-Württemberg - Informationsschrift des Ministeriums für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- Beucker, J. (1987): Dämmerungs- und Nachtangeln. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Bauer, W. und Rapp, J. (1988): Gesunde Fische. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Colas, H. (1988): Fisch und Fang, Taschenkalender 1989. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Friedler, R., Maring, R. und Steffen, B. (1984): Der Fang kapitaler Friedfische. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Friedler, R., Maring, R. und Steffen, B. (1988): 10 Jahre Specimen Hunting. Specimen Hunting Group, Dortmund.
- Gibbinson, J. A. (1978): Der Karpfen. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Hansen, J. P. (1983): Raubfische angeln. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Hunziker, H. (1957): Fischwassergeheimnisse. Verlag Albert Müller AG, Rüslikon-Zürich.
- Hutchinson und Friends (1986): The Carp Strikes Back. Wonderdog Publications, Ascot, GB.
- Jahn, F. und Wiederholz, E. (1987): Angeltische. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Jens, G. (1980): Die Bewertung der Fischgewässer. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Joger, U. et al. (1989): Praktische Ökologie. Verlage Moritz Dieslerweg und Verlag Sauerländer, Frankfurt/M.

- Kluwe, V. (1988): Fishing english - englisch fischen. Medienwerkstatt Dr. Kluge, Berlin 33.
- Konrad, M. (1987): Zur Rolle der Sportfischerei in eutrophen Stillgewässern. In: 40 Jahre Landesfischereiverband Südwürttemberg-Hohenzollern e.V. (Festschrift).
- Konrad, M. (1988): Seenprogramm Regionalverband Bodensee-Oberschwaben. Bericht über die fischerbiologischen Verhältnisse verschiedener Seen und Weiher im Raum Bodensee-Oberschwaben (Vegetationsperiode 1987); (unveröffentlicht).
- Latbin, R. und Karramann, R. (1984): Das Fischereirecht in Baden-Württemberg. Verlag Kohlhammer, Stuttgart.
- Maddocks, K. (1988): Carp Fever. Beekay Publishers, London, GB.
- Muus, J. P. und Dahlström, P. (1976): Süßwasserfische. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München.
- Prichard, M. und Shepley, M. (1982): The Guinness Guide to Coarse Fishing. Guinness Superlatives Limited, Enfield, Middlesex, GB.
- Regionalverband Bodensee-Oberschwaben (1986): Seenprogramm (unveröffentlicht).
- Regionalverband Bodensee-Oberschwaben (1988): Die Seen und Weiher in der Region Bodensee-Oberschwaben (unveröffentlicht).
- Regionalverband Bodensee-Oberschwaben, Landkreis Ravensburg, Wasserrirtschaftsamt Ravensburg (1988): Projektbeschreibung: Modellhafte Sanierung des Alten Weihers im Naturschutzgebiet Altschauer Weiher im Landkreis Ravensburg (unveröffentlicht).
- Rozemeyer, B. und Willemssen, A. (1982): Wissen op snoek, baars en snoekbaars. Verlag H. Meulenhoff, Amsterdam, Brussel.
- Scherer, W. (1989): Naturschutzgebiet Burglehen (unveröffentlichte Stellungnahme).
- Schicker, D. und Sack, R. (1984): Zanderangeln. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Schicker, D. (1979): Barschangeln. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Seifert, K. (1984): Spezielle Fischkunde, Bd. 3. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München.
- Terofal, F. (1984): Süßwasserfische in europäischen Gewässern. Mosaik Verlag GmbH, München.

- Tesch, F. W. und Wehrmann, L. (1982): Die Pflege der Fischbestände und Gewässer. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Van der Schaaf, A. (1986): Carper. Albacore BV, 2690 AA's-Gravenzande.
- Verband deutscher Sportfischer (VDSF) (1985): Der Sportfischer. Verlag Hobby und Sport GmbH, Köln.
- Wiemer, W. B. (1986): Karpfenfieber. Limpert Verlag, Bad Honburg.
- Willar, W. (1987): Jugendarbeit im Landesfischereiverband Südwürttemberg-Hohenzollern e.V.. In: 40 Jahre Landesfischereiverband Südwürttemberg-Hohenzollern e.V. (Festschrift).
- W. Scherer
Weckensteinstr. 10
7488 Stetten a.k.M.
- Geschäftsstelle:
Josefinenstr. 9
7480 Sigmaringen

Erhaltung kleinerer stehender Gewässer aus fischereilicher Sicht

Thijbert Strubelt

Die größte Gruppe der kleineren stehenden Gewässer Oberschwabens bilden wesentlich oder vorrangig für Zwecke der Fischerei angelegte Weiher. Nur von diesen soll nachfolgend die Rede sein.

Die Weiher wurden, teilweise schon vor mehreren Jahrhunderten, zumeist durch Aufstau kleinerer Fließgewässer geschaffen. Ihre Wasseroberfläche reicht von deutlich unter 1 ha bis knapp 40 ha, früher sogar bis um 100 ha. Viele machen heute auf den ersten Blick den Eindruck natürlicher Gewässer und stehen aufgrund ihres ökologischen Werts unter dem Schutz des Naturschutzrechts.

Bis vor wenigen Jahrzehnten wurden praktisch alle diese Weiher teichwirtschaftlich genutzt, vor allem für die Produktion von Speisekarpfen. Wenn auch der größere Teil inzwischen durch Angelfischerei bewirtschaftet wird, so ist dennoch das heutige Erscheinungsbild im wesentlichen von der langandauernden teichwirtschaftlichen Nutzung geprägt. Deshalb bleibt festzuhalten: Die Weiher sind nicht natürlicher Herkunft, sondern es handelt sich um künstliche Gebilde, die über Jahrhunderte hinweg bestimmten Eingriffen unterlagen. Ähnlich Wacholderheiden sind sie Kulturlandschaften, die sich ohne fortgesetzte Eingriffe alsbald und tiefgreifend verändern. Soll also derjenige Zustand erhalten werden, dessentwegen sie unter Schutz gestellt wurden, dann müssen auch die notwendigen Erhaltungsmaßnahmen durchgeführt werden. Es liegt wohl nahe, sich dabei an der traditionellen Bewirtschaftungsweise zu orientieren.

Mit Sicherheit werden heute Ausmaß, Art und Wirkung der von der früheren Teichwirtschaft vorgenommenen Eingriffe im Regelfall drastisch unterschätzt bzw. fehlbeurteilt. Dies zeigt nahezu jede Diskussion über den richtigen Umgang mit Weihern. Deshalb sollen hier einige wichtige Details der traditionellen Bewirtschaftungsform aufgezeigt werden.

- Die Weiber wurden regelmäßig und, soweit dies möglich war, vollständig abgelassen, um der Fische habhaft zu werden. Dies geschah in ein-, zwei- oder dreijährigem Turnus, nur in ganz vereinzelt Fällen in längeren Abständen. Schon der dreijährige Turnus war der Ausnahme, denn kürzere Spannen erhöhen den Ertrag.

- Üblich zur Verbesserung der Fruchtbarkeit, zur Parasitenbekämpfung und zur Beseitigung unerwünschter Wassertiere war es, den Weiberboden "auszuwintern" oder zu "sömmern", also über Winter bzw. Sommer trocken liegen zu lassen. Die Sömmernung war oft mit einer Einsaat zur Auflockerung des Bodens und/oder zur Gründüngung verbunden. Häufig wurde der trockenliegende Boden durch Anlage von Gräben entwässert und mit dem Pflug oder der Egge bearbeitet.

- Vor allem der Pflanzenbewuchs der Verlandungsbereiche wurde nach Möglichkeit eingeschränkt bzw. zurückgedrängt. Dies geschah in erster Linie, um die produktive Wasserfläche zu erhalten, aber auch um zu starker Schlammablagerung vorzubeugen, günstige Sauerstoffverhältnisse zu sichern und teilweise zur Nutzung der Pflanzen.

- Weniger häufig, weil sehr aufwendig, aber dennoch vermutlich gar nicht so selten, waren Schlammräumungen und randliche Entlandungen. Sie waren zwangsläufig mit einer längeren Zeit des Trocknens verbunden, denn zur Entlandung eines gefüllten Weihers fehlten damals die technischen Möglichkeiten.

Diese Aufzählung ist keinesfalls vollständig. Sie sollte aber dazu ausreichen, eine Vorstellung davon zu vermitteln, wie tiefgreifend die Entwicklung der Lebensgemeinschaften an und in Weihern vom menschlichen Einwirken geprägt ist. Und diese Erkenntnis wiederum fordert es heraus, die heute üblichen Schutzvorstellungen kritisch zu überprüfen.

Wie sieht es heute aus?
- Der Nährstoffeintrag über das zufließende Wasser und den Luftpfad ist heute sicher ungleich höher als früher, auch wenn man bedenkt,

daß Weiber gelegentlich gedüngt wurden. Die Verlandungs- und Ver-schlammungsgeschwindigkeit hat daher zugenommen.

- Von Ausnahmen abgesehen, werden dagegen die Weiber seltener abgelassen, aus welchen Gründen auch immer.

- Das "Auswintern" oder "Ausömmern" wird allenfalls noch Teichwirten zugestanden, allerdings oft nur mit massiven Einschränkungen. In angelfischereilich genutzten Weihern führen entsprechende Vorhaben fast regelmäßig zu Verboten oder aber zu Anhörungen und Abbruch der Aktion.

- Eingriffe in die Verlandungszonen und -gesellschaften sind generell verboten; Ausnahmen werden praktisch nicht zugelassen.

- Schlammräumungen und Entlandungen sind kaum zu finanzieren. Und wenn sie es wären, besteht nahezu keine Aussicht auf Zulassung.

In der Summe ist festzuhalten, daß praktisch alle früher zur Erhaltung der Weiber üblichen Eingriffe zum Erliegen gekommen sind, und zwar bei gleichzeitiger Beschleunigung der Verlandung und Ver-schlammung. Erstanleherweise wird dennoch nur selten darüber nachgedacht, ob nicht gerade hierin ein ausschlaggebender Grund für die vielerorts zu beobachtenden unerwünschten Entwicklungen der Lebensgemeinschaften der Weiber zu sehen sind.

An dieser Stelle bietet es sich an, einen Nebenaspekt zu beleuchten: Der Bewirtschafter eines Weihers steht sich in einer dem Landwirt ver-gleichbaren Position. Er hat vor Augen, daß der Landwirt seine Pro-duktionsfläche erhalten darf oder daß sie ihm sogar erhalten oder wie-derhergestellt wird, wenn beispielsweise ein Fluß Flächen wegreißt. Dem jeweiligen Besitzer des Weihers hingegen wird es aus Gründen des Naturschutzes untersagt, die Produktionsfläche und die Ertragsfähigkeit seines Gewässers zu erhalten. Es darf nicht verwundern, wenn er sich ungleich und ungerecht behandelt fühlt und in der Folge für Schutz-maßnahmen nur wenig Akzeptanz aufbringt.

Das Tagungsthema schränkt ein auf "kleinere Stehgewässer". Ökolo-gische Betrachtungen der oberschwäbischen Weiber wären jedoch in einem sehr wichtigen Bereich unvollständig, wenn sie nicht auch die Auswirkungen der Weiber auf die kleinen Fließgewässer berücksich-tigen.

Für den Bereich des Landkreises Ravensburg konnte Konold (1987) über 2.400 Weiber nachweisen, von denen heute allerdings nur noch ein

Bruchteil existiert. Insgesamt mehr als 2.400 Weiher auf der Fläche des Landkreises Ravensburg bedeutet aber, daß praktisch jedes zur Anlage eines Weihers geeignete Gewässer auch irgendwann einmal entsprechend genutzt wurde. Trotzdem macht sich offenbar kaum jemand darüber Gedanken, was dies für die ursprüngliche Fischfauna der kleinen Fließgewässer bedeutete.

Weiher unterbrechen zumindest die stromaufwärts gerichteten Fischwanderungen. Sie verändern die chemisch-physikalischen Gewässerverhältnisse im unterliegenden Bachabschnitt ebenso wie die Abflußdynamik, und zwar im Regelfall zu Ungunsten der typischen Bachbewohner. Weiher sind Geschiebefallen, also verstärken sie Erosionen im Unterwasser. Dagegen geben sie beim Ablassen und Abfischen Feinsedimente konzentriert weiter.

Es ist hier nicht der Raum, die Folgen für die ursprüngliche Fischfauna des Gebiets im Einzelnen darzulegen oder detailliert abzuschätzen. Das läßt sich durch eine einfache Feststellung ersetzen: Bei Fischbestandshebungen fällt immer wieder auf, wie arm an typischen Bachbewohnern die hiesigen kleinen Fließgewässer im Vergleich zu denjenigen anderer Regionen sind.

Betrachtet man sich die Gewässer und Besiedlungsmöglichkeiten des Gebiets, so fällt es außerordentlich schwer, an natürliche Faktoren für diese Armut zu glauben. Vielmehr drängt sich die Vermutung auf, daß die von den Weibern ausgehenden Veränderungen der Fließwasserlebensräume (mit) für eine drastische Reduzierung der Bachfische gesorgt haben.

Auch wenn es im Nachhinein nicht mehr möglich ist, die geäußerte Vermutung zu beweisen, so sollte sie doch nachdenklich stimmen. Trifft sie nämlich zu - und dafür spricht vieles - so bedeutet dies, daß nicht nur die heutige Fauna der Weiher, sondern auch diejenige der Fließgewässer stark von der Weierwirtschaft geprägt ist. Deutliche Veränderungen der Bewirtschaftung und des Zustands der Weiher würden sich folglich wohl nicht nur auf die Lebensgemeinschaften der Weiher, sondern auch auf die Besiedlung der Fließgewässer auswirken.

Vermutlich würde es sich um nachteilige Auswirkungen handeln. Würde früher die Bewirtschaftung einen Weihers eingestellt, so wurde im Regelfall der Weiher beseitigt und ein für Fische mehr oder weniger passabler Bachlauf wieder hergestellt. Die Bachfische konnten ihn wie-

der besiedeln. Ganz anders sieht es aus, wenn Weiher verlanden, denn die nachteiligen Einflüsse auf den Bach bleiben überwiegend bestehen.

Aus Sicht der Fischartenschutzes ergibt sich damit eine eindeutige Bewertung des Verlandens von Weibern: Der Lebensraum Bach bleibt gestört, zusätzlich geht der Lebensraum Weiher verloren.

Die Vorstellung, man könne die frühere teichwirtschaftliche Nutzung der Weiher in größerem Umfang wieder aufnehmen, ist Illusion. Die Speisekampferproduktion ist unrentabel, wenn sie nicht hochintensiv betrieben werden kann. Und die Erzeugung von Fischen für den Besatz anderer Gewässer ist nur so lange wirtschaftlich, wie eine hohe Nachfrage und ein relativ geringes Angebot ein befriedigendes Preisniveau garantieren. Auf absehbare Zeit wird es also dabei bleiben, daß die Vielzahl der Weiher durch Angelfischerei genutzt wird.

Es wäre ein gesonderter Thema, nach Wegen zu suchen, wie die Erfordernisse des Naturschutzes, der Weierpflege und der Angelfischerei bestmöglich unter einen Hut zu bringen sind. Es führt jedoch nicht weiter, dieses Thema anzureißen, wenn nicht vorher ein Mindestkonsens über die grundsätzlichen Fragen der Erhaltung der Weiher besteht. Dahin scheint es noch von allen Seiten ein ziemlich langer Weg zu sein. Bisher wird vorwiegend in Details diskutiert, zum Beispiel allein über den Schutz der Vegetation, allein über den Schutz der Brutvögel, allein über die Fische und die Fischerei. Davon wegzukommen ist Zielsetzung dieses Beitrags. Deshalb wurde darauf verzichtet, einzelne Maßnahmen vorzuschlagen oder auf Einzelheiten einzugehen. Zunächst ist es ungleich wichtiger, die Weiher überhaupt zu erhalten. Für die Fische und die Fischerei bedeutet das die Erhaltung des Wasserkörpers und einer befriedigenden Wasserqualität im weiten Sinne.

Wie dies früher durch die Teichwirtschaft bewerkstelligt wurde, ist aufgezeigt worden und kann wohl als Grundlage für weitere Überlegungen dienen. Jedenfalls dürfte es die einzige Grundlage sein, zu der jahrhundertrealen Erfahrungen vorliegen, die schließlich zum heutigen schützenswerten Zustand geführt hat.

Literatur

Konold, W. (1987): Oberschwäbische Weiher und Seen. Teil I: Geschichte - Kultur. Teil II: Vegetation, Limnologie, Naturschutz. Beihfte Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ., 52; Karlsruhe.

T. Strubelt
Zeppelinstr. 24
7409 Dußlingen

6.

Sanierungs- und Restaurierungs- konzepte für kleinere Stehgewässer

Konzepte zur Sanierung und Restaurierung kleinerer Stehgewässer am Beispiel der Eifelmaare

Burkhard W. Scharf

Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz

1. Einleitung

Nachdem das Problem der Eutrophierung und ihrer Folgen für stehende Gewässer erkannt worden war, hat es insbesondere in den letzten zwanzig Jahren nicht an Versuchen gemangelt, Maßnahmen durchzuführen, um stehende Gewässer zu oligotrophieren. Es hat sich mittlerweile international durchgesetzt, zwischen Sanierung und Restaurierung als Therapiemaßnahmen für stehende Gewässer zu unterscheiden.

Sanierung: Maßnahmen im Einzugsgebiet eines Gewässers zur Verminderung des Eintrags von Schad- und Pflanzennährstoffen (Beispiel: Ringleitung, Kläranlage).

Restaurierung: Maßnahmen, die im Gewässer selbst durchgeführt werden, um die ursprüngliche Wasserbeschaffenheit wiederherzustellen. Ist ein Gewässer eutrophiert, sollen die Restaurierungsmaßnahmen die Produktivität verringern und Schad- und Pflanzennährstoffe vermehrt aus dem Gewässer exportieren (Beispiele: Tiefenwasserableitung, Belüftung). - Ist ein Gewässer auf andere Weise geschädigt, zum Beispiel durch Versauerung, sind andere Maßnahmen zu ergreifen.

Nach den Erfahrungen des Verfassers wird dem Vorfeld zu Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen oft nicht ausreichend Beachtung geschenkt. Deshalb soll in diesem Beitrag auf die Untersuchungen und Entscheidungen im Vorfeld einer Maßnahme besonders eingegangen werden. Von der Güte der Voruntersuchungen hängt entscheidend der Erfolg der Therapiemaßnahmen ab (dieses gilt nicht nur für die "Seen-Doktores", sondern auch für den humanmedizinischen Bereich).

2. Voruntersuchungen und Entscheidungen

Bevor man sich bei einer Therapie für eine bestimmte Maßnahme oder ein Maßnahmenbündel entscheidet, sind eine Reihe von Untersuchungen durchzuführen und Entscheidungen zu fällen.

2.1. Limnologische Beschreibung

Die limnologische Beschreibung beginnt beim Einzugsgebiet. Es ist in Hinblick auf die Belastung des Sees mit Schad- und Pflanzennährstoffen zuerst der Umgebungsfaktor (Quotient aus Landfläche des Einzugsgebietes und Seeoberfläche) festzustellen. Mit zunehmendem Umgebungsfaktor steigt auch die natürliche Belastung eines Gewässers. Die Umgebungsfaktoren von 1,2 beim Weinfelder Maar oder 1,4 beim Pulvermaar sind sehr klein und waren eine wichtige Voraussetzung für die Erhaltung dieser Gewässer in einem oligotrophen Zustand bis in unsere Tage. Die allermeisten Gewässer haben einen wesentlich größeren Umgebungsfaktor. - Aus der Nutzung des Einzugsgebietes (Niederschlag/Wald/Wiese/Ackerland) läßt sich die Nährstoffbelastung abschätzen (Richtwerte zum Beispiel bei Scharf, Hamm und Steinberg, 1984). Wenn das Einzugsgebiet besiedelt ist, ist die Frage der Abwasserbeseitigung zu klären. Grundsätzlich gehören in ein stehendes Gewässer überhaupt keine Abwässer, auch keine gereinigten. Allerdings läßt sich dieser Vorsatz bei sehr großen Einzugsgebieten, zum Beispiel beim Bodensee, nicht verwirklichen. Hier hilft nur eine weitestgehende Abwasserreinigung. - Wird das Gewässer fischereilich genutzt, ist quantitativ der Besatz mit dem Wiederfang zu vergleichen. Allgemein wer-

den mehr Zentner Fisch eingesetzt als gefangen, das heißt auch auf diesem Wege werden Nährstoffe ins Gewässer eingetragen.

Hydrologie: Es gilt, quantitativ den Zufluß bzw. Abfluß, die Verdunstung und die Wasserverweilungszeit (Quotient aus Volumen des Sees und Abfluß) zu ermitteln. Beim Tegernsee in Bayern beispielsweise beträgt die Wasserverweilungszeit 1,3 Jahre (Bernhardt et al., 1978). Der bis in dieses Jahrhundert oligotrophe See war nach dem zweiten Weltkrieg deutlich eutrophiert. Die Belastung stammte überwiegend aus häuslichen Abwässern. 1964 wurden Ringleitungen gebaut, die das Abwasser der Gemeinden im Einzugsgebiet sammeln und einer Kläranlage zuführen. Die gereinigten Abwässer werden in den Auslauf des Sees eingeleitet, das heißt aus dem Einzugsgebiet hinaus. Bereits wenige Jahre nach Fertigstellung der Ringleitungen war dank der kurzen Wasserverweilungszeit der Tegernsee wieder oligotroph. Zum Vergleich seien die Wasserverweilungszeiten von einigen Eifelmaarseen angeführt: Pulvermaar, ohne oberirdischen Abfluß, ca. 70 Jahre; Laacher See, mit künstlichem oberirdischen Abfluß, ca. 70 Jahre; Weinfelder Maar, ohne oberirdischen Abfluß, ca. 50 Jahre und Meerfelder Maar, mit oberirdischem Abfluß, heute ca. 4 Jahre.

Morphometrie: Anhand einer Tiefenkarte ist zu ermitteln: Größe der Oberfläche, Oberflächenform (kreisrunder oder sehr mit der Landschaft verzahnter See), Lage im Kessel oder in der offenen Landschaft sowie Ausdehnung zur Hauptwindrichtung (wichtig für die Durchmischung), Volumen, größte Tiefe, mittlere Tiefe (Quotient aus Volumen und Seeoberfläche; Hinweis auf Belastbarkeit), einheitliches Becken oder Vorhandensein mehrerer Schwellen (letztere behindern die Durchmischung). Übertrifft die größte Tiefe jene Tiefe, bis zu der der Wind den See zu durchmischen vermag (vierte Wurzel aus der Oberfläche; Scharf, 1983), neigen die Gewässer dazu, meromiktisch zu werden. Sie verhalten sich dann trotz ihrer großen Tiefe wie flache Seen.

Schichtung und Durchmischung: Ist der See holomiktisch oder meromiktisch, dimiktisch, monomiktisch oder polymiktisch? Aus der Durchmischung läßt sich der Eintrag von Sauerstoff ins Tiefenwasser und die Mineralisierungsfähigkeit der tropholytischen Zone voraus-sagen. Beispiel: Das nur 17 m tiefe Meerfelder Maar wird jedes Jahr im Frühjahr und Herbst intensiv durchmischt. Dadurch werden die wä-

rend der Stagnationsphasen in der Tiefe angereicherten Stoffe oxidiert und gleichmäßig im See verteilt. Das meromiktische Umliner Maar war über Jahrzehnte nicht mehr vollständig durchmischt worden und hatte in der Tiefe einen sauerstofffreien Wasserkörper (Monimolimnion), der hohe Konzentrationen an reduzierend wirkenden Substanzen aufwies. Als der See 1986 mit Hilfe einer Belüftung zwangsweise durchmischt wurde, war die Belastung aus dem unteren Wasserkörper so groß, daß der Sauerstoffgehalt über Wochen hin auf Null abzusinken drohte.

Physikalische und chemische Charakterisierung: Um ein Gewässer physikalisch und chemisch beschreiben zu können, soll es mindestens 2 Jahre lang monatlich untersucht werden. Die Untersuchung muß Aufschluß über Strahlungsverhältnisse (und damit über das Verhältnis von trophogener zu tropholytischer Zone) und über Temperatur, Sauerstoff und Pflanzennährstoffe (insbesondere über P, N, C und Si) im Jahresgang in allen Tiefen geben.

Biologische Beschreibung: Die Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons, des Phyto- und Zoobenthons und der Fische runden zum einen die Einstufung des trophischen Zustands aufgrund der chemischen Eigenschaften ab. Zum anderen dienen sie der Frage, ob die aquatische Nahrungskette gestört ist. Letzteres müssen wir derzeit wegen einer heute oft gewässerschädlich betriebenen Fischerei für sehr viele stehende Gewässer annehmen. Am Laacher See zum Beispiel wurde eine Störung der aquatischen Nahrungskette durch einen viel zu hohen Bestand an Zooplankton fressenden Felchen (*Coregonus lavaretus*) anhand der Biozönose im See, an Mageninhaltsuntersuchungen der Felchen und an Versuchen mit 1000 m³ großen Experimentierbehältern nachgewiesen (Scharf et al., in Scharf und Björk, in Vorbereitung). - Die Untersuchung der submersen Makrophyten kann auf nicht bekannte Abwasserleitungen hinweisen, zum Beispiel vor dem ordnungsgemäß betriebenen Campingplatz am Nordufer des Laacher Sees (Melzer, in Scharf und Björk, in Vorbereitung; Scharf, im Druck). Die biologischen Untersuchungen sind Voraussetzungen für Aussagen zur Schutzwürdigkeit des Gebietes.

Naturschutzaspekt: Gibt es schutzbedürftige Arten und Bereiche im und um den See herum? Die Larven der Zuckmückengattung *Tanytarsus*, die in Restpopulationen noch im Weinfelder Maar, im Gemündener Maar, im Pulvermaar und im Laacher See vorkommen, brauchen

einen hohen Sauerstoffgehalt im Wasser. Eutrophieren diese Seen, müssen diese Tiere aussterben. Und gerade bei oligotrophen Seen reicht bereits eine geringe Erhöhung des Nährstoffgehalts aus, um eine beachtliche Steigerung der Produktivität (Eutrophierung) zu bewirken (im Gegensatz zum eutrophen See, bei dem eine Erhöhung des Phosphorgehalts zum Beispiel um 10 µg/l P_{tot} keine oder kaum eine Auswirkung zeigt). - Im Laacher See gibt es unter den Muschelkrebsen auch ein Eiszeitrelikt (*Cythereisa lacustris*). Im Meerfelder Maar, im Holzmaar und im Schalkenmeerer Maar ist diese Art bereits im Spätglazial als Folge der Eutrophierung der Seen ausgestorben, wie Untersuchungen von Bohrungen ergeben haben (Scharf, in Vorbereitung). - Was auf den ersten Blick schwer verständlich erscheinen mag, ist die Tatsache, daß gerade die extrem geringe Arten- und Individuenzahl im Weinfelder Maar als oligotrophes Gewässer Grund für die Schutzwürdigkeit ist. Hier ist nicht Artenreichtum das Ziel des Gewässerschutzes.

Kosten: Es soll nicht verschwiegen werden, daß die Voruntersuchungen nicht zum "Nulltarif" zu haben sind. Alleine für die Untersuchungen zur physikalischen, chemischen und biologischen Beschreibung ist folgendes Personal erforderlich:

- 2 Jahre ein Limnologe,
- 2 Jahre ein chemisch-technischer Assistent,
- 2 Jahre ein biologisch-technischer Assistent,
- 2 Jahre ein Arbeiter.

Die Personalkosten belaufen sich nach heutigen Gehältern auf rund 450.000 DM. Hinzu kommen die Kosten für die Geräte und die Arbeitsplätze.

2.2. Trophischer Zustand vor der anthropogenen Belastung

Für die Beantwortung der Frage, welchen trophischen Zustand das Gewässer nach einer Therapie haben soll, kann es sehr hilfreich sein, zu wissen, welchen trophischen Zustand das Gewässer vor der anthropogenen Belastung hatte. Nur bei wenigen Seen auf der Erde wird man auf alle limnologische Untersuchungen zurückgreifen können. Zu diesen wenigen Glücksfällen gehören die Maarseen in der Eifel. Prof. Dr.

August Thienemann als Mitbegründer der Limnologie hat die Maarseen in der Eifel in den Jahren 1910-1914 sehr gründlich untersucht und, was auch sehr wichtig ist, die Ergebnisse im Detail publiziert (Literaturzusammenstellung bei Scharf, 1987). Die meisten der Eifelmaare waren damals noch in einem naturnahen Zustand, bzw. in einer extensiv genutzten Kulturlandschaft gelegen. Thienemann verglich, von der Biodiversität ausgehend, die Biozönose, den Stoffhaushalt und die Sedimente dieser Seen. Er definierte den oligotrophen See am Beispiel des Weinfelder Maares und den eutrophen am Beispiel des Schalkenmehrener Maares.

Sedimentuntersuchungen lassen meist Rückschlüsse auf den trophischen Zustand vor der anthropogenen Belastung zu. So wissen wir aus der Auswertung von Bohrkernen, daß das Meerfelder Maar während der letzten Eiszeit ein oligotropher See war, aber bereits im Spätglazial eutroph wurde, zu einer Zeit also, als der Mensch das Gewässer noch nicht entscheidend verändert haben konnte. Durch die Abwasserbelastung aus zwei Ortschaften ist das Meerfelder Maar in den letzten Jahrhunderten vom eutrophen in den polytrophen Zustand übergegangen. - Die Kosten für die Bohrung haben etwa 70.000 DM, für die Auswertung rund 100.000 DM betragen. Kurze Bohrkern von beispielsweise 50-100 cm, deren Gewinnung nicht einmal 1.000 DM kostet, geben immerhin über die letzten Jahrhunderte Aufschluß.

2.3. Zukünftige Nutzung des Gewässers

Die zukünftige Nutzung des Gewässers und seines Einzugsgebietes ist vor der Entscheidung für eine bestimmte Therapiemaßnahme festzulegen. Sie bestimmt das Schicksal dieses Sees. Es ist die Aufgabe des Limnologen, meist in Zusammenarbeit mit einem Ingenieur, die Entscheidungsgrundlagen zu erarbeiten. Es ist jedoch eine politische Entscheidung, die zukünftige Nutzung des Gebietes festzulegen. Diese Aufgabenverteilung ist in der Vergangenheit nicht immer so klar gesehen und getrennt worden. Je besser die Voruntersuchungen sind, umso besser sind die Entscheidungsgrundlagen und umso eher werden sinnvolle Entscheidungen getroffen.

Tab. 1: Zusammenstellung der verschiedenen Nutzungsarten stehender Gewässer und der hierfür zu fordernden bzw. noch tolerierbaren Trophiegrade (aus Bernhardt und Clasen, 1982)

Art der Nutzung	zu fordern	Trophiegrad noch tolerierbar
Trinkwassergewinnung	oligotroph	mesotroph
Badenutzung	mesotroph	schwach eutroph
Niedrigwasseraufbesserung mit Fernwasserleitung ohne Fernwasserleitung	-	mesotroph schwach eutroph ¹
Fischerei Salmongengewässer Cyprinidengewässer	oligotroph	mesotroph eutroph
Betriebswasserbereitstellung	mesotroph	schwach eutroph
Kühlwassergewinnung	-	eutroph
Wassersport (ohne Badenutzung)	mesotroph	eutroph
Landschaftsgestaltung in Erholungsgebieten	-	schwach eutroph bzw. natürlich bedingte Eutrophie
Bewässerung (über Kanalsystem)	-	stark eutroph ⁴
Energiegewinnung	-	stark eutroph ^{1/2}

- 1 ohne Berücksichtigung der gegebenenfalls vorhandenen Anforderungen an die Qualität des Vorfluters
- 2 bei Flußkraftwerken Beeinträchtigung durch Makrophyten und Aufwuchswucherungen häufig gegeben
- 3 im Rahmen der Landschaftsgestaltung kann ein eutropher Zustand eines Sees, hervorgerufen durch den natürlichen Alterungsprozess, durchaus erwünscht sein
- 4 Gefahr der Verstopfung von Bewässerungsdüsen

Bei der Entscheidung für eine zukünftige Nutzung eines stehenden Gewässers und seines Einzugsgebietes ist zu berücksichtigen, daß es Nutzungen gibt, die sich gegenseitig ausschließen. Merkwürdigerweise trifft man immer wieder auf die Vorstellung, daß man an einem stehenden Gewässer, wenn auch manchmal auf bestimmte Bereiche beschränkt, alles zulassen könnte, zum Beispiel Trinkwassergewinnung/Abwasserbeseitigung oder intensive Freizeitgestaltung/Naturschutz. Selbst der 3,3 km² große Laacher See als der größte natürliche See der deutschen Mittelgebirge ist zu klein, um den Anforderungen des Naturschutzes und denen der Erholung suchenden Menschen zu genügen.

Bei der Entscheidung über die zukünftige Nutzung ist weiterhin zu bedenken, daß Kompromisse in der Regel auf Kosten der empfindlicheren Nutzungsarten gehen. Das ist allermeist der Naturschutz.

Bei der Entscheidung für eine bestimmte Nutzung kann Tab. 1 hilfreich sein. In einem Naturschutzgebiet soll man den Zustand vor der anthropogenen Belastung anstreben. Beim Meerfelder Maar bedeutete das die Rückführung vom polytroph in den eutrophen Zustand (was auch durch die Schaffung einer Pufferzone zwischen den landwirtschaftlich genutzten Flächen des Einzugsgebietes und dem See sowie durch die Installation einer Tiefenwasserableitung inzwischen gelungen ist). Es wäre beim Meerfelder Maar bei den von Natur aus gegebenen Voraussetzungen (großes Einzugsgebiet und geringe Tiefe des Sees) wenig sinnvoll gewesen, den oligotrophen Zustand anzustreben.

2.4. Kosten

Eng mit der Entscheidung über die zukünftige Nutzung eines stehenden Gewässers und seines Einzugsgebietes ist die Frage nach den Kosten für die in der Regel notwendige Therapie des Gebietes verbunden. Die Kosten lassen sich grob in drei Gruppen aufteilen:

- Voruntersuchungen (siehe oben)
- Maßnahmen im Einzugsgebiet und im Gewässer. Neben den Kosten für die technischen Maßnahmen (Tab. 2), sind Gelder für Entschädigungen von Nutzungsausfällen vorzusehen (zum Beispiel Entschädigung für die Schließung eines Campingplatzes oder für die Einschränkung der landwirtschaftlichen oder fischereilichen Nutzung)

Tab. 2: Die wichtigsten Maßnahmen zur Sanierung und Restaurierung der Maarseen in der Eifel und deren Investitionskosten

Maar	Sanierung	Restaurierung
Gemündener Maar	Ringleitung (? DM)	seit 1982 Abpumpen des Monimolitions (ca. 20.000 DM)
Holzmaar	1973 Schließung des Campingplatzes; 1979 Baderverbot	Voruntersuchung (80.000 DM)
Laacher See	Ringleitung (? DM); Einschränkung des Freizeitsports	1985-1988 Untersuchung der Nahrungskette (460.000 DM)
Meerfelder Maar	1950: Ringleitung (? DM); 1981: Kauf einer Pufferzone (450.000 DM)	1981: Tiefenwasserableitung (260.000 DM)
Pulvermaar	Ringleitung (? DM); Extensivierung landwirtschaftlicher Flächen	1984: Zwangszirkulation zur Beseitigung des Monimolitions (60.000 DM)
Schalkenmehrener Maar	Ringleitung (? DM); Extensivierung landwirtschaftlicher Flächen	Voruntersuchung (80.000 DM); Beseitigung des Monimolitions, geplant
Ulmener Maar	Phosphor-Eliminierungsanlage im Zulauf (5.400.000 DM); Untersuchung des Nährstoffeintrags (geplant: 1.200.000 DM)	1986: Zwangszirkulation zur Beseitigung des Monimolitions (3.000 DM)
Weinfelder Maar	1986-1989: Untersuchung der Auswirkung des Fischbesatzverbores (290.000 DM); Ermittlung des atmosphärischen P-Eintrags (600.000 DM)	---

c) Folgekosten, die beim Betrieb von technischen Anlagen zur Sanierung und Restaurierung von stehenden Gewässern in der Regel auftreten; ihre Höhe hängt von der Maßnahme und den örtlichen Gegebenheiten ab.

2.5. Konzept zur Sanierung und Restaurierung

In den vorigen Abschnitten wurde dargelegt, daß es die Aufgabe des Limnologen ist, meist in Zusammenarbeit mit einem Ingenieur, die Entscheidungsgrundlagen zu erarbeiten, damit die Politiker die zukünftige Nutzung des Gebietes festlegen können. Zur Entscheidungsgrundlage gehört auch die Aussage über die Möglichkeiten und Erfolgsaussichten einer Sanierung und/oder Restaurierung. Bei bewährten Verfahren lassen sich anhand der Literatur (zum Beispiel Scharf, Hamm und Steinberg, 1984; Cooke et al., 1986; Kuckentz und Hamm, 1988; Scharf et al., in Scharf und Björk, in Vorbereitung) die Vor- und Nachteile einzelner Maßnahmen zusammenstellen und gegeneinander abwägen. Das ist bei der Entwicklung neuartiger Verfahren natürlich nicht möglich.

3. Zusammenfassung

Ein Konzept zur Sanierung und/oder Restaurierung von stehenden Gewässern setzt eine gute Voruntersuchung durch Limnologen in Zusammenarbeit mit Ingenieuren voraus. Die zukünftige Nutzung entscheidet über das Schicksal des stehenden Gewässers. Sie festzulegen, ist Aufgabe der Politik bzw. der zuständigen Behörden. - Auf die Kostenseite wird ausführlich eingegangen.

4. Literatur

- Bernhardt, H. (Hrsg.) (1978): Phosphor - Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland. - 285 S., Verl. Chemie, Weinheim.
- Bernhardt, H. und Clasen, J. (1982): Gedanken zur Übertragung der Ergebnisse des OECD-Untersuchungsprogramms in die Praxis des Seenschutzes. - Z. Wasser Abwasser Forsch. 15: 96-103.

- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A. und Newroth, P.R. (1986): Lake and reservoir restoration. - 392 S., Butterworths, Boston, London, Durban, Singapore, Sydney, Toronto, Wellington
- Kuckentz, V. und Hamm, A. (1988): Möglichkeiten und Erfolgsaussichten der Seenrestaurierung. - 2. Aufl. 212 S., Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München
- Scharf, B.W., Hamm, A. und Steinberg, C. (1984): Seenrestaurierung. - 71 S., in Besch, W., Hamm, A., Lenhart, Melzer, A., Scharf, B.W. und Steinberg, C.: Limnologie für die Praxis. - 380 S., Ecomed-Verl., Landsberg/Lech.
- Scharf, B.W. (1983): Hydrographie und Morphometrie einiger Eifelmaare. - Beiträge Landespflege Rheinland-Pfalz 9: 54-65, Oppenheim.
- Scharf, B.W. (1987): Limnologische Beschreibung, Nutzung und Unterhaltung von Eifelmaaren. - 117 S., Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz, Mainz
- Scharf, B.W. (im Druck): Zur Limnologie der Maarsen am Beispiel des Laacher Sees. - In: Jungbluth, Fischer und Lenz: Naturschutzgebiete in Rheinland-Pfalz, IV. Planungsregion Mittelrhein und Westerwald. - Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv. Beiheft.
- Scharf, B.W. (in Vorbereitung): Spät- und postglaziale Muschelkrebse (Crustacea, Ostracoda) aus Maarsen in der Eifel.
- Scharf, B.W. und Björk, S. (Hrsg.) (in Vorbereitung): Limnology of Eifelmaars (Germany). - Ca. 300 S., Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.
- Dr. B. W. Scharf
Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz
Postfach 3024
6500 Mainz 1

Ökotechnische Maßnahmen gegen Cyanobakterien (Blualgen): Fallstudie Fischkaltersee (Oberbayern)

**Rolanda Tille-Backhaus, Elke Gruhl und
Christian Steinberg**

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft

1. Einleitung

Viele Seen sind in den vergangenen Jahrzehnten stark eutrophiert worden. Häufig dominieren in solchen Seen Cyanobakterien. Abgesehen von der ästhetischen "Wertminderung" der Gewässer durch Cyanobakteriendominanz stellen diese durch ihre Fähigkeit, unter bestimmten, noch nicht geklärten Umständen Toxine zu produzieren, ein hygienisches Risiko dar. Diese Cyanotoxine können Krankheit oder Tod bei Vögeln, Säugetieren und Fischen hervorrufen, die entsprechende Mengen der giftigen Zellen oder extrazellulären Cyanotoxine in sich aufgenommen haben. Es konnten bereits größere Verluste bei Haus- und Wildtieren registriert werden. Akute Toxizität von Cyanobakterien gegenüber Menschen nach oraler Aufnahme wurde bisher noch nicht eindeutig dokumentiert, doch gibt es Hinweise darauf, daß Cyanotoxine unter anderem Gastroenteritis und Hautallergien bei Menschen hervorriefen, die mit blualgenhaltigem Wasser in Berührung kamen (Carmichael et al., 1985).

Weitere Beispiele: Finnische Kollegen studierten im Sommer 1986 die in Seen vorkommenden Cyanobakterienarten und -stämme im Hin-

blick auf Toxine und mußten feststellen, daß 44 % der untersuchten Proben Biotoxine enthielten, die auch für den Tod von Weidewieh verantwortlich waren (Sivonen et al., 1986). Berichte, die dieselbe Prozentzahl angeben, liegen inzwischen auch aus Norwegen vor (Berg et al., 1986).

Die skandinavischen Befunde sind besonders alarmierend, denn man nahm bisher an, daß diejenigen Cyanobakterienarten, die zur Toxinproduktion prinzipiell befähigt sind, vor allem Wärme benötigen, damit tatsächlich giftproduzierende Stämme aufkommen können. Das Fehlen von ausreichend hohen Temperaturen war, so wurde vermutet, der wichtigste Grund, weshalb die Meldungen über Intoxikationen aus bayerischen Seen mit Cyanobakterien ausblieben. Denn es sind dieselben Arten wie in Skandinavien, die auch in unseren Gewässern vorkommen und somit prinzipiell zur Bildung von Toxinen befähigt sind. Aus bayerischen Gewässern liegen nur vereinzelte Hinweise auf Blaualgenvergiftungen vor: So berichteten Kollegen von asthmatischen Anfällen, wenn sie in Seen badeten, in deren Phytoplankton die Burgunderblutalge *Oscillatoria rubescens* D.C. vorherrschte. Aus Teichen bei Nürnberg wurden ebenfalls Todesfälle von Weidewieh gemeldet, die von blaugrünem Wasser getrunken hatten. Lagen systematische oder flächendeckende Untersuchungen zu diesem Thema vor, verbunden mit epidemiologischen Erhebungen, wären die eingangs geschilderten skandinavischen Verhältnisse sicherlich auch auf eutrophierte Seen in Bayern oder in der Bundesrepublik übertragbar. Auch geraume Zeit nach durchgeführten abwassertechnischen Sanierungen der Einzugsgebiete sanken in verschiedenen Seen zwar die Nährstoffgehalte, die dominierenden Cyanobakterien gaben aber ihren Platz im Phytoplankton keineswegs auf. Ein Beispiel von mehreren ist der Schliersee. Die Nährstoffgehalte liegen zwar im mesotrophen Bereich, im Phytoplankton herrschen jedoch weiterhin fädige Cyanobakterien der Gattung *Oscillatoria/Limnothrix* vor. Es taucht somit die Frage auf, ob für das Aufkommen von Cyanobakterien tatsächlich nur die Nährstoffe maßgebend sind (Steinberg und Hartmann, 1988). Von diesem Ausgangspunkt aus gewinnen alle diejenigen Strategien zur Bekämpfung von Cyanobakterienblüten in Seen an Bedeutung, die die physikalischen und ökologischen Parameter berücksichtigen.

2. Untersuchungsobjekt

Am Fiskaltersee konnten durch verschiedene in situ-Experimente wertvolle Erfahrungen zur ökotechnischen Bekämpfung von Cyanobakterien-Blüten gewonnen werden.

Vorab eine kurze Charakterisierung des Fiskaltersees: Der Fiskaltersee ist ein Kopflake der Stalacher Osterseen-Kette. Neben einer Straßentwässerung ist der einzige oberirdische Zufluß eine stark schüttende Quelle, die im Süden des Sees entspringt und die Fischteiche des dort ansässigen Fischereivereins speist, bevor sie dem See zufließt. Die rasante Eutrophierung des Sees wurde durch über Versickerungsruben ungenügend gereinigte Abwässer, die mit dem Grundwasser über die genannte Quelle in den Fiskaltersee gelangten, bedingt. Die Einleitung von Straßentwässern mit Aufsaugen ließen den Fiskaltersee zudem um 1975 meromiktisch werden. Die morphologischen und hydrologischen Daten gehen aus Tab. 1 hervor.

Tab. 1: *Morphologische und hydrologische Daten des Fiskaltersees*

Oberfläche	0,032	km ²
Größte Tiefe	11,2	m
Mittlere Tiefe	5,7	m
Volumen	180000	m ³
Einzugsgebiet	0,3	km ²
Theoretische Verweildauer	143	d

Am Fiskaltersee wurden seit 1979 verschiedene Therapie-Verfahren mit unterschiedlichen "Philosophien" über den sinnvollen Wirkungszusammenhang getestet.

3. Ergebnisse

3.1. Erster Therapieversuch: Fällung des Phosphats im Freiwasser mit Aluminiumchlorid

Die "Philosophie", die hinter dieser Therapie stand, war noch von dem traditionellen Gedanken geprägt: Reduktion des Nährstoffgehalts entzieht den fädigen Cyanobakterien die Konkurrenzvorteile. Es wurden Anfang Dezember 1979 rund 1 t Al^{3+} -Ionen in den See eingebracht, und zwar mengenproportional zu den Phosphorkonzentrationen in den verschiedenen Wassertiefen (eingehende Darstellung bei Steinberg und Bucksteeg, 1980).

Die Therapie reduzierte den Gesamt-P-Gehalt in den tiefen Schichten der Wassersäule kurzfristig um 70 % und um 40-50 % in der durchlichteten Zone. Der Gehalt an gelöstem reaktivem Phosphor (SRP) sank in der Tiefenzone unmittelbar nach der Behandlung um maximal 65 % und in der Produktionszone um fast 100 %. Es wäre daher eine Verminderung der Bioproduktion zu erwarten gewesen, denn das algenverfügbare Phosphat wurde vollständig inaktiviert. Die Rücklösung von Phosphaten aus dem Sediment wurde sogar durch das darüberliegende Aluminiumhydroxid kompensiert, ebenso die Belastung durch die Zulaufes. Sogar die Cyanobakterien wurden in ihrer Menge um rund 90 % vermindert. Doch konnte aus limnologischer Sicht kein Erfolg vermeldet werden, denn es erfolgte die Wiederbesiedlung der Produktionszone mit Cyanobakterien. Es wurde die nächste Therapie entworfen.

3.2. Zweiter Therapieversuch: Permanente Zwangszirkulation

Die anschließende Therapie, die künstlich hervorgerufene dauerhafte Vollzirkulation, wurde gewählt, um:

1. die Rücklösungsprozesse aus dem Sediment durch Oxidation der vorhandenen Eisen- und Mangansalze in der Grenzschicht zu unterbinden,
2. durch weitere Beladung die Fixierungskapazität des eingebrachten Aluminiumhydroxids weitgehend auszunutzen und vor allem

3. durch walzenartige Bewegungen des gesamten Wasserkörpers die Primärproduzenten an einer optimalen Lichtausnutzung zu hindern. Das Phytoplankton des Fischkaltersees wurde vor der Umwälzung durch zwei fädige Cyanobakterien, nämlich *Oscillatoria rubescens* und *Limnothrix [Oscillatoria] redeckeri* (Van Goor) Meffert und zeitweilig von der Nadelkieselsalge *Fragilaria ulna* var. *angustissima* (Kütz.) Lange-Bertalot beherrscht.

Ende April 1980 wurde der Kompressor eingeschaltet und vorsichtig mit einer Volldurchmischung begonnen; behutsam deshalb, um eine schlagartige Anoxie des Wasserkörpers, verursacht durch die Oxidation der reduzierten Wasserinhaltsstoffe (Methan, Schwefelwasserstoff, Kohlenstoffmonoxid etc.), zu vermeiden. Entsprechende negative Erfahrungen mit Fischsterben bei zu schneller Umwälzung lagen aus dem seinerzeit meromiktischen Krottensee vor (Danecker, 1971).

Nach kurzer Massenenwicklung brach das Cyanobakterienplankton vollständig zusammen. Anschließend spielten weder fädige noch kugelige (coccale) Formen eine Rolle. Es entwickelten sich sehr schnell verschiedene Arten von coccalen Grünalgen, die für ihre Schnelligkeit bekannt sind (die sogenannten r-Strategen). Die geschänderte Umstrukturierung in der Gesellschaft der Produzenten mußte als deutlicher Therapieerfolg gewertet werden, da mit dem Zusammenbruch der Cyanobakterien ein potentieller Produzent von toxischen Stoffen verschwunden war. Jedoch wurde diese Umschichtung mit der Zunahme an Biomasse lebensfähiger Algen in der Wassersäule erkauf, das heißt die Sedimentation der Algen wurde durch die ständige Turbulenz kleiner bis nahezu vollständig unterbunden. Es kam zu einer Biomassenaufkonzentrierung. Der durch Sedimentation bedingte Tod im Ökosystem fehlte im kontinuierlich zirkulierten Wasserkörper fast vollständig (vergleiche Steinberg, 1983).

Um die Frage beantworten zu können, ob das Verschwinden der Cyanobakterien mit der Verdoppelung der Biomasse anderer Algen einhergehen mußte, müssen die Zooplankter (tierisches Plankton) betrachtet werden, die von den Algen leben.

Das gefundene Artenspektrum des Fischkaltersees zeigt erwartungsgemäß typische Elemente der Fauna hochentropher Seen. Es fällt das einseitig auf die Rädertiere (Rotatorien) verschobene Spektrum auf. Dieses Phänomen, das fast völlige Fehlen der großen Filtrierer, läßt sich

nicht allein durch die trophische Lage des Fischkaltersees erklären, sondern kann durch einen erhöhten Fradruck auf diese Tiere erklärt werden, vor allem nachdem im Phytoplankton mit der dauerhaften Zwangszirkulation ein Umschwung zu gut freibaren Formen stattgefunden hatte. Zwei Räuber sind hierfür in eutrophen Seen normalerweise verantwortlich:

- Fische und

- Larven der Glasmücke (*Chaoborus*).

Bereits Bohl (1979) stellte im Fischkaltersee eine hohe Dichte von Weißfischen (bestimmten Cypriniden) fest, die bevorzugt von den Großplanktonern leben und ein Aufkommen stabiler Populationen von Algenfressern verhindern. Der zweite Räuber, die *Chaoborus*-Larve, war mittlerweile selbst ein Opfer der Weißfische geworden und spielte damit als Zooplanktonräuber im Fischkaltersee keine Rolle mehr. Durch den Sauerstoffeintrag mittels der permanenten Zwangszirkulation konnten die Fische in Tiefenschichten vordringen, die vor der Durchmischung sauerstofffrei waren und den Glasmückenlarven Schutz boten.

Der Fischkaltersee ist mit seinem "Fisch"-Problem kein Einzelfall, sondern derartige Rückkopplungen sind vielmehr ein allgemeines Moment, das nach dem Abstellen der externen Eutrophierungsquellen die Rückentwicklung von eutrophen zu meso- oder gar oligotrophen Verhältnissen im Freiwasser von Seen verzögert und unter dem Schlagwort "Ichthyoeutrophierung" bekannt wurde.

Auch in den weiteren Jahren der Zwangsdurchmischung trat keine entscheidende Besserung im Zooplankton ein. Durch eine Reduktion des Weißfischbestands, eine Biomannipulation, hätte einerseits eine vor Fischfraß weitgehend gesicherte Großfiltriererpopulation aus Wasserflößen und dem Hüpfertling *Endiaptomus* die Algenbiomasse vergleichsweise niedrig gehalten werden können. Andererseits hätten durch eine über die Zooplanktonatmung erhöhte CO_2 -Konzentration im Wasser die Konkurrenzvorteile für Grün- und Kieselalgen gesichert werden können. Eine derartige Biomannipulation hätte sich im Fischkaltersee mit langfristigen Erfolgsaussichten allerdings nicht ohne größeren Aufwand durchführen lassen, da über Kanäle aus den benachbarten Seen die Weißfische wieder nachwandern können. Die Biomannipulation unterblieb also.

Es kam zu einem Rückschlag nach teilweisem Therapieerfolg. Gegen Ende des dritten (1982) und vor allem im vierten Jahr (1983) der dauerhaften Vollzirkulation kam es zu einer Wiedereinwanderung von fädigen Cyanobakterien. Die Cyanobakterien erreichten Ende 1983 Dichten, wie sie zuvor nie, auch nicht im unbehandelten See, aufgetreten waren. Die Nährstoffgehalte, das mag auf den ersten Blick widersinnig erscheinen, waren sogar geringer als in den Jahren vorher. Der Phosphatgehalt lag dauerhaft unter $50 \mu\text{g/l}$ Ges.-P. Auch 1984 dominierte die Cyanobakterie *Limnolthrix* [Oscillatorial] redecke im Phytoplankton. Weitere Details über den Rückschlag dieser Therapie sind bei Tille-Backhaus (1984) nachzulesen. Es mußte ein neuer Weg für eine erfolgreiche Therapie des Fischkaltersees gefunden werden.

3.3. Dritter Therapieversuch: Intermittierende Zwangszirkulation

Zu dieser Art der Seentherapie führten folgende Überlegungen:

1. Wenn eine wahrscheinlich Erfolg versprechende Biomannipulation in Form der Verminderung von Weißfischen aus dem genannten Grund nicht möglich ist, muß unmittelbar bei den unliebsamen Cyanobakterien angesetzt werden. Diese Organismen haben ja nicht nur die Stärke, andere Algen bei der Eutrophierung auszukonkurrieren, sondern auch Schwächen, wie der Anfangserfolg bei der permanenten Zwangszirkulation zeigte.

2. Dieser Anfangserfolg der dauerhaften Zwangszirkulation sollte konserviert werden.

3. Es sollten die Umweltbedingungen so gestaltet werden, daß nur wenige Algen optimal wachsen konnten, das heißt, daß die Algenbiomasse gegenüber einem nicht manipulierten See abnehmen sollte.

Im Rahmen dieser Therapie wird der See seit 1985 in regelmäßigem Rhythmus zwei Wochen lang umgewälzt, woran sich eine zweiwöchige Ruhephase anschließt. Diese intermittierende Zwangszirkulation, die das ganze Jahr über beibehalten wird, brachte den erhofften andauernden limnologischen Erfolg.

4. Vergleich und Diskussion der physikalischen und chemischen Parameter 1988 mit denen der Vorjahre

Im Vergleich zu früheren Untersuchungs Jahren (Steinberg und Zimmernann, 1988) haben sich die wasserchemischen Bedingungen im Fischkaltersee gravierend verändert. Das soll an ausgewählten Parametern aufgezeigt werden:

Die N-Konzentrationen lagen 1988 niedriger als in den Jahren 1979 und 1985 (Tab. 2).

Tab. 2: Jährliche Durchschnittswerte ausgewählter Parameter. Die Werte für Phosphor, Stickstoff (min. N = Summe aus Nitrat- und Ammonium-N) und Chlorophyll beziehen sich auf die gesamte Wassersäule, die für Sauerstoff auf die Grenzschicht zwischen Sediment und Wasser. SRP = gelöster reaktiver Phosphor

	Sichttiefe cm	Chl. $\mu\text{g/l}$	O ₂ mg/l	Ges.-P $\mu\text{g/l}$	SRP $\mu\text{g/l}$	min. N $\mu\text{g/l}$
1979 ohne Therapie	180	40	0	264	148	4750
1983 permanente Zirkulation	120	85	10	48	4	916
1985 intermittierende Zirkulation	250	31	11	34	4	1530
1988 intermittierende Zirkulation	264	24	9	34	<1	1122

Die Werte für Gesamt-Phosphor veränderten sich seit 1985 jedoch nicht, wobei die Konzentrationen für SRP von $4 \mu\text{g/l}$ (1985) 1988 unter die Nachweisgrenze $< 1 \mu\text{g/l}$ sanken (Tab. 2). Das teilweise reduzierte Nährstoffangebot begrenzte das Algenwachstum und drückte sich in gesunkenem Chlorophyll a-Gehalt aus. Die gedämpfte Phytoplanktonentfaltung wiederum bedingte einen geringen, allerdings nicht signifikanten Anstieg der Sichttiefe (Tab. 2). Durch die intermittierende Zwangszirkulation wurde die Sedimentation abgestorbener Algen möglich, wodurch sich die interne Düngung auf ein Minimum reduzierte.

Nach der im Rahmen eines OECD-Untersuchungsprogrammes erarbeiteten Einteilung zur Abschätzung des Trophiegrades von Seen anhand der Parameter Gesamt-P-Konzentration, Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe (Vollenweider, 1979) ist der Fischkaltersee heute als mesotroph zu beurteilen. Unter Berücksichtigung der statistischen Natur der Beziehung zwischen der mittleren jährlichen Gesamt-P-Konzentration und dem wahrscheinlichen trophischen Zustand des Sees (Vollenweider, 1979; Reckow, 1979) ist der Fischkaltersee bei einer P-Konzentration von $34 \mu\text{g/l}$ mit einer Wahrscheinlichkeit von 70 % mesotroph, während er 1983 nur mit einer Wahrscheinlichkeit von 49 % mesotroph war. Vor dem Einsatz der Sanierungsmaßnahmen war der See mit $264 \mu\text{g/l}$ P mit 100 %-iger Wahrscheinlichkeit eutroph. Heute liegt die Wahrscheinlichkeit für eutrophe Zustände immer noch bei 42 %.

4.1. Vergleich und Diskussion des Phytoplanktons 1988 mit dem der Jahre 1980 und 1985

Im Untersuchungs Jahr 1988 verlief die Phytoplanktonentwicklung anders als in den Jahren 1980 und 1985. In der ersten Hälfte des Jahres 1980 ist das Phytoplankton vor dem Einsatz der permanenten Zwangszirkulation zu sehen. Es wird von fädigen Blaualgen beherrscht. Wenige Wochen nach dem Einsatz der Therapie sind diese fast vollständig aus dem Phytoplankton verschwunden. Coccale Grünalgen und Diatomeen können sich entfalten (Abb. 1). Dieser anfängliche Erfolg brach im dritten und vierten Therapiejahr der permanenten Zwangszirkulation, 1983-84, zusammen (Tille-Backhaus, 1984).

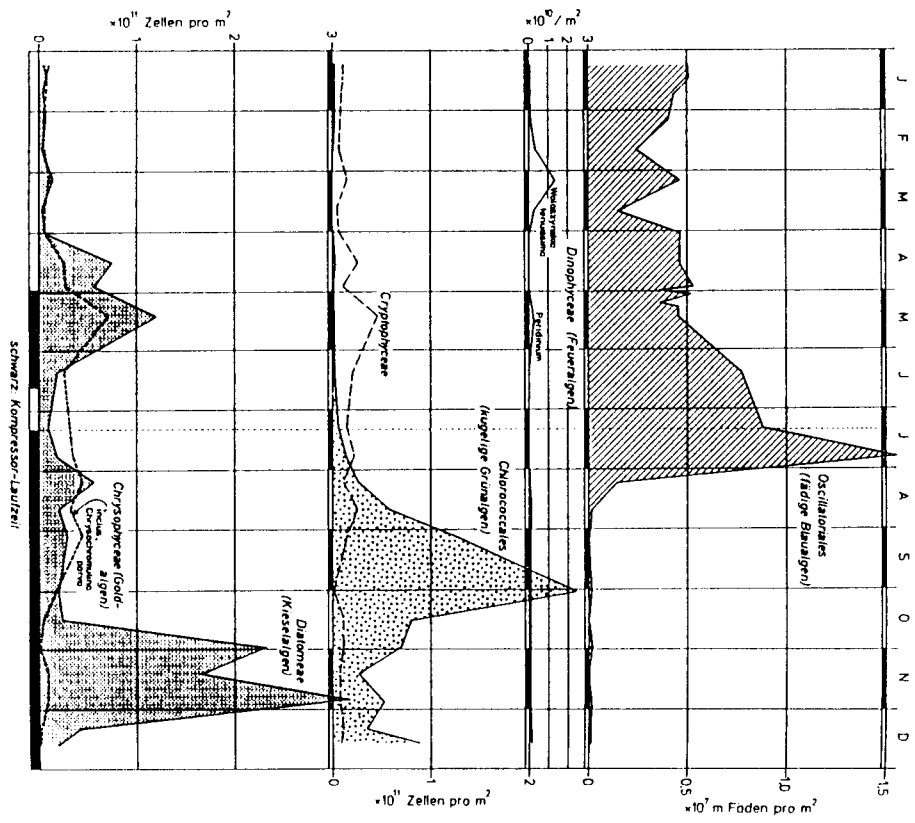


Abb. 1: Phytoplankton-Sukzession 1980

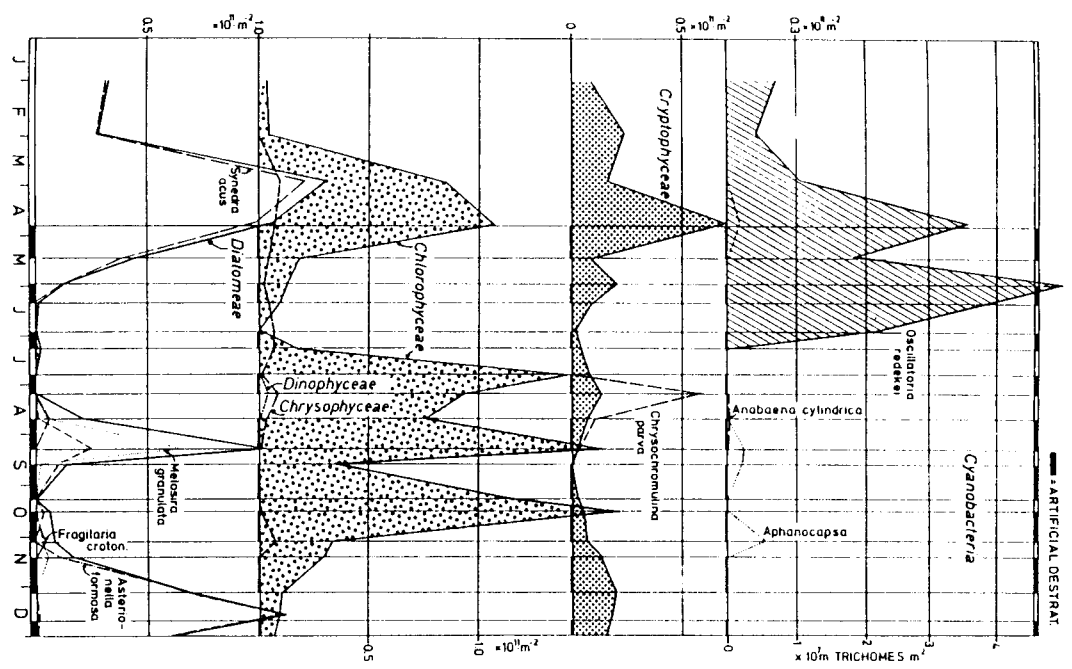


Abb. 2: Phytoplankton-Sukzession 1985

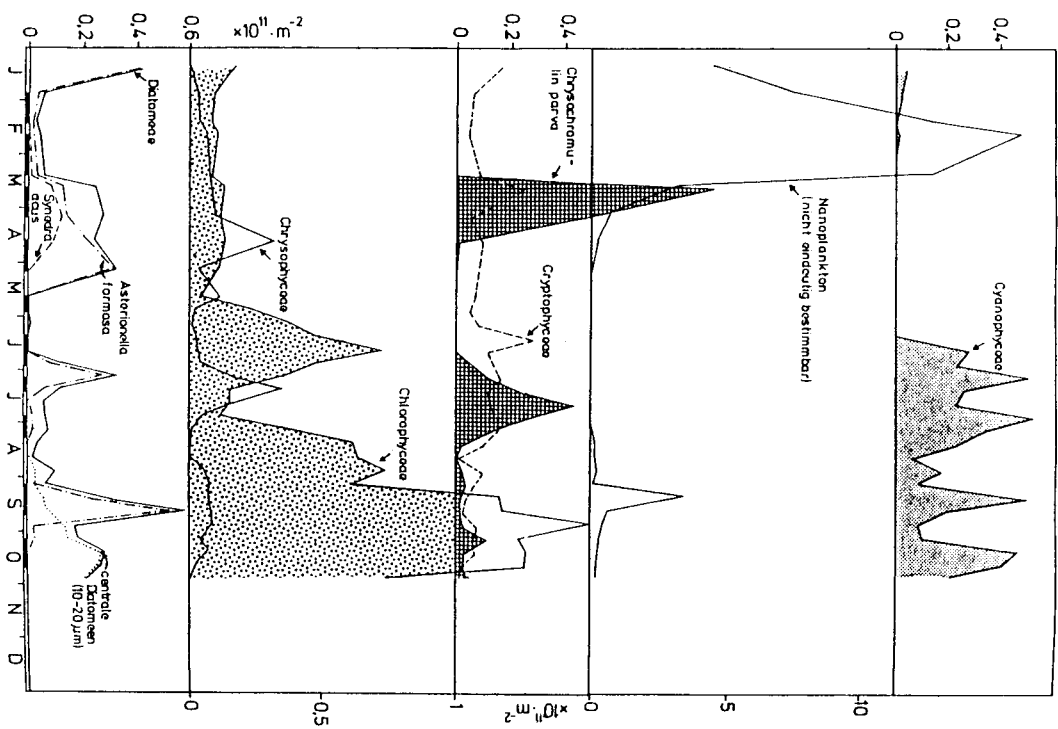


Abb. 3: Phytoplankton-Sukzession 1988

Die fädigen Blaualgen konnten sich wieder im Phytoplankton durchsetzen. Dieses Bild zeigt sich noch zu Beginn des Untersuchungsjahres 1985 (Abb. 2), als im Mai mit der intermittierenden Umwälzung begonnen wurde. Drei Monate nach dem Beginn dieser Maßnahme ist der Erfolg dieser Therapie sichtbar. Zugunsten anderer Algengruppen gelang es, die fädigen Blaualgen wieder aus dem Phytoplankton zu verdrängen. Diese Situation konnte man auch 1988, im vierten Jahr der intermittierenden Zwangszirkulation, beobachten. Es wurden in der zweiten Jahreshälfte 1988 nur coccale Cyanobakterien gefunden (Abb. 3). Völlig anders als in den Jahren 1980 und 1985 gestaltet sich der Auftakt der Frühjahrsphytoplanktonentwicklung 1988. In diesem Jahr konnte erstmals eine sehr früh einsetzende Massenentwicklung von Nanoplankton (nach der Definition von Sieburth et al. (1978) umfaßt das Nanoplankton die Größenklasse von 2 bis 20 μm) im zeitigen Frühjahr beobachtet werden. Da das Auftreten massenhaften Phytoplanktonwachstums so zeitig im Jahr untypisch ist, ist abzuklären, ob es sich um eine durch die Therapie bedingte Erscheinung handelt, die für Gewässer mit unregelmäßig wiederkehrenden Zirkulationen (zum Beispiel flache Stauseen) bezeichnend ist.

Die erfolgreiche anhaltende Verdrängung der fädigen Cyanobakterien aus dem Phytoplankton ist als eine positive Auswirkung der intermittierenden Zwangszirkulation zu werten (Shapiro et al., 1982; Steinberg und Zimmermann, 1988).

4.2. Vergleich und Diskussion der Zooplanktongesellschaft 1988 mit derjenigen der Vorjahre

Treten im Phytoplankton (Produzenten) deutliche Veränderungen auf, so kann auch eine Umstrukturierung im weiteren Nahrungsgefüge (bei den Konsumenten) erwartet werden. Dies soll anhand der Zooplanktonsuccession der Jahre 1980-83 und 1988 verfolgt werden.

Von 1980 bis 1983 fand eine deutliche quantitative Veränderung des Zooplanktons statt (Abb. 4 und 5). Ein erster Einschnitt zeichnete sich 1982, im dritten Jahr der permanenten Zwangszirkulation, ab (Abb. 5). Die Abundanzen der Rädertierchen (Rotatorien) waren deutlich höher als in den vorangegangenen Jahren (Abb. 5). Die Blattfuß- und Ruder-

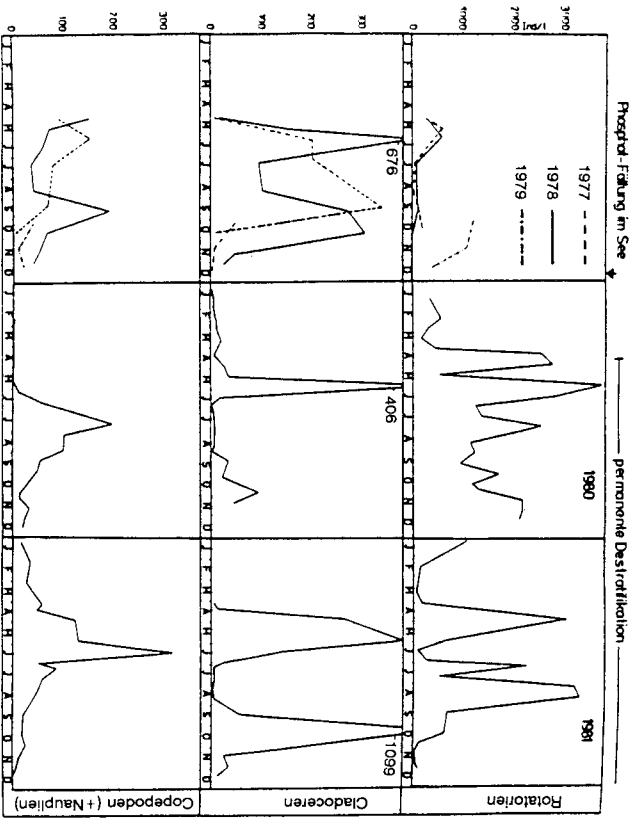


Abb. 4: Zooplankton-Sukzession 1977-1981

fußkrebse (Cladoceren und Copepoden) hingegen nahmen in ihren Beständen ab (Abb. 5) und fielen somit als Nahrungskonkurrenten für die Rädertierchen aus, so daß das kleine Zooplankton aufkommen konnte (Vanni, 1986). Allerdings zeigten seit 1983 die Abundanz der Rädertierchen eine massive Reduktion (Abb. 5). Diese Ergebnisse lassen sich als eindeutigen Therapie-Erfolg interpretieren. Denn mit Zunahme des Trophiegrades steigen die Abundanzdichten an (Walz, 1987). Auch Le Cren und Lowe-McConel (1980) registrierten neben vielen anderen in eutrophierten, temperierten Seen die höchsten Rädertierchen-Bestandsdichten. Am Untersuchungsobjekt Fischkattersee ist bis 1988 gerade eine gegenläufige Entwicklung (Abb. 4 und 5) zu beobachten, die für eine deutliche Verbesserung des trophischen Zustands spricht.

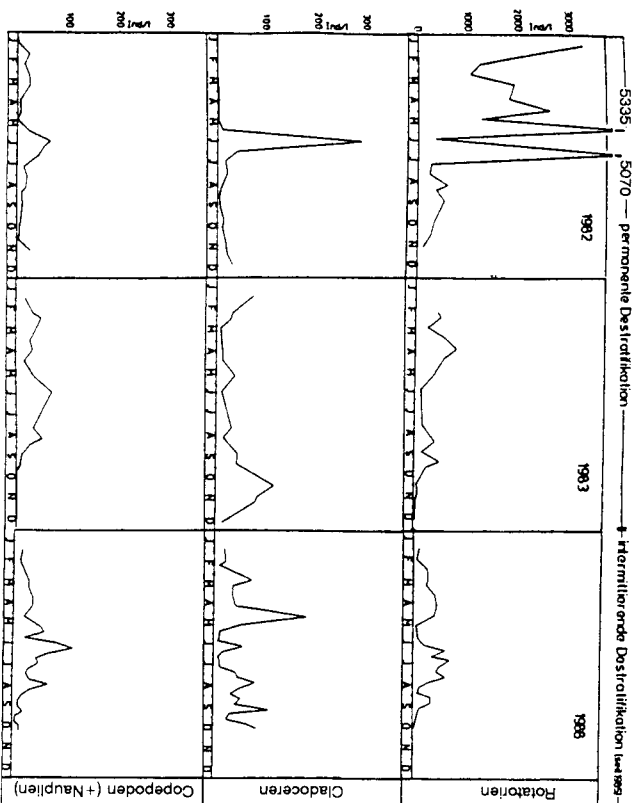


Abb. 5: Zooplankton-Sukzession 1982, 1983 und 1988

Die Frühjahrs- und Sommermaxima aller drei Zooplanktongruppen, der Rädertierchen, Blattfuß- und Ruderfußkrebse, treten 1988 nur stark gedämpft auf (Abb. 5). Auch dies spricht laut Sommer et al. (1986) für eine Besserung des Trophiegrads.

Mit der quantitativen Veränderung des Zooplanktons ging auch eine deutliche Umstrukturierung innerhalb der Zooplanktongesellschaft einher. 1980 wurde das Zooplankton nahezu ausschließlich von der Gruppe der Rädertierchen bestimmt (Abb. 6) und zeigte damit ein für einen eutrophen See typisches Bild (Sommer et al., 1986). Ihre Dominanz veränderte sich im Laufe der Jahre zugunsten der Blattfuß- und Ruderfußkrebse. Im Jahre 1988 wird die Zusammensetzung des Zooplanktons nicht unbedeutend von den Krebsen mitgestaltet (Abb. 6). Während des

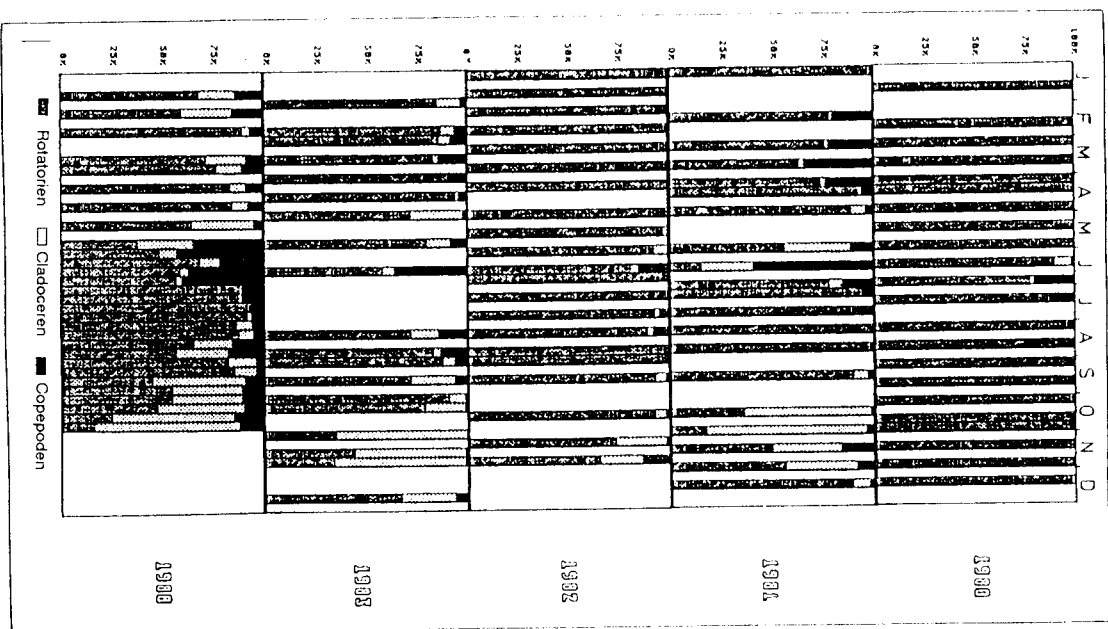


Abb. 6: Zusammensetzung der Zooplanktongesellschaft

Klarwasserstadiums Anfang Mai liegt ihr prozentualer Anteil bei 62%. Es kam offensichtlich zu einer Verschiebung hin zu größeren Filterern: Rädertieren ---> Blattfußkrebs, Ruderfußkrebs.

Mit der veränderten Zusammensetzung der Zooplanktongesellschaft ging auch ein Strukturwandel innerhalb der Gruppen einher. Bei den Ruderfußkrebsen deutet die Bestandszunahme der Art *Eudiaptomus gracilis* Sars von 1980 bis 1988 auf die positive Wirkung der Therapie hin (Einsle, 1977).

Bei den Blattfußkrebsen zeichnete sich von 1980 bis 1988 eine schrittweise Zunahme größerer Filterer ab. Sie spricht für eine Verbesserung des trophischen Zustands des Sees (McNaught, 1975).

Die Untersuchungsergebnisse im vierten Jahr nach Einsetzen der intermittierenden Zwangszirkulation zeigen, daß diese Maßnahme sowohl aus wasserchemischer als auch in biozönotischer Sicht erfolgreich war.

5. Zusammenfassung

Im Untersuchungsjahr 1988 wurden am Fischkallersee folgende chemisch-physikalischen Parameter untersucht: pH-Wert, Sichtigkeit, Temperatur, Sauerstoffgehalt und -sättigung, Gehalt an gelöster reaktiver Phosphor (SRP), Gesamtposphorgehalt, gelöste anorganische Stickstofffraktionen (Nitrat, Nitrit, Ammonium) und Chlorophyll a-Gehalt. Ferner wurde sowohl die Phytoplankton- als auch die Zooplanktonentwicklung erfaßt.

Die Ergebnisse wurden mit früheren Untersuchungen am Fischkallersee verglichen. 1988 zeigte sich ein ausgeprägtes Frühjahrsklarwasserstadium mit einer maximalen Sichtigkeit von 5,20 m und ein sommerliches Klarwasserstadium (maximale Sichtigkeit: 3,90 m).

Der Fischkallersee zeigte eine gute Sauerstoffsituation. Der Gesamtphosphorgehalt veränderte sich gegenüber 1985 nicht, wobei die SRP-Konzentrationen meist unter der Nachweisgrenze lagen. Die Nitratgehalte gingen während des Sommers 1988 zurück, der durchschnittliche minimale Stickstoffgehalt lag in diesem Jahr niedriger als 1985. Auch die Chlorophyll a-Werte lagen 1988 deutlich niedriger als in den vorangegangenen Jahren.

Die Phytoplanktonsuccession hatte sich seit dem Einsatz der intermittierenden Zwangszirkulation entscheidend gewandelt. Die fädigen Cyanobakterien konnten erfolgreich aus dem Phytoplankton verdrängt werden, womit eine positive Veränderung des Fischkaltensees angezeigt wird. Im Untersuchungsjaar 1988 konnte erstmals beobachtet werden, daß die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons bereits sehr zeitig im Jahr durch Nanoplankter ($< 3 \mu\text{m}$) eingeleitet wird. Ob es sich dabei um eine durch die Therapie bedingte Erscheinung handelt, ist noch abzuklären.

Die Abundanzkurven aller Zooplanktongruppen zeigten seit 1983 einen stark gedämpften Verlauf. Innerhalb des Zooplanktons konnte bis 1988 eine veränderte Gewichtung der unterschiedlichen Gruppen am gesamten Zooplankton beobachtet werden. Es war eine deutliche Umstrukturierung von den Rädertieren hin zu den Krebsen festzustellen. Die Artenzusammensetzung des Blattfußkrebsplanktons hatte sich gegenüber früheren Jahren nicht verändert. Es fand allerdings eine deutliche Verschiebung von kleinen filtrierenden Arten zu den Großfiltrieren statt. Ebenso war 1988 die Bedeutung von Eudiaptomus gracilis innerhalb der Ruderfußkrebse gestiegen.

Die hier zusammengefaßten Veränderungen der abiotischen Parameter und der Phyto- und Zooplanktonentwicklung weisen auf eine Besserung des trophischen Zustands des Fischkaltensees und den erfolgreichen Einsatz der intermittierenden Zwangszirkulation hin.

6. Literatur

- Berg, K., Skulberg, O.M., Skulberg, R., Underdal, B. und Willen, T. (1986): Observations of toxic blue-green algae (Cyanobacteria) in some Scandinavian lakes. *Acta vet. scand.* 27: 440-452.
- Bohl, E. (1979): Mechanismen der Nahrungselektivität planktivorer Cypriniden. Dissertation, LMU München
- Carmichael, W.W., Jones, C.L.A., Mahmood, N.A. und Theiss, W.C. (1985): Algal toxins and water-based diseases. *CRC Critical Rev. Environ. Contr.* 15: 275-313.
- Danecker, E. (1971): Die künstliche Durchmischung des Krotensees (Bundesland Salzburg). *Carinthia II, Sonderheft* 31: 41-62.

- Einsle, U. (1977): Die Entwicklung des Crustaceenplanktons im Bodensee. *Schrift d. Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee Bd. 20*
- Le Cren, E.D. und Lowe-McConnell, R.H. (1980): The functioning of freshwater ecosystems. *IBP 22.* Cambridge University Press, Cambridge: 588pp
- McNaught, D.C. (1975): A hypothesis to explain the succession from calanoids to cladocerans during eutrophication. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 19: 724-731.
- Reckhow, K.H. (1979): Quantitative techniques for assessment of lake quality. *EAP Report Nr. 440/5-79-015.*
- Sivonen, K., Niemi, M. und Niemelä, S. (1986): The occurrence of toxic cyanobacteria in Finland during 1986. *Nordic Workshop on Toxic Cyanophytes, 24-25 Sept. 1986,* Husö Biological Station, Åland, Finland.
- Shapiro, J. (1982): Direct manipulation of zooplankton populations. In: Shapiro, J. et al.: Experiments and experiences in biomaniplulation studies of biological ways to reduce algal abundance and eliminate blue-greens. *Bericht der Environmental Protection Agency EPA - 600/3-82-096.* S. 155ff.
- Sieburth, J. McN., Smetacek, V. und Lenz, J. (1978): Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.* 23: 1256-1263.
- Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W. und Duncan, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters. *Arch. Hydrobiol.* 106: 433-471.
- Steinberg, C. (1983): Effects of artificial destratification on the phytoplankton in a small lake. *J. Plankton Res.*, 5: 855-864.
- Steinberg, C. und Bucksteeg, K. (1980): Versuch der Therapie eines polytrophem Kleintsees mit Aluminiumchlorid. *Vom Wasser* 55: 47-62.
- Steinberg, C.E.W. und Hartmann, H.M. (1988): Planktonic bloom-forming Cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers. *Freshwat. Biol.* 20: 279-287.
- Steinberg, C. und Zimmermann, G. (1988): Intermittent destratification: a therapy measure against cyanobacteria in lakes. *Environ. Technol. Lett.* 9: 337-350.
- Tille-Backhaus, R. (1984): Die Entwicklung des Phytoplanktons im Fischkaltensee im dritten und vierten Jahr der Zwangszirkulationstherapie. *Diplomarbeit,* Universität München.

Vanni, M.J. (1986): Competition in zooplankton communities: Suppression of small species by *Daphnia pulex*. *Limnol. Oceanogr.* 31, 1039-1056.

Vollenweider, R.A. (1979): Das Nährstoffbelastungskonzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozeß stehender Gewässer und Talsperren. *Z. Wasser und Abwasserforschung* 12/2: 45-56.

Walz, N. (1986): Wie werden Rotatorienpopulationen reguliert? In: Elemente der Steuerung und Regulation in der Pelagialbiozönose. Ruttner-Symposium. Laufener Seminarbeiträge der Bayer. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege 2/86: 80-90.

Dipl. Biol. Rolanda Tille-Backhaus

Dipl. Biol. Elke Gruhl

Priv.-Doz. Dr. Christian Steinberg

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft

Lazarettstr. 67

8000 München 19

Korrespondenzadresse:

Priv.-Doz. Dr. Christian Steinberg

Fraunhofer Institut für Umwelttechnik und Ökotoxikologie

Postfach 1260

Grafschaft

5948 Schmalleberg

Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer - 2. Feuchtgebietssymposium Bad Wurzach, 9.-11. Mai 1989. Hrsg.: K. Zinz, H. Rahmann und H. Weisser, Verlag Margraf, Weikersheim

Voraussetzungen für Sanierungskonzepte für kleinere Stehgewässer

Heinz Strehle und Dieter Wörner

Wasserwirtschaftsamt Ravensburg

Es ist zwar unhöflich, einen Vortrag mit Belehrungen zu beginnen, wir müssen Sie aber angesichts des uns zur Verfügung stehenden zeitlichen Rahmens und wegen einer im weiteren noch zu begründenden Abweichung vom Titel unseres Referates um Verständnis bitten, wenn wir sie zunächst mit einer Begriffsbestimmung traktieren.

Das Thema unseres Vortrages lautet: "Voraussetzungen für Sanierungskonzepte für kleinere Stehgewässer". Hielten wir uns im strengen Sinne an das, was in der einschlägigen Fachwissenschaft der Limnologie unter dem Terminus **Sanierung** verstanden wird, dann wäre unser Vortrag sehr schnell zu Ende gebracht. Die Notwendigkeit für Sanierungen als Eingriffe in das Umfeld von Seen und Weihern sind unüberschaubar, entsprechende Konzepte hinlänglich bekannt. So weiß man von Defiziten in der Abwasserbeseitigung, die zu Belastungen für kleine Stehgewässer führen können, dies vor allem im ländlichen Raum. Der politische Wille, dieses Problem zu beseitigen, ist bei den meisten Beteiligten vorhanden. Problematischer ist es mit den Belastungen, die von einer häufig nur auf Ertragssteigerungen ausgerichteten Landwirtschaft auf Seen, Weihern, Teichen und Fließgewässern ausgehen. Zur Lösung dieses Problems sind sicherlich größere Anstrengungen notwendig. Hier sind Sanierungskonzepte - zumindest im Grundsatz - wie Extensivierungen im Einzugsbereich von Gewässern, oder Randstreifenprogramme

entwickelt. Diese Konzepte könnten, die finanziellen Mittel vorausgesetzt, jederzeit umgesetzt werden.

In methodischer Hinsicht gilt es für Sanierungskonzepte an einzelnen Gewässern, die auf sie wirkenden Belastungen aus den verschiedenen Quellen quantitativ zu dokumentieren, um bei den durchzuführenden Maßnahmen Schwerpunkte setzen zu können.

Doch wegen der nach einer erfolgten Sanierung meist nur sehr langsam verlaufenden Gesundung eines Gewässers glaubt man häufig - ob zu recht oder zu unrecht, scheint uns mehr eine Sache politischer denn wissenschaftlich begründeter Entscheidungen zu sein -, daß man über diese Maßnahmen hinaus noch handeln müsse.

Und hier müssen wir einen weiteren Begriff in die Diskussion einführen, nämlich den der **Restaurierung**. Unter diesem Terminus technicus faßt man nach allgemeiner Übereinstimmung alle Eingriffe in das innere Gefüge des Lebensraumes See zusammen.

Wir wollen im folgenden, obwohl unser Thema dem Wortlaut nach Sanierungskonzepte zum Gegenstand hat, vor allem von diesen Maßnahmen sprechen, ihren Sinn und Nutzen und besonders ihre Voraussetzungen deutlich machen. Wir glauben, dies aus den oben genannten und den noch zu schildernden Gründen tun zu dürfen.

Lassen Sie uns eine für den einen oder anderen vielleicht provozierend wirkende These an den Anfang unserer Überlegungen stellen, eine These, zu der wir anläßlich eines mündlichen Vortrages von Christian Steinberg am Institut für Seenforschung und Fischereiwesen in Langenargen angeregt wurden.

Die These lautet: Eine Restaurierung eines Sees oder Weihers ist grundsätzlich nicht möglich.

Warum?

Nun, im streng semantischen Sinne würde Restaurierung hier bedeuten, daß man ein Stehgewässer in einen Zustand versetzen kann, den es im Laufe seiner Entwicklung schon einmal eingenommen hat.

Daß ein wie auch immer gearteter Lebensraum wieder in einen schon durchlaufenen Entwicklungszustand zurückversetzt werden kann, widerspricht aller Erfahrung. Von solchen Entwicklungszuständen gilt sicher dasselbe, was Charles Darwin von ausgestorbenen Arten konstatierte, nämlich, daß sie nie mehr wiederkehren werden. Es sind aber auch prinzipielle Gründe, die gegen eine solche Annahme sprechen. Jeder

Lebensraum ist mit zahlreichen anderen verknüpft, die ihrerseits einem beständigen Wandel unterliegen, und die im Sinne eines multifaktoriellen feed-back's aufeinander einwirken.

Wir halten es daher für nützlicher, Steinbergs Empfehlung zu folgen und statt von Restaurierungen nur noch von **Therapien** zu sprechen. Wie notwendig diese Klarstellung ist, beweisen die vielen Hochglanzbroschüren, die auch uns massenweise zugehen und in denen den Unterhaltspflichtigen von Stehgewässern versprochen wird, man könne ihren kränkeldenden Seen mit geeigneten Eingriffen in ihr inneres Gefüge um dreißig und mehr Jahre "verjüngen".

Der Begriff Therapie legt Assoziationen zur Medizin nahe, und wir werden uns nicht scheuen, in der weiteren Argumentation Anleihen bei dieser Wissenschaft zu machen. Immerhin spricht dafür, daß die Medizin, was Therapien anbelangt, auf eine mehrtausendjährige Geschichte zurückblicken kann. Wir hingegen machen uns in diesem Sinne - von der Teichwirtschaft abgesehen - seit allenfalls einhundert Jahren an Gewässern zu schaffen.

Wir möchten noch eine prinzipielle Bemerkung vorausschieken. Der Anlaß zu unseren Ausführungen ist weniger einem akademischen Interesse am Gegenstand der Limnologie als vielmehr gewissen leidvollen Erfahrungen aus der wasserwirtschaftlichen Praxis erwachsen.

Und diese Praxis wird in zunehmendem Maße von Vorkommnissen geprägt, die Ihnen in Form einer kleinen Anekdote deutlich gemacht werden sollen:

An einem kleinen oberschwäbischen See, der für die Wissenschaft bisher ein unbeschriebenes Blatt war, und der von Badegästen, Fischern, Surfern und anderen Erholungssuchenden genutzt wurde, tritt plötzlich eine Blaulagenblüte auf, die wegen ihrer Hefigkeit und ihres unappetitlichen Aussehens als unnatürlich und pathologisch empfunden wird. Die für den Unterhalt des Gewässers zuständige Gemeindeverwaltung, die Fischer und die Badegäste alarmieren die Fachbehörden. Deren Rat und auch der kompetenter Institute, man müsse sich zunächst ein umfassendes Bild über das Gewässer machen, was mehrere Jahre beanspruche, wirkt verständlicherweise nicht allzu befriedigend, und man wendet sich unter anderem an die Presse. Diese tut das Ihrige, um den Fall auch über die Region hinaus publik zu machen. Die Folge:

Plötzlich rücken von allen Seiten Wissenschaftler an, und bei der einheimischen Bevölkerung werden Recherchen zur Historie des Sees angestellt. Boote werden zu Wasser gelassen, um an geeigneten Stellen Wasserproben nehmen zu können. Auf das Peinlichste genau wird registriert, wieviel von dem, das Algenwachstum induzierenden Phosphor und Stickstoff in welcher Tiefe des Sees anzutreffen ist. Mit derselben Akribie wird ermittelt, in welcher Tiefe wieviel Sauerstoff vorhanden und ob der See geschichtet ist. Da sich solche Vorkommnisse vor allem in warmen Sommermonaten häufen, entsteht unter den Forschern eine nervöse Hektik, die in einem beständigen Hin und Her von einem "stichen See" zum anderen zum Ausdruck kommt.

Das Jahr nähert sich dem Ende, und die Wissenschaft war nicht untätig. Bewaffnet mit Textverarbeitungs- und Graphikprogrammen hat sie Expertisen erstellt, aus denen über jeden Zweifel erhaben hervorgeht: Der Zustand unseres kleinen Sees hat sich in den letzten zehn Jahren dramatisch verschlechtert, sein nur noch als Rudiment vorhandenes Hypolimnion ist mit Phosphor und Stickstoff weit über das zuträgliche Maß hinaus befrachtet. Ganz schlimm, so heißt es weiter, steht es mit dem Sauerstoff. Bei allen Messungen zeigte sich, daß er in dem klaglichen Rest von Hypolimnion fast nicht mehr nachweisbar war.

Als Beleg für diese bedrohliche Diagnose dienen perfekt gestylte Strich- und Balkengraphiken aus dem Nadel- oder Laserdrucker.

Und das Fazit, das aus den Befunden gezogen wird, kulminiert in dem Postulat: Das verjauchte Hypolimnion muß entweder schnellstens künstlich beatmet, oder sein Wasserkörper einem Krebsgeschwür ähnlich entfernt, das heißt gesondert aus dem See geleitet werden.

Aufgrund des polemischen Untertons, der in dieser kleinen Anekdote mitschwang, die sich übrigens unschwer auch für andere Fälle und sogenannte "Restaurierungsmaßnahmen" erfinden ließe, werden Sie zu Recht vermuten, daß es da noch eine andere Seite gibt, als die eingängige, eben Geschilderte. Zumindest sind wir dieser Auffassung.

Aus den herrlichen Graphiken ist nämlich auch zu erschen, daß ganze drei Messungen ausreichen, um sie zu kreieren, der sieche See mithin ganze drei Male während des Sommers zur Probenentnahme und Begutachtung aufgesucht worden war. Und aufgrund dessen wurde eine umfassende Diagnose über sein Leiden gestellt, ein Leiden, das,

erinnern wir uns, sich in Form einer zuvor nicht beobachteten Blaugrünblüte zum ersten Male manifestierte, und das jetzt mit den gemessenen Werten von Stickstoff, Phosphor und Sauerstoff in einen kausalen Zusammenhang gebracht wird. Und logisch durchaus zwingend daher der Rat, daß diese Substanzen, vor allem der Phosphor, schnellstens beseitigt oder unschädlich gemacht werden müßten. Dabei wird je nach der Beschaffenheit des Gewässers im allgemeinen zu einer Tiefenwasserbelüftung, bzw. Tiefenwasserbelüftung oder Entschlammung geraten.

Auf ähnliche Weise wird, häufig jedoch nicht expressis verbis, der Beleg für die dramatische Verschlechterung des Zustandes eines Gewässers während der letzten Jahren erbracht. Insistiert man auf nachvollziehbaren Gründen für diese Verschlechterung, dann wird gerne auf die "örtlichen Kenner" des Sees verwiesen. Und die, so der Bescheid, hätten Stein und Bein geschworen, daß man vor dem Kriege in dem Gewässer noch das Kiesgeröll auf dem Grund erkennen konnte. Nebenbei bemerkt, derartige Auskünfte wurden auch uns schon des öfteren gegeben. Angesichts des hohen Alters unserer natürlichen Stehgewässer von fast 20.000 Jahren, überlassen wir es Ihrem Urteilsvermögen, eine Wertung solcher historischen Recherchen vorzunehmen.

Doch lassen wir jetzt die Polemik, und halten wir fest:

Aufgrund einiger weniger, von auffälligen Ereignissen verursachten und häufig saisonal beschränkten Untersuchungen werden Schlußfolgerungen gezogen, die weitreichende Konsequenzen für das innere Gefüge von kleinen Seen und Weihern haben. Dabei bleibt eine Reihe von wesentlichen Fragen außen vor, die man vernünftigerweise stellen muß, wenn man, so unsere Auffassung, eine nachhaltige Verbesserung für die natürliche Entwicklung eines Stehgewässers erreichen will.

So bleibt zunächst einmal unklar, ob es sich bei den die Untersuchungen verursachenden äußeren Ereignissen nicht um ein episodenhaftes Geschehen handelt, auf das wir, sensibilisiert durch ein geschäftiges Bewußtsein für Umweltschäden, allzu nervös und in den Schlußfolgerungen allzu naïfforsch reagieren.

Es ist aufgrund des viel zu kurzen Untersuchungszeitraumes auch nicht klar, ob eine auffällige Algenblüte oder ein Fischsterben in einem Weiher durch ein Übermaß an von außen dem Gewässer zugeführten oder durch im Gewässer selbst im Verlaufe seiner Entwicklung akku-

mulierten Nährstoffen hervorgerufen wurde. Wäre ersteres der Fall, wäre zuvor keine umfassende Umfeldsanierung erfolgt, dann wäre mit therapeutischen Eingriffen nicht viel erreicht. Die Therapie wäre dann ähnlich unsinnig wie das beständige Spritzen eines an Altersdiabetes leidenden Patienten mit Insulin, dem durch eine gezielte Diät nachhaltiger und vor allem schonender geholfen werden könnte.

Sicherlich trifft es im Großen und Ganzen zu, daß der natürliche Alterungsprozess unserer Gewässer vor allem nach dem zweiten Weltkrieg - bedingt durch geänderte Nutzung, eine intensiver betriebene Landwirtschaft, dichtere Besiedlung und neue Freizeitgewohnheiten - beschleunigt wurde.

Eine solche Beschleunigung des natürlichen Alterns von Stiegewässern ist nach aller Erfahrung nicht einfach zu dokumentieren. Gegenwärtig zeichnet sich jedoch ab, daß ein solcher Nachweis durch Sedimentuntersuchungen geführt werden könnte.

Skeptischer sind indessen alle Versuche zu beurteilen, Phosphorlasten allein durch therapeutische Maßnahmen aus dem ökologischen System See wirksam zu beseitigen. Dabei steht es nach allen Erfahrungen, insbesondere aus solchen, die in Bayern gewonnen wurden, dahin, ob Phosphor aus dem Hypolimnion oder dem Seeboden beseitigt (Tiefenwasserableitung, Entschlammung) oder im Sediment fixiert wird (Tiefenwasserbelüftung, Ausfällen von Phosphaten). Meistens, so mußte man in Bayern feststellen, verblieb nach solchen Maßnahmen noch so viel Phosphor in den Seen, daß die Algenblüten, die man bekämpfen wollte, nach wie vor einen geeigneten Nährboden fanden. Erst die konsequente Sanierung des Umfeldes solcher Gewässer zeitigte nach geraumer Zeit die erwartete Wirkung.

Kommen wir nun zu einem Problem, einem überaus gewichtigen, das in fast allen Fällen manifest wird, wenn an irgendeinem Stillgewässer ein therapeutischer Eingriff durchgeführt werden soll.

Aufgrund der oben geschilderten, häufig nur marginalen Studien an Seen werden uns oft Konzeptionen zu Gewässertherapien zur Begutachtung oder Genehmigung vorgelegt, aus denen nicht recht ersichtlich ist, warum ein bestimmter Eingriff in das innere Gefüge eines Gewässers erfolgen soll. In diesem Zusammenhang spielt der vermeintliche "Sauerstoffmangel" im Hypolimnion eine herausragende Rolle. Offen-

sichtlich scheint den "Acrobier" Homo sapiens dieser mißliche Umstand so sehr zu beunruhigen, daß er seines anthropozentrisch verengten Blickwinkels nicht mehr gewahr wird und sich zu unverzüglichem Handeln bemüßigt sieht. In seinem respektablen und über alle Zweifel erhabenen Wunsch, zu helfen, handelt er, ohne nachzudenken. Daß ein sauerstoffarmes oder sauerstoffreiches Hypolimnion die Folge des natürlichen Wandels eines Stiegewässers ist - als Beleg hierfür mag der Schleinsee der 30-er Jahre dienen - bleibt bei solchen Erwägungen außer acht.

Eben solchen diffusen Handlungszwängen sieht man sich ausgesetzt, wenn es um die Verlandung im Endstadium eines Weiher geht. Dabei will man eine wie auch immer diagnostizierte "dramatische" Verlandung möglichst rückgängig machen, das heißt den Weiher entschlammen. Auch hier ist das Motiv wohl wieder mehr unseren menschlichen Vorstellungswesen von dem, was ein Weiher sein soll, erwachsen, als dem abwägenden Urteil, das solche Erscheinungen auch als naturgegeben einzuschätzen weiß.

Dabei gibt es sehr wohl Motive für Seentherapien, vor allem dann, wenn sich zuvor vorausgegangene Umfeldsanierungen an Gewässern als unzureichend erwiesen haben. Aber auch ohne vorausgegangene Sanierung sind solche Maßnahmen nicht per se sinnlos. Nur muß dann der Sinn transparent beziehungsweise ihr Zweck namhaft gemacht werden. Es muß also in solchen Fällen deutlich werden, was mit einer Schlamm-entnahme, einer Tiefenwasserableitung oder einer Tiefenwasserbelüftung erreicht werden soll. Der Grund, man wolle einem belasteten Gewässer damit "irgendwie" helfen, kann nicht gelten. Hier sollten wir uns, vor allem als Wissenschaftler, mit der Erkenntnis bescheiden, daß wir viel zu wenig von all den physikalischen, chemischen und biologischen Vorgängen in dem komplex vernetzten System See wissen, um entscheiden zu können, wie diesem geholfen werden könnte. Auf die philosophische Implikation dieser Frage können wir hier nicht eingehen, obwohl uns das ungemein reizen würde. Es können also immer nur von uns Unwissenden eindeutig definierbare und unserem Nutzen dienliche Zwecke Gründe sein, die uns ein solches Vorgehen nahelegen. Einige dieser Zwecke seien genannt:

- so eine teilweise oder völlige Entschlammung von Badeseen oder Badeweihern, bei der die Nutzung als Badegewässer eindeutig die Priorität vor der ökologischen Bedeutung erhielt;
- oder eine Tiefenwasserableitung bzw. -belüftung von Seen, die ausschließlich der gewerblichen Nutzung als Fischgewässer dienen und aufgrund dieser intensiven Nutzung und der damit verbundenen Belastung des Hypolimnions als solche unbrauchbar zu werden drohen;
- dieselben Maßnahmen können auch dann sinnvoll sein, wenn ein Gewässer einer bestimmten Freizeitnutzung unterliegt, und eine langfristige Sanierung diese Nutzung für eine unzumutbar lange Zeit in Frage stellen würde;

- schließlich können therapeutische Eingriffe vor Sanierungsmaßnahmen auch gerechtfertigt erscheinen, um präzise umschriebene Forschungsvorhaben zu Seentherapien durchzuführen.

Bei allen Therapien an Stehgewässern muß jedoch beachtet werden, daß es sich hierbei um Eingriffe handelt, die nach dem Wasserhaushaltsgesetz behandelt werden müssen. Es müssen wasserrechtliche Gestattungen vorausgehen, bei denen zu prüfen ist, ob das Zu- und Abfließen eines Stillgewässers verändert wird, ob irgendwelche Substanzen in das Gewässer eingebracht (zum Beispiel Sauerstoff oder Luft bei Tiefenwasserbelüftungen) oder aus ihm entfernt werden sollen (nährstoffhaltiges Wasser aus dem Hypolimnion oder Schlamm vom Gewässerboden). Dabei muß deutlich gemacht werden, daß durch Sanierungsmaßnahmen allein ein vorgegebenes Ziel, zum Beispiel ein bestimmter Nährstoffgehalt im Gewässer, nicht erreicht werden kann. Nur am Rande seien die Probleme erwähnt, die sich bei der Konzeption von Gewässertherapien, aber auch bei Sanierungsmaßnahmen, aus den unterschiedlichen Nutzungsansprüchen von Badegästen, Surfern, Fischern und Wasserwirtschaft ergeben.

Weiterhin muß geklärt sein, wer für die Kosten solcher Maßnahmen aufkommen soll. Aufgrund eines Erlasses des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg, nach dem interessierte Stellen darauf hinzuweisen sind, daß Maßnahmen zur Seerestaurierung in der Regel zu keinem wirtschaftlichen und dauerhaften Erfolg führen, kann von staatlicher Seite kaum mit Unterstützung für Eingriffe in Seen und Weiher gerechnet werden.

Lassen sie uns resümieren und als **Empfehlungen** aussprechen:

Die Seen und Weiher Oberschwabens sind - bedingt durch unser Tun, aber auch Lassen - in ihrer natürlichen Entwicklung nachhaltig beeinträchtigt worden.

Es ist dringend geboten, alle Störfaktoren, die zu dieser Beeinträchtigung geführt haben, in ihrer Wirkung einzuschränken. Unser Fernziel sollte sein, diese Störfaktoren völlig auszuschalten.

Unsere Kenntnisse über Seen und Weiher greifen viel zu kurz, als daß wir über das zuvor Gesagte hinausgehend mit der notwendigen Klarheit erkennen könnten, wie einem geschädigten Stehgewässer wirksam zu helfen ist.

Alles in allem: Lernen wir in unseren Stillgewässern lebewesenähnliche Gebilde zu sehen, die unser Feingefühl erheischen. Seien wir ihnen verantwortungsvolle Ärzte und nehmen wir das mühselige und unspektakuläre Geschäft auf uns, alle Störeinflüsse von ihnen fernzuhalten. Trotz der geringen Kenntnisse, die wir von kleinen Seen haben, kann als gesichert gelten, daß man ihnen mit Umfeldsanierungen nachhaltiger helfen kann als bloß mit Therapien. Außerdem schwindet mit jeder Therapie, die ohne vorausgehende Umfeldsanierung erfolgte und kurzfristige, aber wenig dauerhafte Erfolge zeitigte, die politische Bereitschaft zu wesentlich kostenaufwendigeren Sanierungen im Einzugsgebiet von Seen und Weihern.

Dr. H. Strehle TA
Dipl.-Ing. D. Wörner LBD
Wasserwirtschaftsamt Ravensburg
Herrenstraße 40
7980 Ravensburg

Rehabilitation polytrophierter kleinerer Stehgewässer am Beispiel Stadtsee Bad Waldsee

Petra Lorenz und Otto Klee

Universität Tübingen, Biologie II

1. Einführung

Glazial entstandene Seen und künstlich angelegte Teiche prägen zusammen mit den Moor- und Riedlandschaften die Voralpenregion. Diese typischen Landschaftselemente sind jedoch - vorwiegend durch zivilisatorische Einflüsse - in ihrem ökologischen Gleichgewicht stark beeinträchtigt.

Aufgrund der positiven Nährstoffbilanz stehender Gewässer entwickelt sich jeder ursprünglich nährstoffarme See früher oder später zu einem nährstoffreichen. Dieser sich in längeren Zeiträumen vollziehende natürliche Vorgang der "Seenalterung" wird durch kulturbedingte Nährstoffimmissionen (Abwasser, intensivierter Landbau und Industrialisierung) und Strukturveränderungen (Flußbegradigungen, Flurbereinigung etc.) enorm beschleunigt.

In solchermaßen hypertrophierten Seen gewinnt die interne Nährstoffbelastung ("Aut-Eutrophierung") - durch sich stetig verstärkende Nährstoff-Mobilisierungsprozesse aus dem anaeroben Sediment - gegenüber der äußeren zunehmend an Bedeutung, bis der Nährstoffhaushalt des stehenden Gewässers in keiner Relation mehr zur externen Nährstoff-Fracht steht. Derart in ihrem Gleichgewicht beeinträchtigte

Senökosysteme können meist nur noch durch gezielte seeinterne Maßnahmen rehabilitiert werden, da die "Nährstofflasten" in der Regel so hoch sind, daß auch bei möglichst vollständiger Elimination der externen Belastungsquellen ("Seensanierung") selten mit einem Rückgängigmachen der Polytrophie in absehbaren Zeiträumen zu rechnen ist (Vollenweider, 1968). Insbesondere bei Seen mit geringer Tiefe und langer Aufenthaltszeit nähern sich die zuträglichen Grenzbelastungswerte für mesotrophe Verhältnisse dem Bereich der natürlichen Grenzbelastung oder liegen vielfach darüber (Hamm, 1979).

Die Tiefenwasserableitung - als interne Restaurierungsmaßnahme - wird vor allem bei Seen mit stabiler sommerlicher Schichtung und interner Düngung ("Aut-Eutrophierung") als erfolgversprechende Maßnahme beschrieben (Gächter, 1976; Pechlaner, 1978; Scharf, 1987; Klee und Lorenz, 1989). Allerdings fällt auf, daß die einzelnen Seen unterschiedlich auf diese Restaurierungsmaßnahme reagieren; generell entspannt sich jedoch die Nährstoffsituation des entsprechenden Sees. Nach Kuckentz und Hamm (1988) sowie Klee und Lorenz (1989) ist die Kapazität der Tiefenwasserableitung im Vergleich zum Hypolimnionvolumen der wesentliche Faktor, so daß allgemein kleinere Seen besser und schneller auf die Maßnahme ansprechen als größere.

2. Material und Methoden

2.1. Lage und Morphometrie des Sees

Der Stadsee ist in den Ortskern der oberschwäbischen Stadt Bad Waldsee eingebettet (Abb. 1). Entsprechend seiner glazialen Entstehung stellt der Stadsee eine tiefe Wanne ohne ausgeprägte Flachwasserzone dar. Dementsprechend gering ist daher der Siedlungsraum für Makrophyten.

Mit seiner maximalen Tiefe von derzeit 10,7 m, seiner mittleren Tiefe von 6 m und der theoretischen Aufenthaltszeit von 0,3 Jahren entspricht der See - allein von seiner Morphologie her - dem eutrophen Seentyp (Thienemann, 1927). Der See ist prinzipiell dimiktisch und besitzt eine stabile sommerliche Temperaturschichtung.

Von Süden fließt dem See der Urbach als Hauptzufluß (im Mittel 88 l/s) und von Osten der Rädlesbach (2 l/s) zu. Das vorwiegend landwirtschaftlich intensiv genutzte Einzugsgebiet ist mit 22,5 km² 155 mal größer als die Seeoberfläche.

Seit Juli 1985 fördert eine Tiefenwasserableitung im Mittel 22 l/s in den natürlichen Abfluß des Sees (durchschnittlich 73 l/s).

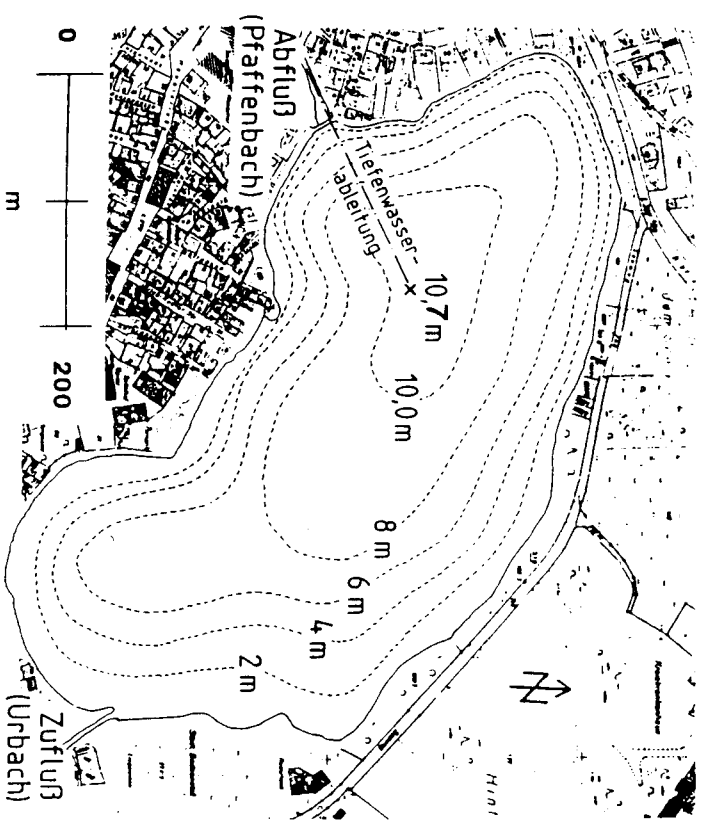


Abb. 1: Stadsee Bad Waldsee mit Zu- und Abfluß (Tiefenwasserab-
leitung).

2.2. Methoden und Beprobungszeiträume

Der See wurde 1980-82 und seit Installation der Tiefenwasserab-
leitung (Juli 1985) sowohl in der Bucht (5 m Tiefe) als auch über der
tiefsten Stelle (10,7 m Tiefe) beprobt. Die Probenahme erfolgte in
monatlichen Abständen.

Für die Bestimmung der chemisch-physikalischen Parameter kamen
in der Regel die Vorschriften der Deutschen Einheitsverfahren (1989),
für die quantitative Planktonanalyse das Kammerverfahren nach Uter-
mühl (1932) zur Anwendung.

Nach neueren Erkenntnissen (Lean, 1973; Kohl und Nicklisch, 1988)
ist die Standardmethode für die o-Phosphat-Phosphor-Bestimmung
nicht spezifisch, sondern überschätzt den o-Phosphat-P-Gehalt. Be-
stimmt wird also der Gehalt an gelöstem reaktiven Phosphor (SRP-P).

3. Ergebnisse

3.1. Diagnose und Rehabilitationsmaßnahmen

Ausgangspunkt für die Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen
am Stadsee Bad Waldsee war die sich seit langem verschlechternde
trophische Situation. Mehrere hundert Jahre lang wurde der See mit
Abwasserleitungen aus der ihn umgebenden städtischen Siedlung
belastet. Besonders in den letzten Jahrzehnten polytrophierte der
wegen seiner geringen Tiefe "natürlich eutrophe" - See, indem sich die
Nährstoff-Fracht aus dem Einzugsgebiet unter dem Einfluß einer wach-
senden Bevölkerung mit steigendem Abwasseranfall und intensiviertem
Landbau vervielfachte. Durch sich verstärkende Phosphor-Mobilisie-
rungsprozesse aus dem anaeroben Sediment überstieg die interne Be-
lastung zunehmend die äußere, so daß die Nährstoffverfügbarkeit im
See sprunghaft anstieg.

Die Stadt Bad Waldsee hat in den vergangenen Jahren erhebliche
Anstrengungen unternommen, den Stadsee von allochthonen Nähr-
stoffen zu entlasten. Die Sanierungsmaßnahmen umfaßten die vollstän-
dige Fernhaltung kanalisierbarer Abwässer durch den Nordsammler

und den Bau mehrerer Regenrückhaltebecken im Einzugsgebiet des
Urbachs.

Die verbliebenen externen Restlasten (diffuse Nährstoffquellen im
Einzugsgebiet der beiden Zuflüsse sowie atmosphärische Nährstoff-
immissionen) und gewässerternen Nährstoffumsätze ("Kleiner und
großer P-Kreislauf" [Bloesch, 1974]) reichen jedoch aus, das Erschei-
nungsbild des Sees weiterhin zu verschlechtern.

Eine vom Gemeinderat Anfang der achtziger Jahre in Auftrag gege-
bene limnologische Studie (Krach, 1982) charakterisierte den See als
polytrophes, zeitweise meromiktisches Gewässer mit fluktuierender
Populationsdynamik und/oder persistierenden Blaualgenblüten (Oscil-
latoria redeckeri, van Goor). Die intensive Primärproduktion führte zu
einer erheblichen Sekundärverschmutzung des Epilimnions und extre-
mer Nährstoffanreicherung in der Tiefe (hypolimnische PO_4^{3-} -P-Akku-
mulation).

Zur Unterstützung der kausal wirkenden externen Sanierung wurde
Mitte 1985 eine Tiefenwasserableitung als interne Maßnahme im See
installiert, da sich diese Einrichtung besonders bei Seen, die im Phos-
phorkreislauf intern gedüngt werden, bewährt hat (Gächter, 1976;
Pechlaner, 1978). Hierbei wird zur Steigerung des Nährstoffexports
hypolimnisches, nährstoffreiches Tiefenwasser aus dem See in den
natürlichen Abfluß über eine Heberleitung - hier im Verhältnis Ober-
flächenabfluß zu Tiefenwasser = $3/4 : 1/4$ - abgeführt. Damit ein aus-
reichender Anteil des hypolimnischen Wassers (hier: $1900 \text{ m}^3/\text{d}$ = mehr
als 1 % des Hypolimnions) abgeleitet werden kann, ohne daß es zu
einer Seespiegelabsenkung kommt, endet das Ableitungsrohr in der
Basis eines Wehrs, das im natürlichen Auslauf des Stadsees errichtet
wurde. Infolge der engen Verzahnung von Wohn- und Ableitungsgebiet
erwies es sich als vorteilhaft, die Höhe des seawärts gerichteten
Rohrendes mit Hilfe einer speziellen Aufhängevorrichtung variieren zu
können (Abb. 2). Durch die allmähliche Absenkung der Tiefenwasser-
ableitung bis an die jeweilige Grenze der Faulwasserzone konnten
Schwefelwasserstoffemissionen am Seeabfluß verhindert werden. Seit
Frühjahr 1987 hängt die Leitung direkt über dem Seegrund.

Aufgrund der hohen spezifischen Oberflächenbelastung durch den
Urbach und der schwer beeinflussbaren Restzufuhr an biologisch ver-
fügbarem Phosphor (Niederschlag, tierische Exkremente) von summa-

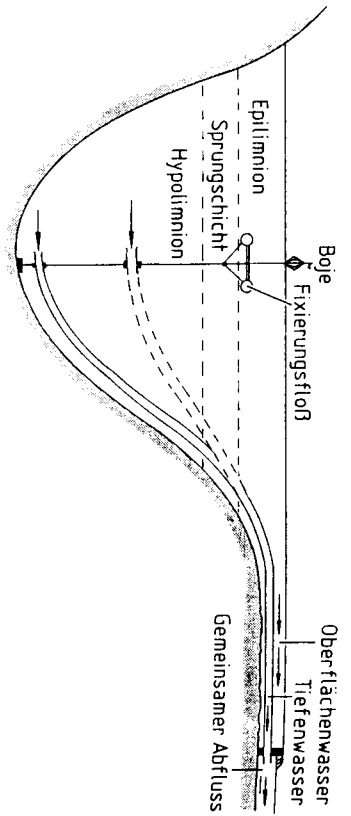


Abb. 2: Die Tiefenwasserableitung des Stadisees und ihre spezielle Aufhängenvorrichtung.

risch 1,7 - 2,4 g P pro m² und Jahr handelt es sich bei der Tiefenwasserableitung - bei einer tolerablen spezifischen P-Oberflächenbelastung von 0,31 g pro m² und Jahr (berechnet nach Vollenweider, 1976) - um eine fortlaufende Therapie.

Regelmäßige begleitende Untersuchungen des Stadtseeabflusses ("Pfaffenbach") in seinem Verlauf belegen, daß sich - trotz gegenteiliger Vermutung - zumindest der für den Nährstoffhaushalt des nachfolgenden "Schloßsees" wesentliche SRP-P-Austrag durch die Restaurierungsmaßnahme am Stadisee nicht erhöht, sondern geringfügig verringert hat. Ursache hierfür sind der durch die Sanierung des Einzugsgebiets geringere P-input in das Gewässersystem und die seit Installation der Tiefenwasserableitung erheblich reduzierte epilimnische SRP-P-Konzentration (vgl. Abb. 3, 5).

Mit abnehmendem secinternem Trophiepotential wird sich der Nährstoffaustrag noch weiter reduzieren. So fiel beispielsweise der Gesamtphosphat-P-Index von input : output seit 1985 von 1 : 1,6 auf 1 : 1 im Jahr 1988. Der zunächst erhöhte Gesamt-Phosphat-P-Austrag in den Seeabfluß konnte durch eine außerordentlich gute P-Adsorption an die kalkreiche Bachsohle teilweise kompensiert werden. Bei einem Gesamtphosphat-P-Verlust der fließenden Welle von im Mittel 31 % (250 m

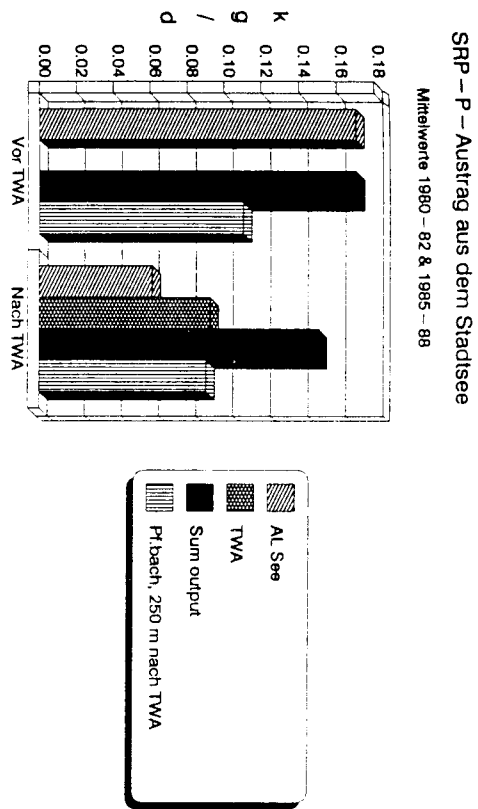


Abb. 3: SRP-P-Austrag aus dem Stadisee vor und nach der Restaurierungsmaßnahme (TWA = Tiefenwasserableitung).

Fließstrecke, minimale Fließgeschwindigkeit) sind außerdem P-Ausfällungsreaktionen denkbar. Das Verhältnis Oberflächenabfluß (3/4) : Tiefenwasserabzug (1/4) erweist sich so als ausreichender "Aderlaß" für den See, aber auch als vertretbare Maßnahme in bezug auf den Nährstoffhaushalt der sich anschließenden Gewässer.

Als ergänzendes Verfahren wird seit 1988 die Nahrungskettenmanipulation durch den Fischereierein Bad Waldsee angewandt, bei der die disproportional hohe Zahl zooplanktonfressender Kleinfische (vor allem Ukelei und Plötze) durch Schlepp- und Senknetzfänge reduziert, und im Gegenzug räuberische Jungzander eingesetzt werden.

3.2. Externe Nährstoffbelastung und internes Trophiepotential vor und nach der Restaurierung

Der Urbach, als Hauptzufluß und wesentliche Nährstoffquelle des Stadtsees, entspringt in einem Moorgebiet und passiert in seinem Verlauf vor allem Grünland mit hohen Güllegaben und Ackerland mit gewässerrandseitigen Anbauflächen. Für die Vegetationsruhe besteht Düngeverbot.

Da Hochmoorböden generell geringe Konzentrationen an Phosphat-adsorbierenden Verbindungen aufweisen (Kuntze und Scheffer, 1979), enthält der Urbach seit der Sanierung des Einzugsgebiets an seiner Quelle bereits 70 % (bei Mittel- bis Niedrigwasserabfluß) des später in den Stadtsee importierten Phosphors (Gesamt-Phosphat-P). 30 % des externen P-Eintrags gelangen aus diffusen Quellen in den See. Aus der externen Gesamtzufuhr steht o-Phosphat-P ganz, gelöster organischer Phosphor (DOP-P) weitgehend (Chrost, 1989) und partikulär gebundener Phosphor zu 25-30 % (= kolloid suspendierter, mobiler Phosphor, vgl. Clasen und Bernhardt, 1969) dem Phytoplankton im See zur Ver-

fügung. In niederschlagsreichen Jahren korreliert besonders die an Partikel gebundene Phosphorfracht des Urbachs mit dem Abfluß und sorgt so für eine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit in der trophogenen Schicht.

Durch weitere Entfernung punktförmiger Nährstoffquellen seit der Seendiagnose (Kracht, 1982) gelang es, Belastungsspitzen (vgl. Abb. 4, 1981) abzubauen. Die "Grundlast" des Urbachs führt allerdings weiterhin zu einem vergleichbar hohen P-Angebot im Epilimnion.

Entscheidend für die Re-Oligotrophierung des Stadtsees ist daher die Senkung des internen Trophiepotentials durch die Entlastung des Hypolimnions von freigesetzten/rückgelösten Nährstoffen und abgestorbener Biomasse mittels der Tiefenwasserableitung. Während vor der Restaurierung des Stadtsees das epilimnische P-Angebot vom Ausmaß des Zirkulationsvorganges (Holomixis, Meromixis) abhing, verringert sich seit 1988 (1987: erste Holomixis seit Beginn der Restaurierung, Tiefenwasserableitung liegt seit Juni 87 über dem Grund) die Abhängigkeit von secinternem P-Angebot und Zirkulationsereignis (Abb. 5).

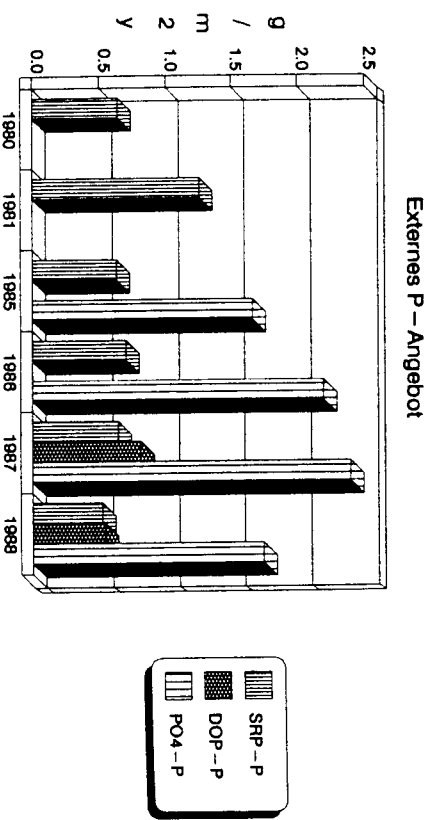


Abb. 4: Oberflächenbelastung des Stadtsee (in g P pro m² und Jahr; DOP-P-Bestimmung erst ab 1987).

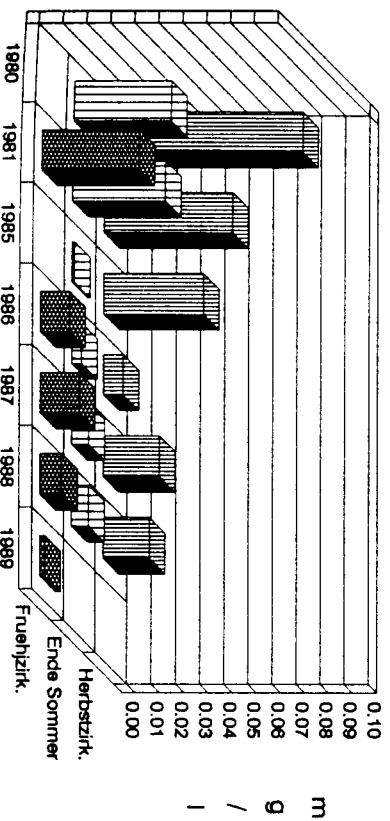


Abb. 5: SRP-P-Angebot im Epilimnion zu Anfang und Ende der Vegetationsperiode (vor und nach der Restaurierung).

3.3. Trophieklassifikation des Stadteeses

Bereits 3 Jahre nach Beginn der Tiefenwasserableitung gelang es, das Nährstoffangebot im See soweit zu senken, daß sich ein - dem natürlichen Seenernährungsprozeß entsprechender - Trophiezustand eingestellt hat. Nach den OECD-Programm-Wahrscheinlichkeitsverteilungen des trophischen Zustandes eines stehenden Gewässers (Vollenweider und Kerkes, 1982) bewegte sich der See 1986/87 bezüglich seines Gesamt-Phosphorgehaltes vom Polyrotrophie- zum Eutrophieschwerpunkt hin, um 1988 den Eutrophieschwerpunkt zu unterschreiten (Abb. 6).

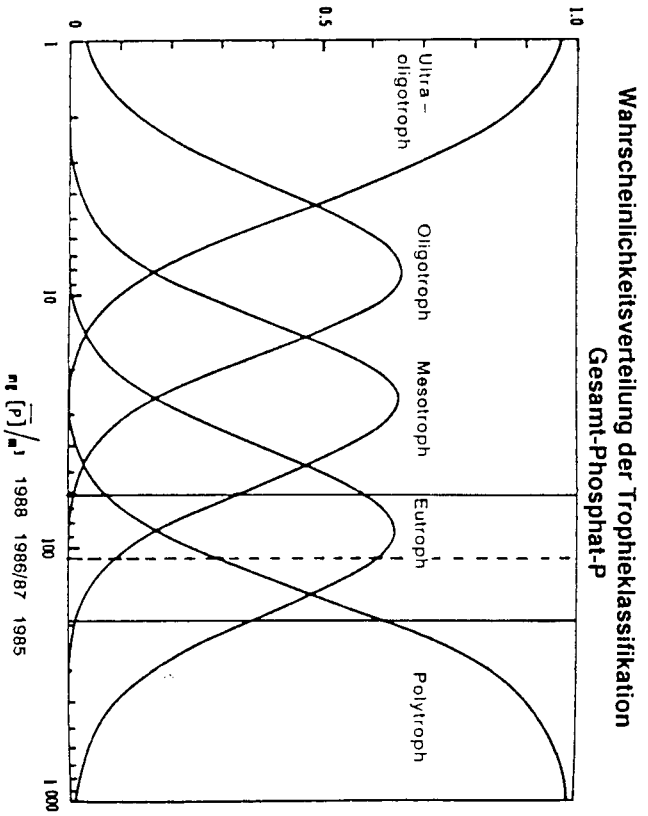


Abb. 6: Wahrscheinlichkeitsverteilung der Trophieklassifikation des Stadteeses seit 1985, nach Vollenweider und Kerkes (1982), verändert.

Hinsichtlich des mittleren Chlorophyllgehaltes - als indirektes Maß für die Primärproduktion im See - durchschreitet der See zur Zeit ein breites Spektrum mit dem Schwerpunkt im eutrophen Bereich. Im Vergleich zu den Vorjahren ist die Tendenz auch hier eindeutig fallend (Abb. 7).

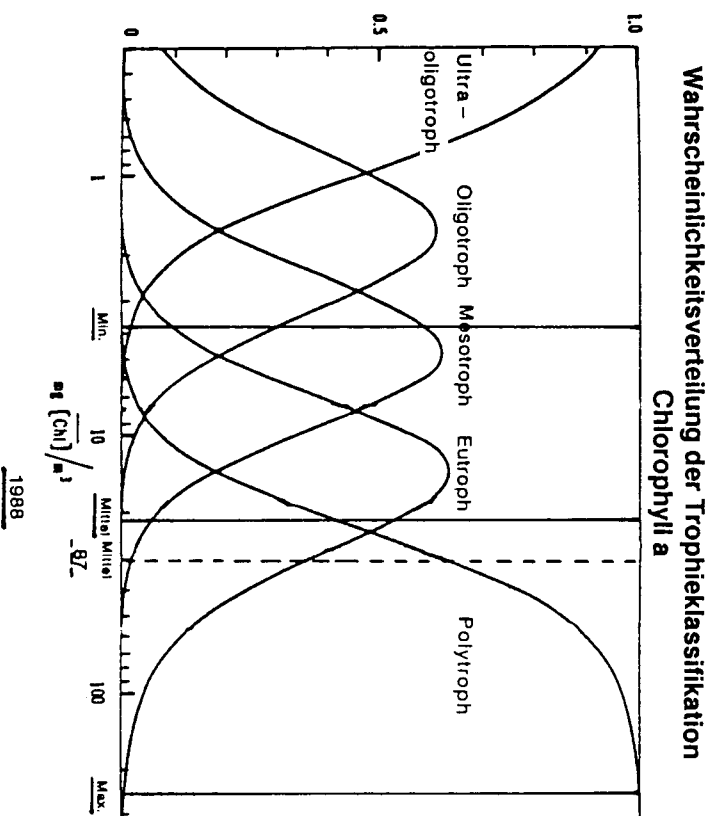


Abb. 7: Wahrscheinlichkeitsverteilung der Trophieklassifikation des Stadteeses (1987/88), nach Vollenweider und Kerkes (1982), verändert.

Allerdings wird die aufgrund des begrenzten P-Angebots zu erwartende Chlorophyllkonzentration (vgl. Vollenweider und Kerkes, 1982) übertroffen. So liegt das Chlorophyll : Gesamt-P-Verhältnis mit 0,26 : 1 (1987) und 0,44 : 1 (1988) um 25 % höher als erwartet.

3.4. Phytoplanktonsubkzession als Reaktion auf das veränderte Nährstoffangebot im See

Vor der Rehabilitation des Stadtses war die Algenbiocoenose durch hohe Abundanz nährstoffliebender Cyanobakterien, insbesondere von *Oscillatoria* redecke (van Goot) als Anzeiger polytropher Verhältnisse und ein H₂S-haltiges Hypolimnion (Wunds, 1940), oder durch erhebliche Fluktuationen gekennzeichnet. Infolge des hohen Nährstoffangebots in der trophogenen Zone erlangten wenige Spezialisten hohe Dominanzwerte (1980: *Oscillatoria* redecke 89,1%), die Gesamtartenzahl erreichte mit 21 Arten ebenso wie der Diversitätsindex (nach Shannon and Weaver, 1949) mit 0,59 den Tiefpunkt im Jahresverlauf 1980 (Abb. 8).

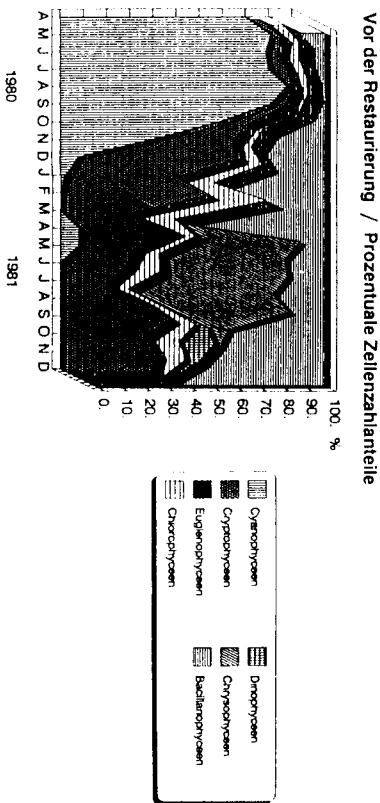


Abb. 8: Prozentuale Anteile der diversen Algengruppen an der Phytoplanktonbiocoenose des Epilimnions vor der Restaurierung.

Die kontinuierliche Verminderung der Aut-Eutrophie durch die Tiefenwasserableitung bewirkt eine grundlegende Umgestaltung der Algenbiocoenose des Stadtses. Ausgehend von Algengruppen mit hohen Nährstoffansprüchen (Cyanobakterien, vgl. Rodhe, 1948; Jörgensen, 1979; Tilman et al., 1982) stabilisierte sich die Entwicklung im ersten und zweiten Betriebsjahr der Tiefenwasserableitung bei den

Kieselalgen (Abb. 9) und verschob sich im dritten Jahr zu kleinen Arten mit niedrigen Nährstofftoleranzen (*Chrysophyceen*, vgl. Rodhe, 1948).

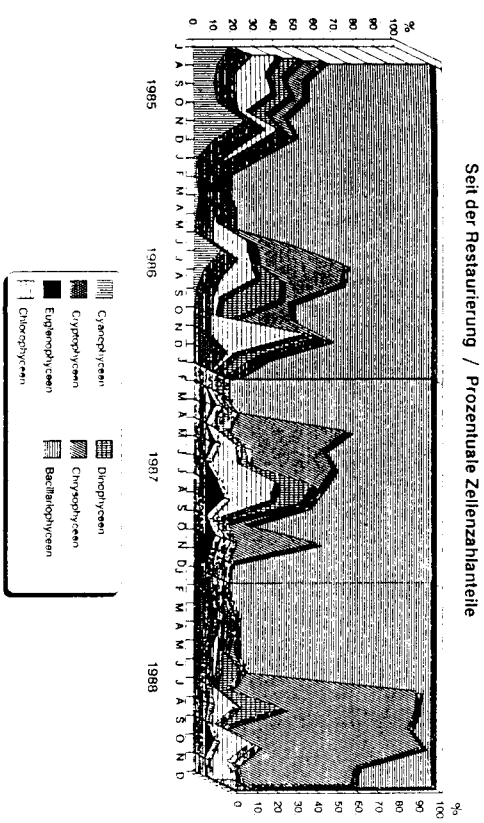


Abb. 9: Prozentuale Anteile der diversen Algengruppen an der Phytoplanktonbiocoenose des Epilimnions seit der Restaurierung.

Die Phytoplanktonsubkzession korrelierte mit einem Anstieg der Artenzahl von 22 (1985) auf durchschnittlich 34. Bei der Diversität konnte - ausgehend von einer auf hohem Trophieniveau stabilisierten Algenbiocoenose (1985: 2,17) - durch die Verschiebungen in der Zusammensetzung des Phytoplanktons eine Verringerung des Index (1987: 1,52) beobachtet werden. 1988 stieg die Diversität erneut auf 2,24 an.

3.5. Biomasse und Gewässergüte

Infolge der Nährstoffverknappung in der trophogenen Schicht verringerte sich die Gesamtbiomasse (umgerechnet aus dem Frischgewicht des standing crop) sowohl in der trophogenen als auch in der tropholytischen Schicht. Im Epilimnion fällt besonders die zweistufige Abnahme

von 1985 auf 1986/87 und wiederum von 1987 auf 1988 auf. Eine verringerte Sedimentationsrate leicht abbaufähiger organischer Substanz ist besonders ab 1987 festzustellen (Abb. 10).

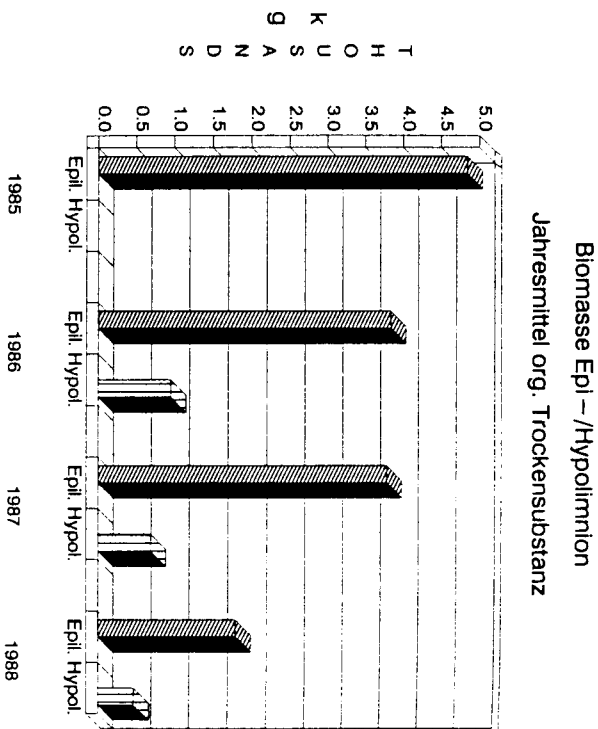


Abb. 10: Entwicklung der organischen Substanz seit der Tiefenwasser-ableitung.

Bedingt durch die erhebliche Abnahme der organischen Substanz im See verbesserte sich die Gewässergüte des Stadtses erheblich. So stieg die mittlere Sichttiefe von 50 cm (1980) auf 140 cm (1988) an. Dank der geringeren Belastung des Hypolimnions mit aussedimentiertem Plankton besitzt das Tiefenwasser bis zum Ende der Stagnationsperiode oxidierende Eigenschaften, Sulfatreduktion und Methanbildung finden nicht mehr statt. Bezüglich des Güteparameters BSB₅ (Abb. 11) kann die Oberflächenschicht des Stadtses gegenüber früher um mehr als eine Gütestufe höher eingeordnet werden (II-III statt IV). Hier kommt

der Rückgang der Sekundärverschmutzung des Stadtses zum Ausdruck. Außerdem fällt gegenüber früher der gegenläufige Gradient von Epilimnion zu Hypolimnion auf.

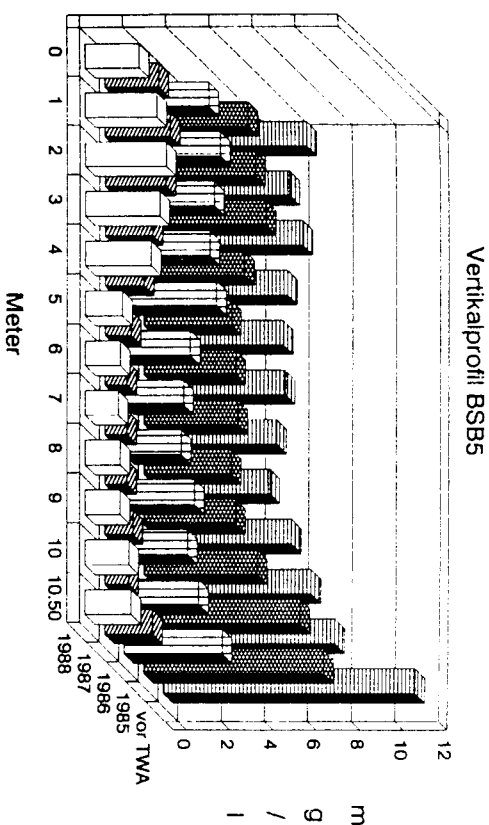


Abb. 11: Vertikalprofil von BSB₅ (Jahresmittelwerte)

Die Entlastung des Hypolimnions von organischer Substanz spiegelt sich auch in der Entwicklung des Sediments wider: Das früher von Mehrzellern freie Sediment (Kalksapropel, bis zu 32 % Glühverlust) entwickelte sich zur Kalkmudde (Glühverlust unter 10%), in dem nun diverse Chironomiden- und Chaoboridenlarven leben.

4. Diskussion

Im ehemals polytropheren Stadtssee bewirkte erst das Zusammenwirken von externer und interner Nährstoffentlastung eine schnelle Abnahme des frei verfügbaren Phosphors und der Phytoplanktonbiomasse. Nach der Trophieklassifikation von Vollenweider und Kerkes (1982) bewegt sich der See seit Beginn der Tiefenwasserableitung vom Polytrophie-

zum Eutrophieschwerpunkt hin. Dieser Trophiezustand korrespondiert mit seiner Morphologie und Entwicklung.

Erwartungen, daß sich die Chlorophyllkonzentration entsprechend dem Rückgang des Phosphors entwickelt, konnten nicht ganz erfüllt werden. Erfahrungen an anderen Seen (Bernhardt und Clasen, 1982) zeigen jedoch, daß sich bei einem verminderten P-Angebot im See häufig Algen entwickeln, die mit einem geringen P-Bedarf hohe Zelldichten entwickeln können. Andererseits sorgen Arten mit einer hohen Produktionsdynamik (hohe Produktionsraten und hohe epilimnische Abbauraten, nach Bloesch, 1974, zum Beispiel Chrysophyceen) im Vergleich zu Arten mit hohen Produktions- und Sedimentationsraten (nach Bloesch, 1974, zum Beispiel Diatomeen) für den Verbleib des Phosphors in der trophogenen Schicht, so daß der vorhandene Phosphor besser ausgenutzt und somit das Chlorophyll : Phosphor-Verhältnis größer wird.

Die Bedeutung des epilimnischen Stoffkreislaufs für den Nährstoffnachschub während der Sommerstagnation ist in der Literatur schon mehrfach beschrieben worden (Ohle, 1968; Bloesch, 1974; Kleerekoper, 1953). Seine Intensität hängt jedoch auch von der Zusammensetzung des Planktons ab, da nach Bloesch (1974) Chlorophyceen und nicht aufrahmende Cyanobakterien (vgl. 1980) einem wesentlich geringeren epilimnischen Abbau unterliegen als Diatomeen (vgl. 1986/87) und insbesondere Chrysophyceen (vgl. 1988). Andererseits scheint die Größenordnung nicht unmittelbar von der Trophiestufe abzuhängen, da sowohl in mesotrophen wie auch in eutrophen Seen ähnliche Werte ermittelt wurden (Bloesch, 1974). Allerdings können die Primärproduzenten mit abnehmender Trophie immer weniger über die internen Ressourcen verfügen, da Bakterien bei P-Limitation bessere Aufnahmestrategien besitzen (Chrost, 1989).

Insbesondere wenn Phosphor Minimumfaktor der Primärproduktion ist (anorg. N : anorg. P > 16 : 1 Mol), entscheidet das Frühjahrsmaximum der o-Phosphat-Konzentration - aufgrund des enormen P-Speichervermögens der Algen - über Dauer und Ausmaß des Sommermaximums der Algenentwicklung (Lund, 1970). Allerdings beginnt das Mikropflankton bei akutem o-Phosphat-P-Mangel und Abnahme des zelleigenen P-Speicherpools unter das Limit von 10-15 % des partikulär gebundenen Phosphors (Chrost, 1989) mit der adaptiven Bildung eines

Exoenzyms zur Spaltung organischer Phosphatverbindungen (DOP-P). In vitro durchgeführte Phosphor-Freisetzungsversuche, die einen indirekten Aufschluß über die Aktivität dieser alkalischen Phosphatase geben, zeigen 1988 für das Mikropflankton (Algen und Bakterien) sowohl eine Phosphat-P-Limitierung als auch eine Limitierung des zelleigenen Speicher-Phosphors ("surplus P") an. Auch die gegenüber 1987 erhöhte Retention von gelöstem organischen Phosphat-P (DOP-P) ist eindeutig die Folge einer verstärkten Nutzung dieser letzten biologisch verfügbaren Phosphorquelle.

Hohe DOP-P-Konzentrationen resultieren - neben der externen Quelle des Urbachs (Abb. 4) - vorwiegend aus der P-Regeneration des Mikropflanktons durch physiologische Mortalität, Freibläufigkeit des Zooplanktons (Güde, 1988) und die durch dessen Filterapparate hervorgerufene mechanische Zerstörung von Zellen (Detritusbildung: Chrost, 1989). Das heißt je größer die Entfaltung des Mikropflanktons, desto höher die P-Regeneration durch das heterotrophe Zooplankton. Da der DOP-P-Pool letztendlich wiederum von der epilimnischen o-Phosphat-P-Konzentration im Frühjahr abhängt, könnte durch die im mesotrophen Grenzbereich (nach Benndorf, 1979) liegenden Zirkulationswerte für SRP-P im laufenden Jahr (vgl. Abb. 5) zum ersten Mal (wieder?) eine Phosphor-Limitation des Phytoplanktons auftreten.

Hinweise auf das Ausmaß des kleinen, epilimnischen P-Kreislaufs im Stadsee ergeben 1988 durchgeführte Frischsedimentuntersuchungen. Pro g Trockengewicht lag der P-Gehalt des abgesunkenen Planktons im Sommerhalbjahr um 57 % niedriger als im Winterhalbjahr. Auch bei der vergleichenden Betrachtung von standing crop (Planktonzählung), täglichem Umsatz (Hell-Dunkelflaschen-Methode: Bruttoproduktion - Nettoproduktion) und Sedimentationsverlust an das Hypolimnion (Planktonzählung), der überschlagsmäßig mit dem Abbau gleichgesetzt werden kann, zeigt sich der erhöhte Stoffumsatz in der trophogenen Zone während der Sommerstagnation: Etwa 60 % der täglich gebildeten Algenbiomasse (assimilierter Kohlenstoff) werden im Epilimnion wieder umgesetzt, 10 % sedimentieren aus, und nur 30 % der Gesamtalgenbiomasse (standing crop) bleiben erhalten (Abb. 12). Im Winterhalbjahr, zu Zeiten geringerer Primärproduktion, halten sich Besiedlungsdichte und Abbau die Waage, die Sedimentationsverluste sind geringer.

Ausgehend von der Tatsache, daß Phosphor nach dem Zelltod wesentlich rascher freigesetzt wird als Stickstoff (Krause, 1964; Richney, 1977), weist das Ausmaß des täglichen Biomassenumsatzes auf die Intensität des P-Kreislaufs in der trophogenen Schicht hin. Die in der Literatur mehrfach gefundene Maßzahl, wonach der kurzgeschlossene epilimnische Kreislauf mindestens $2/3$ des zur Primärproduktion benötigten Nährstoffnachschubes stellt (Ohle, 1968; Bloesch, 1974), kann durch den Vergleich von täglichem Biomassenumsatz im Epilimnion mit dem P-Gehalt des Frischsediments auch für den derzeit Phosphat-limitierten Stadsee angenommen werden.

Da derartige Untersuchungen für die vorhergehenden Jahre leider nicht existieren, muß die Zunahme des epilimnischen Kreislaufs - und damit eine zunehmende P-Limitierung der Primärproduktion seit 1987 - aus dem Verhältnis von epilimnischer zu vorwiegend abgestorbener,

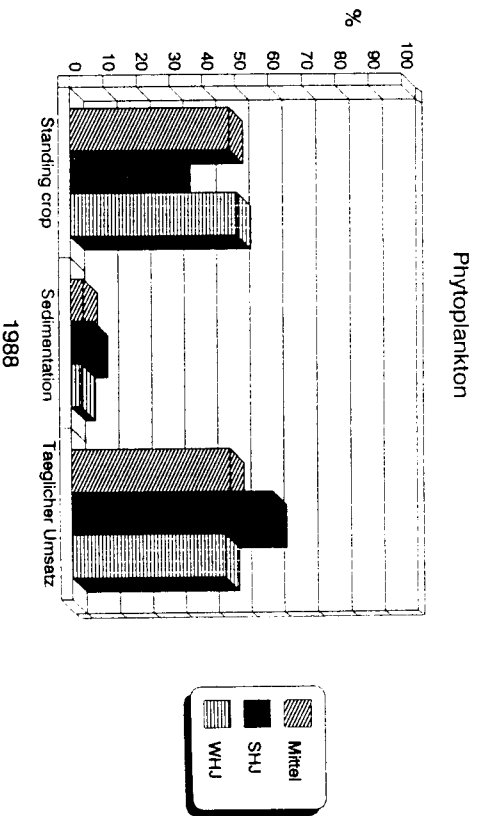


Abb. 12: Die Umsatzungsrate der Primärproduktion im Vergleich zum standing crop und dem hypolimnischen Abbau im Jahresmittel, Sommer (SHJ) und Winterhalbjahr (WHJ).

hypolimnischer Biomasse (Abb. 10) vermutet werden. Bei einem intensiven epilimnischen Kreislauf wird der größte Teil der sedimentierenden Biomasse über der Sprungschicht mineralisiert (Ohle, 1968), so daß sich die Belastung der tropholytischen Schicht entsprechend verringert. Wegen des geringeren Verbrauchs an Elektronenakzeptoren für die "anaerobe Veratmung" organischer Substanz läßt sich bis zum Ende der sommerlichen Stagnationsperiode Nitrat-N über dem Sediment nachweisen. Trotz Sauerstoff-Freiheit befindet sich das Hypolimnion im oxidierenden Bereich. Dies beschleunigt die Dissimilation, das Sediment enthält daher deutlich weniger organische Substanz als früher. Bei Anwesenheit von Nitrat-N findet außerdem keine Reduktion von Eisen(III)-oxiden zu Fe^{2+} im Hypolimnion statt (Scheffer und Schachtschabel, 1984), so daß aus dem anaeroben Sediment rückgelöster Phosphor sofort an Eisen-(III)-oxid adsorbiert wird und erneut sedimentiert. Durch diese kontinuierliche P-Immobilisierung wird das prinzipiell nährstoffarme Epilimnion bei Zirkulationsereignissen immer weniger mit autochthonem Phosphor versorgt. Die Folge ist ein steter Rückgang der Primärproduktion und der durch sie hervorgerufenen Sekundärverschmutzung (vgl. Abb. 11).

Die Zusammensetzung der Algenbiocenose unterlag einem bedeutenden Wechsel. Außerdem gewann die Planktongemeinschaft durch die Zunahme in der Artenzahl an Vielfalt. Der Diversitätsindex liegt seit der Rehabilitation des Stadtsees im Bereich verschiedener eutrophierter Seen (zum Beispiel Sommer, 1984). Der vorübergehende Einbruch bei der Diversität (1987) resultierte vermutlich aus dem Wechsel in der Phytoplanktonzusammensetzung. Ähnliches wurde auch im restaurierten Trummensee (Cronberg, 1980) beobachtet. Andererseits scheinen unterschiedliche Oszillationen diverser Nährstoffparameter die Diversität erheblich zu beeinflussen (Sommer, 1984). Evidente Fluktuationen in der Phytoplanktonbiocenose, wie sie 1980/81 beobachtet wurden (Kracht, 1983), treten durch die vermehrten Möglichkeiten zu negativer Feedback-Kontrolle nicht mehr auf. Das "Ökosystem Stadsee" hat sich durch die Rehabilitationsmaßnahmen erheblich stabilisiert.

5. Zusammenfassung

Im ehemals polytrophen Stadtsee von Bad Waldsee gelang es durch das Zusammenwirken externer (Sanierung des Einzugsgebiets) und interner (Tiefenwasserableitung, Nahrungskettenmanipulation) Rehabilitationsmaßnahmen das Nährstoffangebot im See so weit zu senken, daß sich ein - dem natürlichen Seenalterungsprozeß entsprechender - Trophiezustand eingestellt hat. Bedingt durch die hohe Nährstoffgrundlast des Urbachs handelt es sich bei der Tiefenwasserableitung um eine fortlaufende Maßnahme.

Die Tiefenwasserableitung hat sich vor allem bei Seen bewährt, bei denen die interne Dünung (Aut-Eutrophierung) eine wichtige Rolle spielt. Allerdings ist die Kapazität der Tiefenwasserableitung im Verhältnis zum Hypolimnionvolumen (zum Beispiel hier: täglicher Abzug = 1 % des Hypolimnionvolumens) der entscheidende Grund für einen vergleichsweise schnellen Erfolg der Seentherapie.

Begleitende Untersuchungen des Stadtseeabflusses in seinem Verlauf belegen, daß durch das gewählte Verhältnis von Oberflächenabfluß : Abfluß Tiefenwasserableitung = $3/4 : 1/4$ zwar eine ausreichende Nährstoffentlastung des Sees erfolgt, das anschließende Gewässersystem jedoch bezüglich Gesamt-Phosphat-P in vertretbarem Maße zunächst belastet, bezüglich dem für Eutrophierungserscheinungen wesentlich wichtigeren SRP-P allerdings entlastet wird.

Durch den Abbau der hypolimnischen PO_4 -P-Akkumulation während der Stagnationsphasen verringert sich die Abhängigkeit von epilimnischen P-Angebot und Vollzirkulationsergebnis. Die Aut-Eutrophie, wesentlicher Motor der Polytrrophierung des Stadtsees, konnte durch die Tiefenwasserableitung so verringert werden, daß der See im Hinblick auf Gesamt-Phosphat-P derzeit als mäßig eutrophes Gewässer einzu-stufen ist.

Diskrepanzen ergeben sich im Hinblick auf das vergleichsweise überhöhte Verhältnis von Gesamt-Phosphat-P : Chlorophyll a in den letzten beiden Jahren. Allerdings setzten sich seit 1987 durch die verminderte Nährstoffverfügbarkeit im Epilimnion Algen durch, die bei Phosphat-Limitation hohe Wachstumsraten aufweisen, gleichzeitig aber auch eine höhere Populationsdynamik besitzen. Phosphor zirkuliert so länger in der trophogenen Schicht, die P-Ausnutzung steigt. Die Intensität dieses

kleinen Kreislaufs konnte für das Sommerhalbjahr 1988 - in Übereinstimmung mit der Literatur - auf etwa 60 % geschätzt werden.

Das verringerte Nährstoffangebot im Epilimnion führte zu einem erheblichen Rückgang der Biomasse im gesamten Seeprofil. Konsequenterweise verbesserte sich die Gewässergüte des Sees, zum Beispiel im Hinblick auf Sichttiefe, BSB₅ und Gesamtkoloniezahl. Durch die verminderte Belastung des Hypolimnions mit leicht abbaufähiger organischer Substanz werden Phosphor-Rücklösungsaktivitäten aus dem Sediment durch oxidative Bedingungen weitgehend verhindert. Das ursprünglich von mehrzelligen Organismen freie Sapropel entwickelte sich zu einer Kalkmulde, in der Chironomiden- und Chaoboridenlarven leben.

Die Phytoplankton Sukzession von nährstoffliebenden Cyanobakterien und Flagellaten zu Kiesel- und Goldalgen mit weitaus geringeren Nährstoffansprüchen entspricht der verringerten Nährstoffverfügbarkeit im See und korreliert mit der Trophiebewertung anhand chemischer Parameter. Der Anstieg von Gesamtartenzahl und Diversität verdeutlicht die Stabilisierung des Ökosystems Stadtsee durch die kausal wirksamen Rehabilitationsmaßnahmen.

6. Danksagung

Besonderer Dank gilt den Mitarbeitern des Regierungspräsidiums Tübingen, Referat 54, S. Schmidt und E. Wulle, die die Arbeit mit Rat und Hilfe unterstützten.

Außerdem bedanken wir uns beim Bademeister der Stadt Bad Waldsee, W. König, für zahlreiche Tauchgänge im Stadtsee zur Gewinnung von Sedimentbohrkernen.

Für die hilfreichen Anmerkungen bei der Erstellung des Manuskripts und seiner kritischen Durchsicht sei K. Hofmann herzlich gedankt.

Die Arbeit wurde von der Stadt Bad Waldsee gefördert.

7. Literatur

- Benndorf, J. (1979): A contribution to the phosphorus loading concept. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 64: 177-188.

- Bernhardt, H. und Clasen, J. (1982): Gedanken zur Übertragung der Ergebnisse des OECD-Untersuchungsprogramms in die Praxis des Seenschutzes. Z. Wasser Abwasser Forsch. 15: 96-103.
- Bloesch, J. (1974): Sedimentation und Phosphorhaushalt im Vierwaldstättersee (Horwer Bucht) und im Rotsee. Schweiz. Z. Hydrologie 36: 71-186.
- Chrost, R. (1989): Phosphohydrolysis and phosphorus cycle in lakes: mechanisms of phosphohydrolytic activity regulations in microplankton and its ecological significance. SFB 248, Uni Konstanz, Vortragsveranstaltung am 02.05.89.
- Clasen, J. und Bernhardt, H. (1969): Die Remobilisierung von Phosphaten und Mikronährstoffen und ihre Wirkung auf die Planktonproduktion in Modellgewässern. Arch. Hydrobiol. 65: 523-538.
- Cronberg, G. (1980): Phytoplankton changes in Lake Trummen induced by restoration. Dissertation Universität Lund.
- DEV (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung)(1989): Verlag Chemie, Weinheim.
- Gächter, R. (1976): Die Tiefenwasserableitung, ein Weg zur Sanierung von Seen. Schweiz. Z. Hydrologie 38: 1-28.
- Güde, H. (1988): Direct and indirect influences of crustacean zooplankton on bacterioplankton of Lake Constance. Hydrobiologia 159: 63-73.
- Hamm, A. (1979): Phosphorbelastungsmodelle von Seen in Beziehung zur Nährstoffbelastung aus diffusen Quellen. Mü. Beitr. z. Abwasser-, Fischerrei- und Flußbiol. 32: 85-112, Oldenbourg Verlag, München-Wien.
- Jørgensen, S. E. (1979): Handbook of environmental data and ecological parameters. International Society of Ecological Modelling, Copenhagen.
- Klee, O. und Lorenz, P. (1989): Sanierung von eutrophierten Seen: Diagnose und Beispiel einer gelungenen Therapie. gwf-Wasser/Abwasser 130: 21-27.
- Kleerekoper, H. (1953): The mineralization of Plankton. J. Fish. Res. Aquat. Can. 10/5: 283-291.
- Kohl, J. G. und Nicklisch, A. (1988): Ökophysiologie der Algen, Wachstum und Ressourcennutzung. G. Fischer Verlag, Stuttgart/New York.
- Kracht, V. (1982): Die Seen von Bad Waldsee: Limnologische Studie zu ihrem derzeitigen Zustand und Maßnahmen zu ihrer Erholung. Univ. Tübingen (unveröffentlicht).
- P. Lorenz u.a.: Rehabilitation polytrophierter kleinerer Stehgewässer
- Kracht, V. (1983): Transient meromixis and related changes of eutrophication parameters in a small polytrophic lake in Southwest Germany. Arch. Hydrobiol. 98: 93-114.
- Krazse, H. R. (1964): Zur Chemie und Biochemie der Zersetzung von Süßwasserorganismen, unter besonderer Berücksichtigung des Abbaues der organischen Phosphorkomponenten. Verh. Int. Ver. Limnol. 15: 549-561.
- Kuckentz, V. und Hamm, A. (1988): Möglichkeiten und Erfolgsaussichten der Seenrestaurierung. 2. Aufl., Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung München.
- Kuntze, H. und Scheffer, B. (1979): Z. Pflanzenenerähr. Bodenkd. 142: 155.
- Lean, D. R. S. (1973): Phosphorus dynamics in lake water. Science 179: 678-680.
- Lund, J. W. G. (1970): Primary production. Water Treatm. Exam. 19: 332-358.
- Odum, E. (1983): Grundlagen der Ökologie, Bd. I und II. Thieme Verlag, Stuttgart/New York.
- Ohle, W. (1968): Chemische und mikrobiologische Aspekte des biogenen Stoffhaushalts der Binnengewässer. Mitt. Int. Ver. Limnol. 14: 122-133.
- Pechlaner, R. (1978): Erfahrungen mit Restaurierungsmaßnahmen an eutrophen Badeseeen Tirols. Österr. Wasserwirtschaft 30: 112-119.
- Richney, J. E. (1977): An empirical and mathematical approach towards the development of a phosphorus model of Castle Lake, California. Ecosystem Modelling in Theory and Practice, Wiley, Chichester: 261-287.
- Rodhe, W. (1948): Environmental requirements of fresh-water plankton algae. Symb. Bot. Uppsala. 10: 1-149.
- Scharf, B. (1987): Limnologische Beschreibung, Nutzung und Unterhaltung von Eifelmaaren. Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz.
- Scheffer, F. und Schachtschabel, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. - F. Enke Verlag, Stuttgart.
- Shannon, C. E. und Weaver, W. (1949): The mathematical theory of communication. - Univ. Illinois.
- Sommer, U. (1984): The paradox of the plankton: Fluctuations of phosphorus availability maintain diversity of phytoplankton in flow-through cultures. - Limnol. Oceanogr. 29: 633-636.
- Thienemann, A. (1927): Der Sauerstoff im eutrophen und oligotrophen See. Die Binnengewässer Bd. IV, E. Schweizerbart Verlag, Stuttgart.

Tilman, D., Kilman, S. S. und Kilman, P. (1982): Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. Annual Review of Ecology and Systematics 13: 349-372.

Ufermühl, H. (1932): Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Phytoplanktons. Verh. Int. Ver. Limnol. 5: 567-595.

Vollenweider, R. A. (1968): Die wissenschaftlichen Grundlagen der Seen- und Fließgewässereutrophierung, unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors und des Stickstoffs als Eutrophierungsfaktoren. OECD, Paris, Techn. Report DA 5/SCI/68.27.

Vollenweider, R. A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.

Vollenweider, R. A. und Kerekes, J. J. (1982): Synthesis Report. Cooperative program on monitoring of inland waters (Eutrophication control). OECD, Paris.

Wundsch, H. (1940): XXV. Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen. VI. Die Entwicklung eines besonderen Seentyps (H-S-Oscillatorien-Seen) im Fluß-Seengebiet der Spree und der Havel. Z. Fischerei 38: 443-658.

Dipl. Biol. P. Lorenz

Prof. Dr. O. Klee

Universität Tübingen, Biol. II,
Mikrobiol. I - Hydrobiologie
Auf der Morgenstelle 28

Reg.-Präs. Tübingen, Referat 54
Konrad-Adenauer Str. 20
7400 Tübingen

Ergänzende Aspekte zur Bedeutung kleinerer Stehgewässer

7.

7.1.

Kulturgeschichte

Archäologische Kulturdenkmale in kleineren Stehgewässern des südwestdeutschen Alpenvorlandes - Probleme ihrer Erhaltung

Helmut Schlichtherle

Landesdenkmalamt Baden-Württemberg

Die großen und kleinen Seen des Alpenvorlandes vermochten seit der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts die besondere Aufmerksamkeit der Archäologen auf sich zu ziehen. Unter Torf- und Sedimentbedeckung, von Grund- und Seewasser in optimaler Weise konserviert, fanden sich hier zahlreiche Siedlungen der Jungsteinzeit und Bronzezeit, deren substantiell erhaltene Holzbaureste und reiches Fundmaterial die "Pfahlbausiedlungen" in Fachkreisen und in der breiten Öffentlichkeit bekannt machten. Im gesamten zirkumalpinen Raum sind bis heute etwa 1000 Siedlungen dieser Art entdeckt worden. Bedeutende Fundgebiete liegen in Südwestdeutschland, im Schweizer Mittelland, in Ostfrankreich, Norditalien, im Laibacher Moor in Jugoslawien und in den Salzkammergutseen Österreichs. Die Siedlungsreste sind eine hervorragende Quelle zur Erforschung der Vorgeschichte Europas. Mit modernen archäologischen und naturwissenschaftlichen Methoden (zum Beispiel Pollenanalyse, Moorstratigraphie, Sedimentologie, Dendrochronologie, Osteologie) lassen sie sich heute exakt datieren und im Rahmen ihres natürlichen wie vom Menschen geprägten Umfeldes erforschen. Aus ihnen erhellen sich ökonomische und paläoökologische Fragestellungen in besonderem Maße und lassen frühe Stadien im Werden der Kulturlandschaft erkennen.

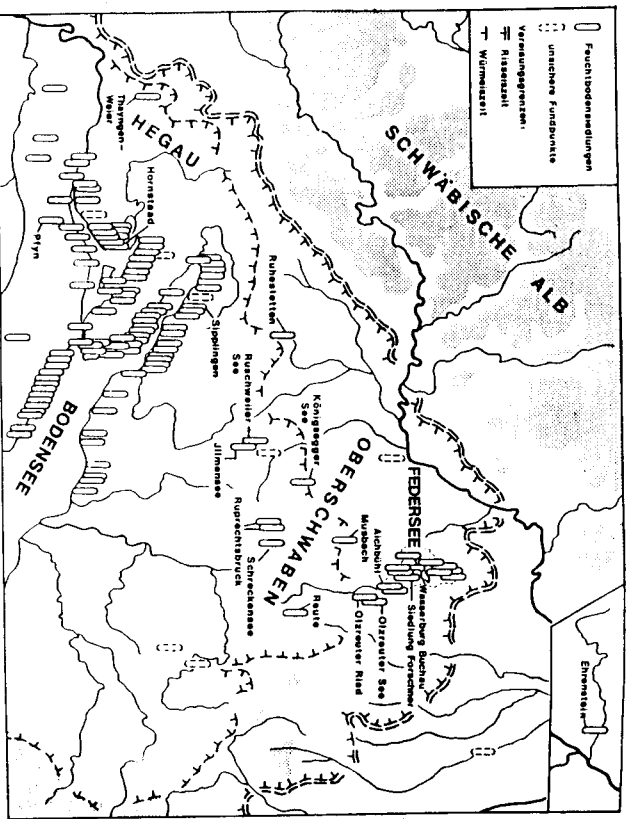


Abb. 1. Jungsteinzeitliche und bronzzeitliche Feuchtboden-siedlungen zwischen Bodensee und Donau.

Das südwestdeutsche Alpenvorland umfaßt die nördlichste Gruppe dieser "Feuchtboden-siedlungen" (Abb. 1), deren Bestand durch das Landesdenkmalamt Baden-Württemberg seit 1979 systematisch erfalt wird (Schlichtherle und Wahlster 1986). Allein am deutschen Uferstreifen des Bodensees sind 70 Stationen bekannt, auf deren Erkundung mit Methoden der Unterwasserarchäologie hier nicht näher eingegangen werden soll. Auch die Zerstörung zahlreicher Fundplätze durch Hafenbaggerungen und andere Eingriffe in die Flachwasserzone sowie durch fortschreitende Ufererosion kann nur kurz verwiesen werden (Schlichtherle und Bürgi 1986). Im Folgenden soll die Bedeutung und

denkmalpflegerische Problematik der Siedlungen in den kleinen Seen und Feuchtgebieten Oberschwabens näher erläutert werden.

Die Forschung begann hier 1875 am Federsee, als im Zuge des Torfabbaus im "Schussenried" die ersten jungsteinzeitlichen Hausgrundrisse ans Tageslicht kamen. Die überragende Bedeutung des weiten, mit einem breiten Verlandungsgürtel ausgestatteten Seebeckens für die archäologische Forschung zeigte sich mit den groß angelegten Ausgrabungen des Urgeschichtlichen Forschungsinstitutes der Universität Tübingen in den 20er Jahren. Unter Leitung der Archäologen R. R. Schmidt (1930/37) und H. Reinert (1929) wurden insgesamt fünf teilweise mehrphasige Siedlungen vollständig freigelegt. Die Untersuchungen gaben die Gesamtorganisation der Anlagen sowie Konstruktionsdetails der Holzbauarchitektur preis. Zudem gelang in enger Zusammenarbeit mit dem Botaniker K. Bertsch (1932) eine erste Synthese von Siedlungs- und Landschaftsgeschichte. Die Ergebnisse sind heute vielfach korrekturbedürftig (Liese-Kleber 1988); vor allem der chronologische Rahmen hat sich durch dendrochronologische und radiometrische Datierungen entscheidend verändert. Die Feuchtboden-siedlungen am Federsee und im gesamten oberschwäbischen Raum sind nach den neuen Untersuchungen in den Zeitraum zwischen 4200 und 850 v. Chr. einzuordnen (Billamboz 1985). Die Frage nach der ehemaligen topographischen Lage der heute weitab vom See liegenden Siedlungen wurde zwischen den Ausgräbern und dem Archäologen O. Paret (1941) kontrovers diskutiert. Aufgrund neuer Untersuchungen ist davon auszugehen, daß die Dörfer ufernah, teilweise auf halbinselartigen Vorsprüngen errichtet worden waren. Ihre Ruinen gerieten bei Transgressionen unter Wasser und wurden mehrfach mit Sediment überdeckt. Durch zahlreiche Neuentdeckungen sind heute allein am Federsee, der mit seinen ursprünglich 14 km Länge nicht zu den ganz kleinen Voralpenseen gerechnet werden kann, mehr als 16 Siedlungsstellen bekannt. Am Henauhof kamen erstmals auch mittelsteinzeitliche, in den Zeitraum zwischen 8000 und 5500 v. Chr. gehörende Siedlungsreste in Feuchterhaltung zum Vorschein (Jochim und Gregg 1984, Schlichtherle 1989). Im Rahmen eines Schwerpunktprogrammes der Deutschen Forschungsgemeinschaft wird seit 1983 die "Siedlung Forscher", eine befestigte, bronzzeitliche Siedlungsanlage im südlichen Federseemoor systematisch ausgegraben (Torke 1989).



Abb. 2: Freilegung eines jungsteinzeitlichen Hausfußbodens (ca. 3700 v. Chr.) mit steingepflasterter Feuerstelle. Ausgrabung des Landesdenkmalamtes Baden-Württemberg im Schorrenried bei Reute (Bad Waldsee) 1981.

In der Oberschwäbischen Seenplatte können im Jungmoränengebiet zwischen Federsee und Bodensee etwa 10 weitere Fundpunkte ausgemacht werden. Auch ihre Entdeckung geht in den meisten Fällen auf den Torfsich zurück. So verzeichnet bereits K. Müller 1880 eine Siedlung im Moor östlich von Ruprechtstuck. O. Paret grub 1936 in der bereits 1893 beim Torfabbau entdeckten Siedlung im Egelsee bei Ruhestetten mehrere Häuser aus. Durch die Sondagen des Landesdenkmalamtes Baden-Württemberg ist ab 1979 die genaue Lage im Gelände, die wissenschaftliche Bedeutung und der Erhaltungszustand der bekannten Anlagen erkundet worden (Schlichtherle 1984). Hinzu kamen Neuentdeckungen und Rettungsgrabungen in akut gefährdeten Be-

reichen, so im Schorrenried bei Reute und beim Henauhof am Federsee.

In wenig verlandeten, tiefen Seebecken liegen die Siedlungen noch heute auf wasserumgebenen Halbinseln. Am Schreckensee konnte durch Bohrungen und Sondagen nachgewiesen werden, daß die fundführende Halbinsel in der Jungsteinzeit noch eine echte Insel war. Am Olzreuter See, Illmensee und im Königseggesee reichen die Pfahlfelder ins freie Wasser, am Ruschweilersee war dies bis zur Seespiegelsenkung 1936 genauso. Meist sind die zu tausenden verhauten Hölzer und die unter dem Begriff "Kulturschicht" erfaßten Siedlungsabfälle jedoch in die Mudden und Niedermoortorfe der Verlandungszone eingebettet. Im Schorrenried bei Reute und im Moor östlich von Ruprechtstuck liegen die Stationen in ehemaliger Insel- bzw. Halbinsellage heute am Rande letzter Restseen. Am Federsee, im Musbacher Ried, im Moor von Ruhestetten und im Olzreuter Ried sind sie völlig in die Verlandungsflächen eingebettet. Seit Aufgabe der Torfstiche werden die Flächen als Mähwiesen, Weideland und Wald genutzt. Nur in wenigen Fällen, so in den Naturschutzgebieten Schreckensee, Illmensee und Ruschweilersee sind sie sich selbst überlassen.

Bedingt durch den Torfabbau liegen die Kulturschichten heute empfindlich nah unter der Oberfläche. Vielfach stößt man bereits bei Beseitigung der Grasnarbe auf die Siedlungsreste. Die bereits im 18. Jahrhundert einsetzenden Meliorationen, vor allem die Maßnahmen der "Erzeugungsschlacht" um 1935, haben zudem Seespiegel und Grundwasser abgesenkt, so daß eine zumindest zeitweise Durchlüftung der Fundhorizonte einsetzte (Schlichtherle 1985). Durch Komprimierung des Moores stießen bereits um 1920 die Pfahlköpfe der bronzezeitlichen "Wasserburg Buchau" durch die Grasnarbe an die Oberfläche des südlichen Federseeriedes. Ähnliche Beobachtungen liegen aus neuer Zeit in der benachbarten Siedlung Forschner und im Schorrenried bei Reute vor. In der Siedlung Ödenahlen im nördlichen Federseemoor zeichnen sich in trockenen Sommern die Feuerstellen als kleine Hügel im Wiesengelände ab. Hier reichen die Fundschichten in den wechselseuchten Bereich und werden durch Bioturbation und Mikroorganismen zerstört. Im südlichen Federseemoor ist dieser Prozeß schon sehr weit fortgeschritten. So fanden sich im Bereich der Siedlung Aichbühl - einer An-

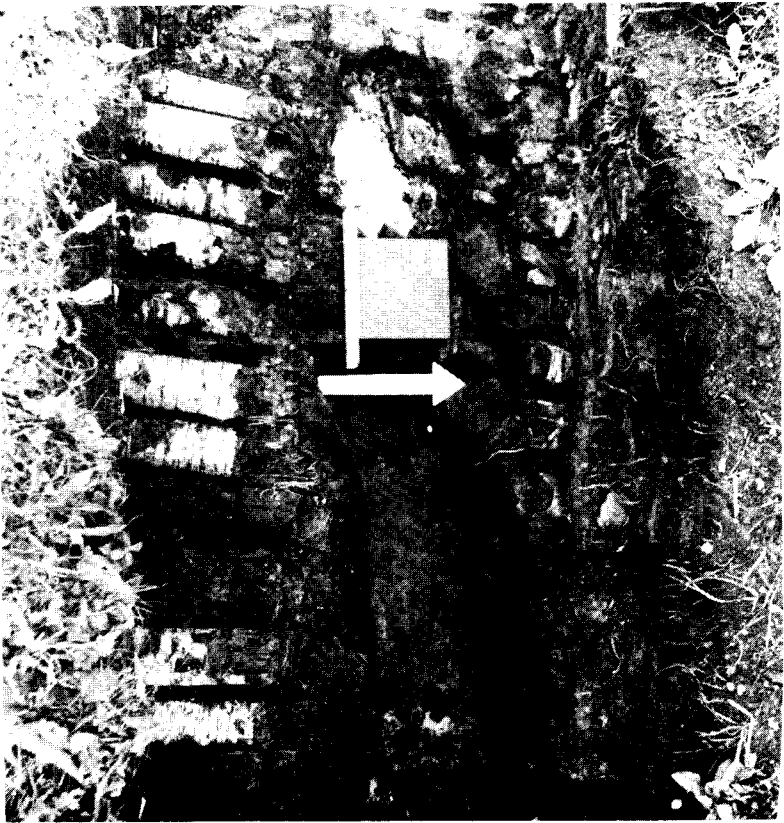


Abb. 3: Durch Grabenfräse angeschnittener Hausfußboden der Jungsteinzeit (um 4000 v. Chr.) im nördlichen Federseemoor. Sondage des Landesdenkmalamtes Baden-Württemberg in der Siedlung Hartöschle (Alleshausen) 1984.

lage, in der in den 20er Jahren noch tausende von Holzböhlen der Hausfußböden, Wände und Hausvorplätze dokumentiert worden sind. 1980 nur noch letzte, stark zerfressene Hartholzstücke, die eine Datierung mit Hilfe der Dendrochronologie gerade noch erlaubten (Kromer, Billamboz und Becker 1985). In der benachbarten Siedlung Riedschachen kam die Nachuntersuchung 1982 für die Datierung zu spät, die Pfähle der umgebenden Palisade waren bereits zu Holzmulm zerfallen.

In ähnlicher Weise zerstört sind die Hausfußböden im Zentrum der Siedlung Reute-Schorrenried. Hier können alle Stadien des Zerfalls und der Ausstrookung infolge eines 1934 gezogenen Entwässerungsgrabens an ein und demselben Objekt beobachtet werden (Mainberger 1984). Noch relativ gut erhalten sind die tiefer liegenden, besser durchfeuchteten Gebäude an den Siedlungsändern und die schon in der Steinzeit in die Seesedimente geschütteten Abfallhaufen. Diese Beobachtungen belegen, daß etwa 50 Jahre vollauf genügen, um eine feucht konservierte Holzbausiedlung durch Entwässerung zu zerstören. Durch wiederholte Grabungen in einer bronzezeitlichen Ufersiedlung am Nussbaumersee im Kanton Thurgau ist eine gravierende Verschlechterung der Befundlage infolge einer Seespiegelsenkung bereits innerhalb von nur 15 Jahren feststellbar (Hasenfatz 1986).

Nahezu überall dort, wo Siedlungsreste in landwirtschaftlich genutztem Gelände liegen, leiden sie unter einer fortwährenden Ausstrookung durch Drainagen und Entwässerungsgräben, die heute maschinell zeitsparend und effektiv angelegt und gereinigt werden können. Der Anreiz für die Landwirtschaft, durch Vertiefung der Gräben und Vorfluter die Flächen besser trocken zu legen, ist auch deshalb groß, weil diese mit den modernen schweren Maschinen nur noch unter Schwierigkeiten bewirtschaftet werden können. Das Gewicht der Traktoren und Mähwerke führt andererseits dazu, daß sich die Entwässerungsgräben schnell wieder durch seitlich verpreßtes Material schließen. Damit werden jedes Jahr auch die Kulturschichten ein Stück in die Gräben gedrückt und mit der Fräse ausgehoben. Langsam aber stetig wandern so Funde, Feuerstellen und Hausplätze in den Aktionsbereich der Grabenfräse. Eine Beschleunigung des mikrobakteriellen Abbaus der Torfe und Kulturschichten geht zudem von der Überdüngung der Wiesen mit Gülle aus. Besonders bedenklich sind vermehrt zu beobachtende Versuche des Mais- und Kartoffelanbaus im Bereich entwässerter Feuchtwiesen. Bereits das einmalige Umbrechen eines Siedlungsareals kann dessen völlige Zerstörung herbeiführen. All diese Vorgänge sind im nördlichen Federseemoor exemplarisch beobachtbar, finden aber allgemein in den Mähwiesen der oberschwäbischen Feuchtgebiete statt und machen auch vor Naturschutzgebieten nicht halt.

Genauso bedenklich ist die Tendenz, Feuchtwiesen aufzugeben und aufzuforsten. Pflanzlöcher, Baumwürfe und Wurzelwerk greifen dann in

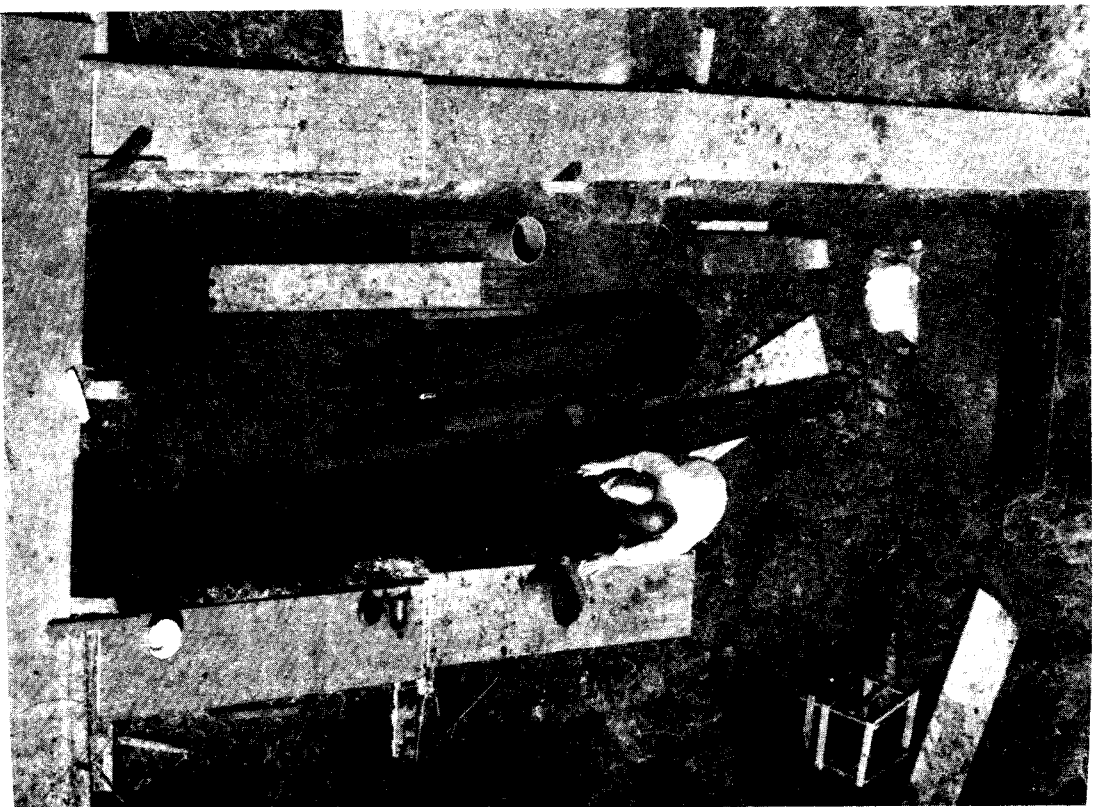


Abb. 4: Freilegung eines Einbaumes im südlichen Federseemoor bei Oggesthausen, 1985.

den Untergrund ein und die Bewaldung vergrößert den transferierenden Pflanzenbestand derart, daß ein verstärkter Wasserentzug eintritt. Die akute Gefährdung der archäologischen Denkmäler im verlandeten Randsaum der Binnenengewässer ist somit evident. Sie trifft nicht nur die bekannten Siedlungen, sondern sicher auch zahlreiche, noch unentdeckte Fundstellen in der Oberschwäbischen Seenplatte. Neben Siedlungsanlagen gehören Einbäume, Bohlenwege und Einzelfunde aus organischem Material - wie beispielsweise ein im 19. Jahrhundert im Aulendorfer Ried gefundenes vorgeschichtliches Vollscheibennrad - zu den gefährdeten Denkmalobjekten. Von sieben seit 1983 am Federsee entdeckten Einbäumen sind zwei von der Grabenfräse angeschnitten, einer wurde beim Eggen der Wiese angerissen, und einer bei der Anlage eines Amphibienteiches vom Bagger angeschnitten (Keeler 1986). Neben dem Federsee mit insgesamt etwa 40 Einbaumfunden sind im Pfrunger Ried, im Dornachried, im Eisenhauser Ried und im Stadlsee von Bad Waldsee weitere Einbäume entdeckt worden (Paret 1930).

Die Fundstellen direkt an und in offenen Wasserflächen sind weniger gefährdet, soweit der Wasserspiegel nicht gesenkt wird, und Ufererosion durch Boots- und Badebetrieb nicht in sie eingreift. Seespiegelstärkungen können eine verheerende Wirkung auf archäologische Kulturschichten haben, wenn dadurch ganze Mudd- oder Seekreidepakete in Bewegung geraten und die Kulturschichten mitreißen. Dies zeigt das Beispiel des 1940 regulierten Burgäschisees im Schweizer Mittelland und des seit dem 19. Jahrhundert entwässerten Egelsees bei Niederrwil im Thurgau (Waterbolk und van Zeist 1978). Kulturdenkmäler im freien Wasser sind zudem durch Neugier und Antiquitätenleidenschaft von Sporttauchern bedroht. Diese gelten vor allem mittelalterlichen und frühneuzeitlichen Fundansammlungen an den Seerändern, die zu alten Siedlungen, Landungsstellen, Uferbefestigungen, Töpferhalden oder Uferauffüllungen und Abfallhalden gehören. Unverständene Schatzsuche hat in der Vergangenheit besonders in bayerischen und österreichischen Gewässern zur unbefugten "Abräumung" der Fundstätten unter Wasser geführt (Offenberger 1981). Im Bereich der oberschwäbischen Seen mehrten sich erst in letzter Zeit die Hinweise auf derartige, gegen das Denkmalschutzgesetz verstoßende Aktivitäten von Hobbytauchern, die bei systematischen Nachforschungen nach Keramik- und Glasfunden für den Antiquitätenhandel oder die heimatische Vitrine

"erfolgreich" waren. Solche Erkundungen führten auch zur Entdeckung und unbefugten Freilegung von Einbäumen, die bis dahin in guter Erhaltung im Faulschlamm der Seen lagen.

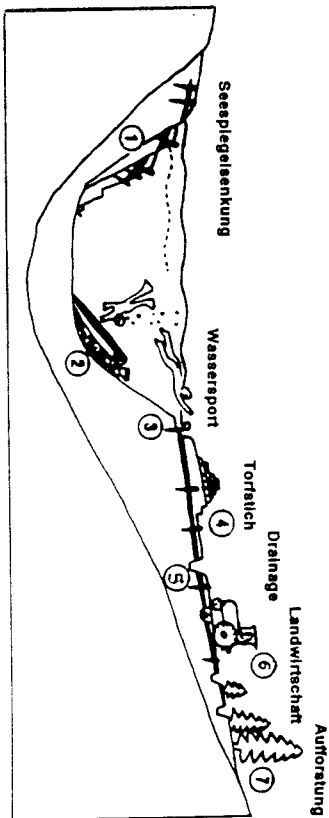


Abb. 5: Schematische Darstellung zur Gefährdung archaischer Kulturdenkmale in den Binnengewässern Oberschwabens. Die Kulturschichten vorgeschichtlicher Siedlungen und zugehörige Pflanzungen sind als schwarzes Band in den Schnitt durch ein teilweise verlandetes Seebecken eingetragen.

- 1 Rutschung von Uferpartien, 2 Raubgrabungen durch Taucher, 3 Ufererosion, 4 Entfernung der Deckschichten, 5 Absenkung von Grund- und Oberflächenwasser, 6 Verpressung durch landwirtschaftliche Maschinen - beschleunigte Torfzersetzung durch Düngung - Zerstörung durch Pflügen, 7 Pflanzlöcher, Durchwurzelung Wasserentzug.

Es kann nicht das Ziel der archaischen Denkmalpflege sein, möglichst alles noch schnell im Zuge von Rettungsgrabungen zu bergen, bevor es durch moderne Landwirtschaft, Aufforstung und Freizeitbetrieb zerstört wird, selbst wenn dies technisch, personell und finanziell möglich wäre. Da eine Ausgrabung - und sei sie mit noch so modernen Methoden durchgeführt - letztlich eine Zerstörung der originalen Geschichtsquelle darstellt, muß alles daran gesetzt werden, solche Rettungsgrabungen auf ein Minimum zu reduzieren und die Denkmäler in der Landschaft zu erhalten. Die Seen und Moore sind in ihrer Ganzheit

das beste Archiv der Kultur- und Landschaftsgeschichte, das nicht verantwortungslos geplündert werden darf. Auch zukünftige Generationen haben ein Anrecht darauf, mit neuen Methoden aus ungestörten Quellen zu schöpfen. Hier ergänzen sich die Bestrebungen des Natur- und Landschaftsschutzes und die der Denkmalpflege nach Erhaltung der Feuchtgebiete. Von seiten des baden-württembergischen Denkmalschutzgesetzes ist die Eintragung einer Fundstätte in das Denkmalbuch und die Ausweisung von Grabungsschutzgebieten möglich. Mehrfach ist aber nicht nur die Festschreibung des bestehenden Zustandes eines Feuchtgebietes, sondern seine Rückführung in naturnahe Verhältnisse mit ausreichendem Grundwasserstand für die Erhaltung der Kulturschichten zu fordern. Dies bedingt eine Aufgabe oder zumindest Änderung der landwirtschaftlichen Nutzung, die vielfach wohl nur durch Grunderwerb möglich sein wird. Es sind somit Reserverate für archaische Kulturdenkmäler zu bilden. Die Voraussetzungen hierzu scheinen in einer Zeit landwirtschaftlicher Umstrukturierung und Extensivierung von Grenzertragsflächen günstig, und es sollte nichts unversucht bleiben, sie zu nutzen. Da der Schutz archaischer Kulturdenkmale in Feuchtgebieten wesentlich davon abhängt, wie diese unterhalten, saniert oder renaturiert werden, ist in jedem Fall eine Einbindung in die Konzepte der Naturschutz- und Landschaftspflege notwendig.

Literatur

Bertsch, K. (1932): Paläobotanische Monographie des Federseeriedes. Bibliotheca Botanica 26.

Bilamboz, A. (1985): Stand der Jahrringchronologie Oberschwabens und des Bodenses. In: Becker, B. et al., Dendrochronologie in der Ur- und Frühgeschichte. Antiqua 11: 30-35.

Hasenfratz, A. (1986): Die Ausgrabungen in der spätbronzezeitlichen Siedlung Uerschhausen/Horn TH. Archäologie der Schweiz 9: 42ff.

Jochim, M. und Gregg, S. (1984): Mittelsteinzeitliche Forschung im Federseegebiet. Archaische Ausgrabungen in Baden-Württemberg 1983: 38ff.

- Keefer, E. (1986): Ein Einbaum aus dem Federsee bei Oggelshausen, Kreis Biberach. Archäologische Ausgrabungen in Baden-Württemberg 1985: 111ff.
- Kromer, B., Billamboz, A. und Becker, B. (1985): Kalibration einer 100-jährigen Baumringsequenz aus der Siedlung Aichbühl (Federsee). Materialh. z. Vor- u. Frühgesch. in Baden-Württemberg 7: 241; Stuttgart.
- Liese-Kleiber, H. (1988): Zur zeitlichen Verknüpfung von Verlandungsverlauf und Siedlungsgeschichte des Federsees. Forschungen u. Berichte z. Vor- u. Frühgesch. in Baden-Württemberg 31: 163ff; Stuttgart.
- Mainberger, M. (1984): Die Grabungskampagne 1983 im Schorrenried bei Reute, Stadt Bad Waldsee, Kreis Ravensburg. Archäologische Ausgrabungen in Baden-Württemberg 1983: 59ff.
- Offenberger, J. (1981): Probleme der Bodendenkmalpflege in den Salzkammergutseen. Fundber. aus Österreich 19: 203ff.
- Paret, O. (1930): Die Einbäume im Federseeried und im übrigen Europa. Prähistorische Zeitschrift 21: 76ff.
- Paret, O. (1941): Der Untergang der Wasserburg Buchau. Fundberichte aus Schwaben 10.
- Reinerth, H. (1929): Das Federseemoor als Siedlungsland des Vorzeitmenschen. B. Filser Verlag, Augsburg.
- Schlichterle, H. (1984): Die Sondagen des "Projekts Bodensee-Oberschwaben" als Vorbereitung neuer siedlungsarchäologischer Forschungen in den Seen und Mooren Südwesdeutschlands. Materialh. z. Vor- u. Frühgesch. in Baden-Württemberg 7: 9ff; Stuttgart.
- Schlichterle, H. (1985): Probleme der Archäologischen Denkmalpflege in den Seen und Mooren Baden-Württembergs. Denkmalpflege-Nachrichtenbl. d. Landesdenkmalamtes Baden-Württemberg 14: 69ff.
- Schlichterle, H. (1989): Henaufhof-Nord, ein mesolithischer Lagerplatz im Federseemoor. Archäologische Ausgrabungen in Baden-Württemberg 1988: 28ff.
- Schlichterle, H. und Bürgi, J. (1986): Gefährdete Ufersiedlungen am Bodensee. Archäologie der Schweiz 9: 34ff.
- Schlichterle, H. und Wahlster, B. (1986): Archäologie in Seen und Mooren - Den Pfahlbauten auf der Spur. K. Theiß Verlag, Stuttgart.

- Schmid, R. (1930/37): Jungsteinzeit - Siedlungen im Federseemoor. Lieferung I-III. B. Filser Verlag, Augsburg. Torke, W. (1989): Die Siedlung "Forscher", eine befestigte frühbronzenzeitliche Station im Federseemoor bei Bad Buchau, Kreis Biberach. Archäologische Ausgrabungen in Baden-Württemberg 1988: 50ff.
- Waterbolk, H. und van Zeist, W. (1978): Niederwil, eine Siedlung der Pfynner Kultur. *Academica Helvetica* 1; Bern.
- Dr. H. Schlichterle
Landesdenkmalamt Baden-Württemberg
Außenstelle Hemmenhofen
Fischersteig
7766 Gatenhofen-Hemmenhofen

7.2.
Erholung und Freizeit

Die Nutzung kleinerer Stehgewässer für Freizeit und Tourismus

Edmund Schneider

Regionalverband Bodensee-Oberschwaben

1. Das natürliche Gleichgewicht und der Tourismus

In zunehmender Sorge um die Zukunft des Ländlichen Raumes, zu dem unsere ganze Region gerechnet wird, hat der Europarat seine Mitgliedsstaaten im letzten Jahr zu einer "Europäischen Kampagne für den Ländlichen Raum" aufgerufen. Unser Regionalverband hat diese Initiative aufgegriffen, unsere Gremien haben 12 Leitsätze formuliert, von denen der erste lautet:

"Die Natur ist als Lebensraum zu schützen; die natürlichen Lebensgrundlagen sind schonend zu nutzen, ihre Regeneration sicherzustellen."

Begründet werden diese Zielsetzungen, die in besonderem Maße auf unsere 2.000 Seen und Weiher zutreffen, damit, daß konkurrierende und übermäßige Ansprüche an die natürlichen Lebensgrundlagen und negative äußere Einflüsse in einigen Teilen unserer Region das natürliche Gleichgewicht und die Regenerationsfähigkeit des Naturhaushaltes schon so beeinträchtigt haben, daß sich Grenzen für weitere Belastungen abzeichnen, Überlastungen festzustellen sind, und das Artensterben sich beschleunigt.

Wenn diese Entwicklung ungehemmt weiterlaufen würde, werde der ländliche Raum weiter an Lebensqualität verlieren, werden auch im ländlichen Raum Gebiete als Lebensraum nicht mehr voll funktionsfähig sein, sich ohne äußere Hilfen nicht mehr regenerieren können und auch für die Erholung ungeeignet werden.

Nachdem bereits im 14. Jahrhundert die Natur als Lebenszweck entdeckt worden war, hat sich aus vereinzelten Badeaufenthalten im 18. und 19. Jahrhundert der heutige Tourismus - Ferien-, Nah-, Kurzzeit- und Tagesranderrholung - entwickelt. Schon bald wurde auch die Bedeutung von Gewässern für die Erholung erkannt, denn um 1860 ist bereits ein Badehäuschen am Bleichenweiher bei Isny, um 1880 eines am Alten Weiher bei Allshausen bezuget.

Im Jahre 1919 wurden die Wechselbeziehungen zwischen Fremdenverkehr und dem in Anspruch genommenen Raum erkannt, erst 1955 aber wurde die Erforschung des Erholungswesens auch Aufgabe der Raumforschung und der Raumordnung.

Mit dem Aufkommen des umweltbewußten Denkens setzte sich in den 50er Jahren die Auffassung durch, daß die Freizeit- und Erholungsnutzung wegen massiver raumbeanspruchender Eingriffe auch Beeinträchtigungen hervorrufe. Krippendorf rechnet 1981 mit 100 bis 300 m² Freifläche/Einwohner außerhalb von Städten für Zwecke der Naherholung. Dies ergibt allein für die Wohnbevölkerung unserer Region zwischen 50 und 150 km² bei einer Gesamtläche unserer Region von 3.500 km².

2. Freizeitaktivitäten und Umwelt

Heute wird sportliche Betätigung als "Lebensnotwendigkeit" verstanden, die Gesunderhaltung hat die Leistungsorientierung als Motivation der Sporttreibenden längst verdrängt.

Aktiv zu sein bis ins hohe Alter, aktiv als Zustand eines umfassenden, körperlichen, geistigen und sozialen Wohlbefindens, gilt als erstrebenswert. Wer aber von Krankheit und Schwäche nicht mehr ganz frei ist, dem wird Ginseng, Knoblauch oder anderes empfohlen.

Bedingt durch
- gestiegene Einkommen, so daß man sich höhere Ausgaben in der

Freizeit erlauben und dorthin fahren kann, wo es noch Parkmöglichkeiten gibt (früher fuhr man dahin, wo man etwas sehen konnte),
- fehlende Naturnähe, höheren Streß, höhere Umweltbelastungen, monotone Siedlungsgebiete usw. in verdichteten Räumen,
- verstärkte Mobilität,

- kürzere Wochenarbeitszeit, Verdoppelung des Urlaubs seit den 50er Jahren,

- Verbesserung des Stellenwertes einer sportlichen Betätigung in der heutigen Gesellschaft

zeigen sich auch in unserer Ferienlandschaft zwischen der Schwäbischen Alb und den Alpen die größten Belastungen und Konflikte in den am intensivsten genutzten Gebieten, und das sind unsere Seen und Weiher.

Nach § 35 unseres Naturschutzgesetzes hat jedermann das Recht auf Erholung in der freien Landschaft. Dies weiß jeder. Daß diesem Recht aber die allgemeinen Gesetze, die Interessen der Allgemeinheit und die Rechte Dritter, die sogenannte "Allgemeinverträglichkeit", Grenzen setzen, das will man nicht wissen, das verdrängt man aus dem Bewußtsein, sobald man in der Freizeit selbst "aktiv" wird.

Alle Freizeitaktivitäten beeinflussen und verändern die Natur. Gebündelte Freizeitaktivitäten, die sich meist in abwechslungsreichen Landschaften mit häufigem Wandel von Wald, Wiesen, Feldern und naturbetonten Landschaftsteilen, vor allem an Gewässern abspielen, führen rasch zu ökologischen Belastungen, zu Schädigungen des ökologischen Gleichgewichtes.

Im Bericht der Arbeitsgruppe "Sport und Umwelt" des Länderschutzes für Immissionsschutz und der Sportreferentenkonferenz heißt es deshalb zum Beispiel bei

- "Schwimmen und Baden: Probleme durch allgemeine Eutrophierung können an kleinen abflußlosen Stillgewässern auftreten. Zerstörung von wertvollen Vegetationsbeständen und Störung seltener Tiere sind möglich. Daher sollte durch lenkende Maßnahmen, insbesondere durch Angebote wie Badeanstalten, Badestege, eine Konzentration auf belastbare Gewässer und Gewässerabschnitte angestrebt werden.

- Angelsport: Zur Brutzeit können Angler im Uferbereich nistende Vogelarten, zum Beispiel Wasservögel, Röhrichtbewohner, erheblich beunruhigen. Verlandungszonen können durch ungetriggerte Anlage von Angelplätzen und -stegen geschädigt werden. Weitere mögliche

Beeinträchtigungen können in ökologisch intakten, naturnahen Gewässern von der Faunenveränderung durch die Einsetzung von Fischarten und von der Beseitigung der Wasserpflanzen ausgehen.

- In einzelnen Fällen kann die besondere Schutzbedürftigkeit seltener und störungsempfindlicher Tierarten eine Total- oder Teilspernung bestimmter Gewässer unumgänglich machen. Darüber hinaus tragen die Angelsportverbände ein hohes Maß an Verantwortlichkeit bei der Sicherung eines umweltverträglichen Verhaltens ihrer Mitglieder.

Jeder, der von solchen Nutzungen in Anspruch genommene Gewässerschnitte betrachtet, muß fragen, ob es richtig ist, solche Sätze ausschließlicly im Konjunktiv zu formulieren.

3. Freizeitaktivitäten an Seen und Weihern im südlichen Oberschwaben

Wenn auch Ferienländer wie Spanien, Frankreich, Italien "in" sind, verbringen heute doch 36 von 100 Urlaubern ihre "schönste Zeit des Jahres" im Inland, aber nur 13 in Italien und 10 in Spanien.

Für eine Erfassung von Freizeitaktivitäten wurden Bundesbürger gefragt, was sie in ihrer Freizeit gerne machen würden, wobei Mehrfachnennungen zugelassen waren. Diese "Hitliste" belegt, in welchem Maße unsere Gewässer, vor allem unsere Seen und Weihern, gefährdet sind, denn

- 47 % der Befragten würden gern schwimmen,
- 11 % zelten, neudeutsch campen, natürlich möglichst am Wasser,
- 6 % angeln und fischen,
- 3 % surfen,
- 2 % segeln und tauchen.

Dazu kommt, daß diesen wassergebundenen Erholungsarten die höchsten Zuwachsraten eingeräumt werden.

Zu Belastungen bzw. Überlastungen liegen bisher nur wenige Untersuchungen vor. Seit aber Krippendorf (1975) mit seinem Buch "Die Landschaftsfresser" uns den Spiegel unter die Nase gehalten hat und allen Verantwortlichen einen Nasenstüber damit verpaßt, wird auch in der Öffentlichkeit die Erhaltung der Erholungsseignung einer Landschaft eingehender diskutiert, wird überlegt, wie bereits aufgetretene Über-

lastungen abgebaut und auch wie mit planerischen Mitteln solchen Erscheinungen vorgebeugt werden kann.

Nach den Topkarten, nach der Biotopkartierung und nach eigenen Feststellungen haben wir in unserer Region etwa 2.000 Stehgewässer, natürlich entstandene Seen und künstlich angelegte Weihern, darüber hinaus eine Vielzahl von Kleingewässern und Tümpeln, die in Karten im Maßstab 1 : 25 000 nicht mehr darstellbar sind, in denen aber sicherlich auch nicht gebadet wird (Tab. 1).

Tab. 1: Seen und Weihern in der Region Bodensee-Oberschwaben

Erfasste Seen und Weihern	Bodensee-kreis	Landkreis Ravensburg	Landkreis Sigmaringen	Region Bodensee-Oberschwaben
Anzahl Fläche (ha)	228 235	1.393 1.040	347 300	1.968 1.575
Größe				
1 - < 5 ha	18	83	17	118
5 - < 10 ha	7	22	5	34
> 10 ha	5	24	11	40
1 ha und darüber	30	129	33	192

Etwas 10 % unserer Seen und Weihern sind 1 ha groß oder größer. Diese werden meist auch im Fremdenverkehrsprospekt der betreffenden Gemeinden von ihrer Schokoladenseite her dargestellt und angepriesen, so daß sie nicht nur Insidern, früher Einheimische genannt - die wegen der vielen Schnaken, Münchner oder Stuttgarter ohnehin seit Jahren am Sonntag oder an schönen Sommertagen nicht mehr an den Bodensee fahren - bekannt sind. An den etwa 200 Seen und Weihern mit einer Fläche von 1 ha und darüber, die großartig sind wie unsere ganze Landschaft, die aber in manchem Sommer deshalb auch überdacht sein sollten,

- wird in über 100 gebadet, in über 50 sogar sehr stark,
- wird auf jedem 6. mit Booten gefahren oder gesurft, an jedem 12. sogar sehr stark,
- wird an jedem 7. gezeltet, an 10 von ihnen sind Zeltplätze eingerichtet, werden fast 100 befish, fast die Hälfte davon sehr stark.

Zu welchen Schäden Erholung und Tourismus in und am Wasser führen können, zeigt die Untersuchung "Trittbelastungen an Seen und Weihern im östlichen Landkreis Ravensburg", die von einer Projektgruppe unter Leitung von Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer (1985) durchgeführt wurde. Untersucht wurden 51 größere und kleinere Seen und Weihern, von denen nach unseren Feststellungen

- an 12 überhaupt nicht oder nur ganz wenig,
- an 26 aber sehr stark gebadet wird. Fischereilich werden
- nur einer überhaupt nicht,
- 12 nur mäßig,
- 22 aber sehr stark genutzt. Gezeltet wird, abgesehen von den überall anzutreffenden "wilden Campern", an 36 überhaupt nicht.

Bei einer Uferlänge von fast 70 km sind danach

- 15 km des Ufers, also fast 20 % geschädigt,
- 33 % des Ufers naturkundlich sehr wertvoll, von dem wiederum 10 % sehr stark geschädigt ist.

Pikanterweise sind am Kleinen Ursee im Naturschutzgebiet "Taufach-Fetzachmoos mit Urseen" 50 % des Ufers geschädigt. Hochgerechnet auf die Bundesrepublik dürften heute fast 50 % der Erholungsflächen durch Freizeitbetrieb geschädigt sein, davon entfallen 16 % auf Seen, Seeteile und Buchten.

4. Überlegungen zur Einschränkung von Freizeitaktivitäten

Zusammenfassend ist festzustellen: Der Badebetrieb an einem See oder an einem Weiher steigt im allgemeinen mit

- der Größe,
- der Verkehrerschliessung,

- der Wassergüte,
- der Zugänglichkeit.

Am besten geschützt erscheint ein See oder ein Weiher mit einer breiten Verhandlungszone, mit dichtem Gestrüpp im Uferbereich, der von der nächsten Straße mindestens 250 m abliegt. Solche Entfernungen überwindet man höchstens mit der Freundin am Arm, nicht aber mit Kindern, mit Badezeug, Picknickkoffer und anderen nützlichen Utensilien. Die Ausnahme bildet offenbar der bereits erwähnte Kleine Ursee: Hier gilt wohl "Zweisamkeit sucht Einsamkeit".

Die Belastungen, die sich zum größten Teil aus der zeitlichen und räumlichen Konzentration der Wassersportaktivitäten an den Gewässern direkt ergeben, aber auch die daraus resultierenden anderen Beinträchtigungen wie beispielsweise der Avifauna können vermieden oder wenigstens gemindert werden durch:

- Ausweisung ökologisch wertvoller Bereiche als Naturschutzgebiete. Da dies aber nur im Rahmen eines langwierigen Verfahrens möglich ist, wird unser Regionalverband bei der Fortschreibung des Regionalplanes "Vorrangbereiche für den Naturschutz" festlegen, um Eingriffe, die die Schutzwürdigkeit dieser Gebiete auf lange Sicht infrage stellen könnten, zu verhindern. Diese Vorrangbereiche haben deshalb Kernzonen mit ökologisch wertvollen Seen und Weihern.
- Erlaß von Regelungen mit räumlichen und zeitlichen Beschränkungen bei der Ausübung des Gemeindegebrauchs wie zum Beispiel
 - * Ruhestellen von Teilen größerer Seen,
 - * Anbringen von Verbotsschildern und, weil dies vielfach nicht beachtet wird, Anbringen von Ketten,
 - * Verbote für Surfen, Bootfahren, Betreten, Camping usw.
- Rückbau, Sperrung oder Entwidmung entbehrlicher Zufahrtswege und Parkplätze in der Nähe ökologisch wertvoller Seen und Weihern entsprechend den vom Regionalverband entwickelten Vorstellungen zur Rekultivierung entbehrlicher Straßen im Rahmen eines bei der Umsetzung des Seenprogramms zu entwickelnden Gesamtkonzeptes.
- Ausbau geeigneter Baggerseen für Zwecke der Erholung. Beispiele hierfür sind die Baggerseen bei Krauchenwies oder zwischen Herberlingen und Erlingen im Schwarzwald. Umgekehrt aber müssen dafür ökologisch wertvolle Seen, Weihern oder Seeteile gesperrt werden.

- Entfernen nicht genehmigter Einrichtungen, Stichwort Stege.
- Zupflanzen von unerwünschten Zugängen und Schneisen mit dichtem und möglichst dornigem Gebüsch, das man auch auf der nackten Haut spürt. Es darf nicht mehr heißen: "Unter der Sonne gibt es nicht viel Neues. Dafür aber ist am Strand beim Baden viel zu sehen".
- Richtige fischereiliche Bewirtschaftung der Gewässer entsprechend dem Fischereirecht und der natürlichen Ertragskraft, oder anders ausgedrückt: Kochtopffischerei statt Sportfischerei. Ganz generell wird der Anteil der fischereilichen Nutzung am bedenklichen Zustand unserer Seen und Weiber vielfach unterschätzt.
- Regelungen in Verbindung mit dem Polizeigesetz, mit denen neben dem Gemeingebrauch auch der Anliegergebrauch, das heißt das Betreten, eingeschränkt werden kann. Es dürfte aber als unverhältnismäßig nur in besonderen Fällen angewendet werden. Camping und Parken fallen nicht unter das Betretungsrecht, Baden und Surfen bleiben erlaubt.
- Überlegungen zur Anlage von Schutzstreifen an unseren Gewässern zur Reduzierung und Vermeidung direkter Schadstoffeinträge.
- Verstärkte Öffentlichkeitsarbeit, um das Umweltbewußtsein der Bürger anzusprechen und zu sensibilisieren. Darunter fällt auch die heutige Veranstaltung.

5. Erhaltung der Lebensgrundlagen auch für den Tourismus

Die Stadt Meersburg hat anläßlich ihrer 1000-Jahr-Feier zusammen mit der Industrie und Handelskammer im letzten Jahr einen Beitrag zur Kulturgeschichte des Fremdenverkehrs in Südwestdeutschland herausgegeben. Mit einem Zitat aus dieser Schrift möchte ich schließen.

"Vom sanften Tourismus ist seit einigen Jahren viel die Rede. Noch ehe auf diesem Gebiet wirklich viel gesehen konnte, ist die Parole zum Schlagwort verkommen. Zum nützlichen Schlagwort - am schnellsten haben die großen Konzerne und Manager die Lektion gelernt; sie betreiben sanften Tourismus auf die sanfte Tour - das heißt, sie fügen dem Pauschalangebot schnell noch einen Ausflug zu Laichplätzen hinzu und liegen wieder im Trend.

Mit sanftem Tourismus ist aber etwas anderes gemeint: Ein Zusammenwirken von Einheimischen und Fremden, um ein verträgliches Lebensmilieu und damit auch die Lebensgrundlage des Tourismus zu erhalten."

Dies muß unser gemeinsames Ziel sein, zumal nach Zeitungsberichten in Österreich bei starken Algenblüten ein Rücktritt von gebuchten Urlaubsreisen bereits heute möglich ist.

6. Literatur

- Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1987): Umweltgutachten 1987, Drucksache 11/1568 v. 21.12.1987, Bonn.
- Krippendorf, J. (1975): Die Landschaftsfresser. Hallwag, Stuttgart.
- Konferenz der Sportminister der Länder in der Bundesrepublik Deutschland (1988): Sport und Umwelt, Verlag Gemini-DS, Düsseldorf.
- Pfadenhauer, J., Lütke-Twenhöven, F., Quinger, B. und Tewes, S. (1985): Trittbelastungen an Seen und Weihern im östlichen Landkreis Ravensburg. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad-Württemberg, Karlsruhe, 45: 1-80.
- Regionalverband Bodensee-Oberschwaben (1986): Die Seen und Weiber in der Region Bodensee-Oberschwaben, Zwischenbericht der Geschäftsstelle zur Fortschreibung des Regionalplanes (unveröffentlicht).
- Regionalverband Bodensee-Oberschwaben (1989): 12 Leitsätze für den Ländlichen Raum, Ravensburg.
- Verbandsbaudirektor E. Schneider
Regionalverband Bodensee-Oberschwaben
Hirschgraben 2
7980 Ravensburg

7.3.
Sekundäre Stehgewässer

Bedeutung und Nutzung von Sand und Kies

Ferdinand Henkel

Industrieverband Steine und Erden
Baden-Württemberg e.V., Fachgruppe Sand und Kies

1. Einführung

Im Bauwesen sind die natürlichen Baustoffe Holz, Stahl sowie Stein- und Erden-Produkte aufgrund ihrer hervorragenden Eigenschaften dominierend und werden es auch in Zukunft bleiben. Zum Aufgabenbereich des Ingenieurs gehört es von jeher, diese ihm zur Verfügung stehenden Baustoffe hinsichtlich Eignung und Preiswürdigkeit zu beurteilen und entsprechend zu verwenden. Nur so ist es möglich, alle vorhandenen Rohstoffe wirtschaftlich und technisch optimal zu nutzen.

Von den genannten Rohstoffen sollen hier speziell "Sand und Kies" behandelt werden. Was ist nun eigentlich Sand und Kies, und wie entstehen sie? Natürliche Gemische in einem bestimmten Korngrößenbereich von vorwiegend gerundeten Geröllen aus Gestein werden als Kies und Sand angesprochen, wobei in der Bodenkunde der Kies zwischen 2 und 60 mm und der Sand zwischen 0,06 und 2 mm eingestuft wird. Der Ursprung fast des gesamten in Baden-Württemberg abgelagerten Kies- und Sandmaterials liegt im Alpengebiet. Von dort aus wurde es während mehrerer Eiszeiten herantransportiert. Bei deren Ende hinterließen die Gletscher jeweils sogenannte glaziale Moräneablagerungen und entlang der Flußläufe sogenannte fluviale Schmelzwasserablagerungen. Bei diesen Sedimentationen handelt es sich somit um zerkleinertes Felsgestein aus den Alpen, welches fast ausschließlich

harte und frostbeständige kristalline Gesteine enthält wie Quarz, Quarzgestein, Magmatite und alpinen Kalk. Durch die glazialen und fluvialen Beanspruchungen der transportierten Gesteine sind die Kiesvorkommen in Baden-Württemberg natürlich ausgelassen und von besonderer Güte.

Selbstverständlich gibt es auch in anderen Bundesländern Ablagerungen von Kies und Sand, die insbesondere in den Einzugsbereichen der Mittelgebirge nur durch fließendes Wasser abgelagert sind und sich von Mineralbestand und durch Herkunft voneinander unterscheiden. Abb. 1 zeigt die Verteilung der Kies- und Sandgebiete in der Bundesrepublik Deutschland, und es ist deutlich erkennbar, daß die hauptsächlichsten Vorkommen in Bayern, Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg liegen.

2. Die Verwendung von Kies und Sand

Kies und Sand hat der Mensch bereits frühzeitig für sich und seine Lebensbedürfnisse nutzbar gemacht, so vor allem im Bauwesen, aber auch im täglichen Leben, zum Beispiel als Streusand für Fußböden, zum Ablösen von Tinte, als Füllmittel der Sanduhren und für Sandpapier. Aufgrund seiner vielseitigen Anwendungsmöglichkeiten kann auch im Industriezeitalter auf Natursand nicht verzichtet werden. So widersteht der Quarzsand wegen seiner Hitzebeständigkeit der glühenden Eisenschmelze in der Gußform. Andere Materialien halten dieser Beanspruchung nicht stand.

Eines der bedeutendsten Anwendungsgebiete ist heute der Beton mit seinen vielfältigen Gestaltungsmöglichkeiten. Im Zusammenwirken mit dem Bindemittel Zement entsteht aus den natürlichen Mineralstoffen Kies und Sand der Kunststein Beton, der sich besonders durch seine hohe Druckfestigkeit auszeichnet. Dieser gießfähige Baustoff ist beliebig formbar und daher Architekten und Bauingenieuren unentbehrlich, aber auch Künstlern als Werkmaterial willkommen. Ein weiterer Vorteil von Beton ist seine Dauerhaftigkeit und Wartungsfreiheit. Viele andere Baustoffe müssen gegen die Einwirkung der Atmosphäre geschützt werden. Kies und Sand im Beton jedoch sind gegen derartige äußere Angriffe unempfindlich. Seine guten technischen Eigenschaften wie

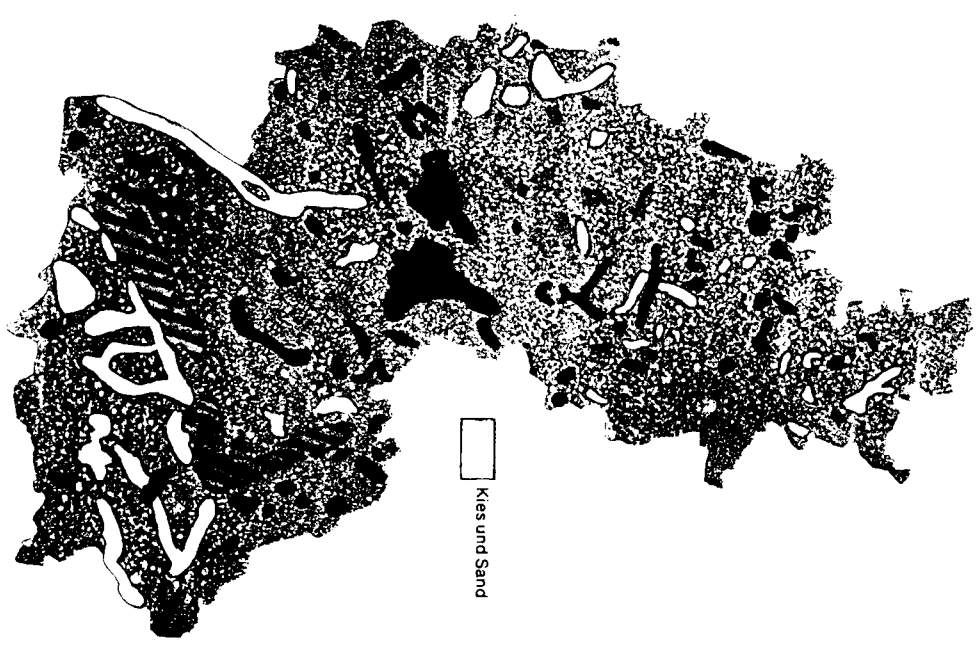


Abb. 1: Verteilung der Kies- und Sandgebiete (weiße Flächen) in der Bundesrepublik Deutschland (die anderen in dieser Karte eingezeichneten Rohstoffe werden hier nicht berücksichtigt).

Dichtigkeit, Frostbeständigkeit und Festigkeit verdankt dieser klassische Betonzuschlag in Baden-Württemberg - im Gegensatz zu anderen Gesteinen - der bereits erwähnten natürlichen Selektion beim Eis- und Wassertransport. Aber auch sein gutes Verhalten zum Zementmörtel, sein Beitrag zur guten Verarbeitbarkeit des Betons und nicht zuletzt seine Preiswürdigkeit machen es zu einem allseits bevorzugten Betonzuschlag.

Nicht nur als Zuschlag für Beton, sondern auch als Straßenbaustoff haben sich Kies, Sand und Kies-Edelsplitt hervorragend bewährt. Ihre Anwendung ist ebenfalls zu einem selbstverständlichen Element des Straßenoberbaues geworden. Im Straßenoberbau werden die an der Fahrbahnoberfläche wirkenden vertikalen und horizontalen dynamischen Verkehrsbelastungen über Fahrbahndecke und Tragschicht einschließliche Frostschuttschicht verteilt und in den Untergrund bzw. Unterbau übertragen. Hierfür werden verschiedene Bauweisen angewendet, die entsprechend der Güte und Widerstandsfähigkeit der eingesetzten Baustoffe in verschiedenen Schichten unterschiedlicher Dicke hergestellt werden, so daß in Abhängigkeit von der Verkehrsbelastung jeweils gleichwertige Oberbaukonstruktionen entstehen. Die unterste Schicht des Straßenoberbaues wird in den meisten Fällen als Frostschuttschicht aus hohlraumarmen, korngestufen Kies-Sand-Gemischen hergestellt. Dieses Material garantiert eine gute Entwässerung auf dem Erdplanum und verhindert die zu Frostaubrücken führende Eisinsensbildung. Schließlich wirkt sie durch Gewicht und Verspannung eventuellen Froshhebungen entgegen. Kies-Sand-Gemische aus Baden-Württemberg sind wegen ihres günstigen Sandanteils besonders wirtschaftlich verdrichtbar. Zusätzliche Bodenverfestigungen in der oberen Schicht sind nicht erforderlich.

Auch im Kulturbau ist die Verwendung von Kies und Sand seit langem bekannt und wegen seiner günstigen Filtereigenschaften für Wasserversorgung und Entwässerung oder als Element der Garten- und Landschaftsgestaltung wegen seines Formen- und Farbenreichtums nicht wegzudenken.

Die vielseitige Verwendungsmöglichkeit von Kies und Sand enthält Abb. 2, aufgeschlüsselt nach Industriezweigen, Erzeugnissen und Auftragebern. Hiernach verteilen sich die von der Bauwirtschaft benötigten Bausande und Baukiese wie folgt: 65 % für den allgemeinen Hoch-

Verwendung von Kies und Sand

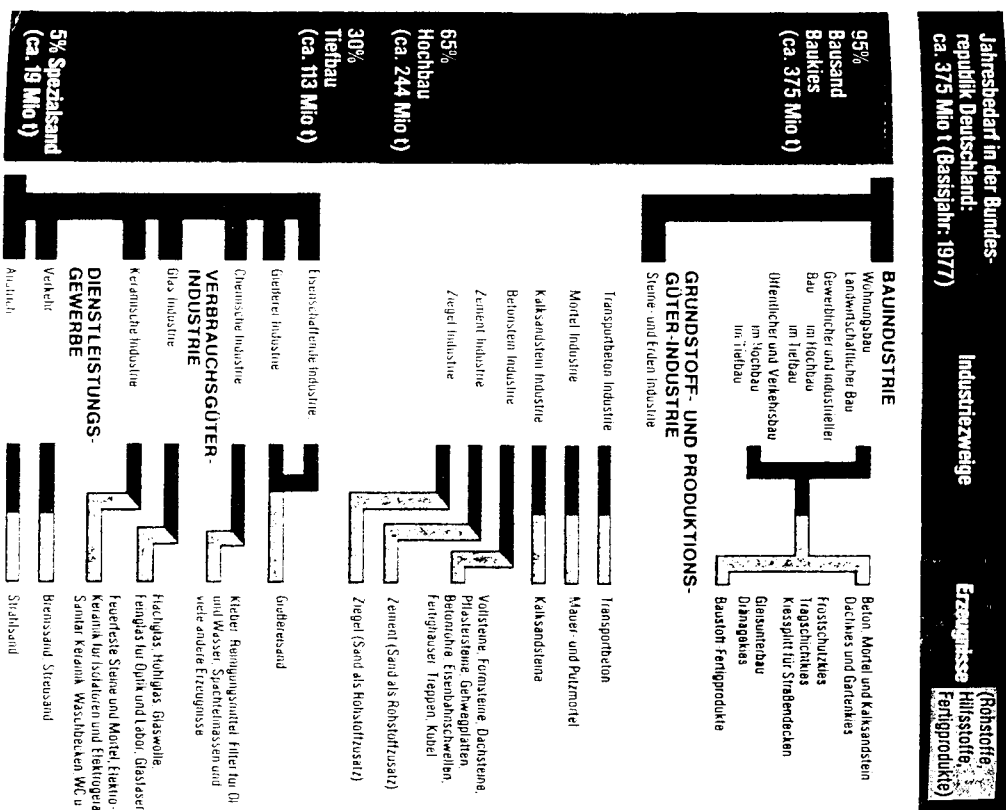


Abb. 2: Die Verwendung von Kies und Sand, aufgeschlüsselt nach Industriezweigen, Erzeugnissen und Auftragebern.

bau und 30 % für den Tiefbau. Die restlichen 5 % der Gesamtproduktion lassen sich als Spezialsand einstufen. Für die Bauwirtschaft sind Bund, Länder und Gemeinden zusammengefaßt der größte Auftraggeber, und zwar für den Straßenbau zu fast 100 % sowie für den allgemeinen Hoch- und Tiefbau zu etwa 60 %, so daß rund 70 % der Kies- und Sandproduktion über staatliche Bauaufgaben und damit von der Allgemeinheit in Anspruch genommen werden. Die Sand- und Kiesindustrie steht hierdurch aber auch vor der Situation, daß der Staat als größter Abnehmer gleichzeitig durch restriktive Maßnahmen Schwierigkeiten für den Abbau und somit für die Bereitstellung von Sand und Kies verursacht. Dies ist umso bedauerlicher, als es sich letztendlich bei den staatlichen Baumaßnahmen um Investitionen handelt, die das Volksv ermögigen vergrößern und damit auch dem einzelnen Bürger zugute kommen.

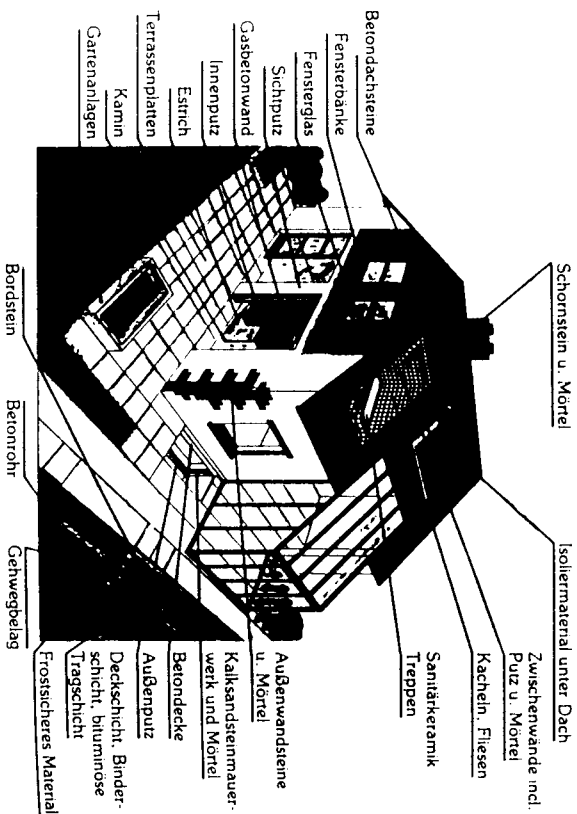


Abb. 3: Die Bedeutung von Kies und Sand beim Hausbau.

Es wäre müßig, hier anhand von Abbildungen auf die vielseitige Verwendungsmöglichkeit von Sand und Kies für den Bereich des Bauwesens im einzelnen einzugehen. Bauwerke in jeder Art und Form sind ja bekannt. Anhand der Abb. 3 soll jedoch aufgezeigt werden, welche Rolle Sand und Kies allein beim Hausbau spielt, da dies nicht immer offensichtlich ist. Darüber hinaus gibt es eine Vielzahl von Produkten, die ohne den Rohstoff Sand nicht denkbar sind, was vielfach nicht bekannt sein dürfte. Der Rohstoff für diese Produkte sind die eingangs erwähnten Spezialsand. Wer denkt schon daran, daß es ohne Quarzsand Glas, Metallguß, keramische Erzeugnisse, Chips für Elektronenrechner usw. nicht geben würde.

3. Die Bedeutung von Kies und Sand

Abgesehen von den Energierohstoffen ist die Industrie der Steine und Erden einschließlich der Industrieminerale weltweit der wirtschaftlich bedeutendste Zweig im Rohstoffbereich. In der Mengen-Ordnung (Abb. 4) der sogenannten "Rohstoffschlange" liegen Hart- und Werksteine sowie Sand und Kies an der Spitze. Anders dagegen in der Wert-Ordnung (Abb. 5), bei der das Erdöl eindeutig dominiert, gefolgt von der Steinkohle, den Hart- und Werksteinen sowie Sand und Kies.

Anschaulicher als die vorgenannten Globalzahlen ist jedoch der Rohstoffverbrauch im einzelnen und dabei insbesondere an Sand und Kies. Abb. 6 zeigt eine Zusammenstellung, die das Bundesministerium für Wirtschaft 1979 herausgegeben hat. Danach verbraucht jeder in 70 Lebensjahren 460 to Sand und Kies. Dieser Bedarf liegt beim Verbrauch der Rohstoffe weit an der Spitze. Abb. 7 zeigt in anderer Darstellung den prozentualen Verbrauch eines Bürgers der Bundesrepublik Deutschland an den mineralischen Rohstoffen und Abb. 8 eine gleichartige Zusammenstellung für die USA. Es zeigt sich, daß der Verbrauch von Sand und Kies sowie Hart- und Werkstein zusammen in etwa gleich ist, wobei in der Bundesrepublik der Anteil von Sand und Kies deutlich überwiegt.

Die Bundesrepublik Deutschland ist "arm" an Metallrohstoffen - ca. 90 % der benötigten Metalle müssen importiert werden. Sie ist dagegen "reich" an nichtmetallischen Rohstoffen. So ist es nicht verwunderlich,

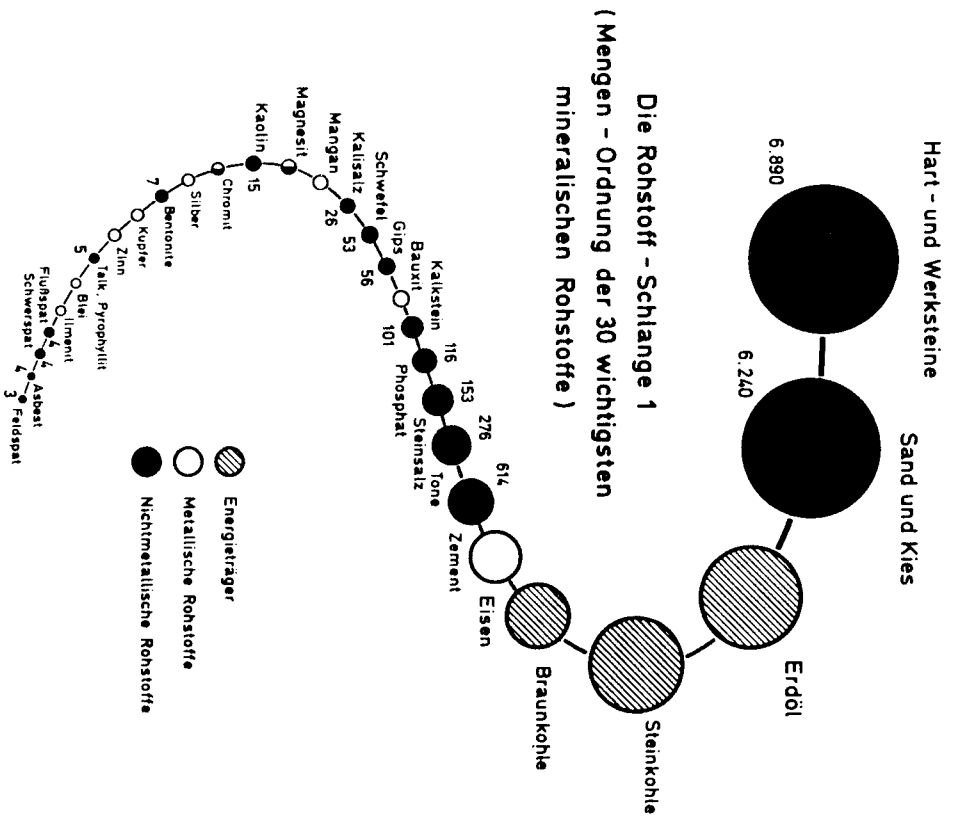


Abb. 4: Rohstoff-Schlange: Reihenfolge der 30 wichtigsten mineralischen Rohstoffe aufgrund der Fördermenge Ende 1977. Die Zahlen bedeuten mio. t.

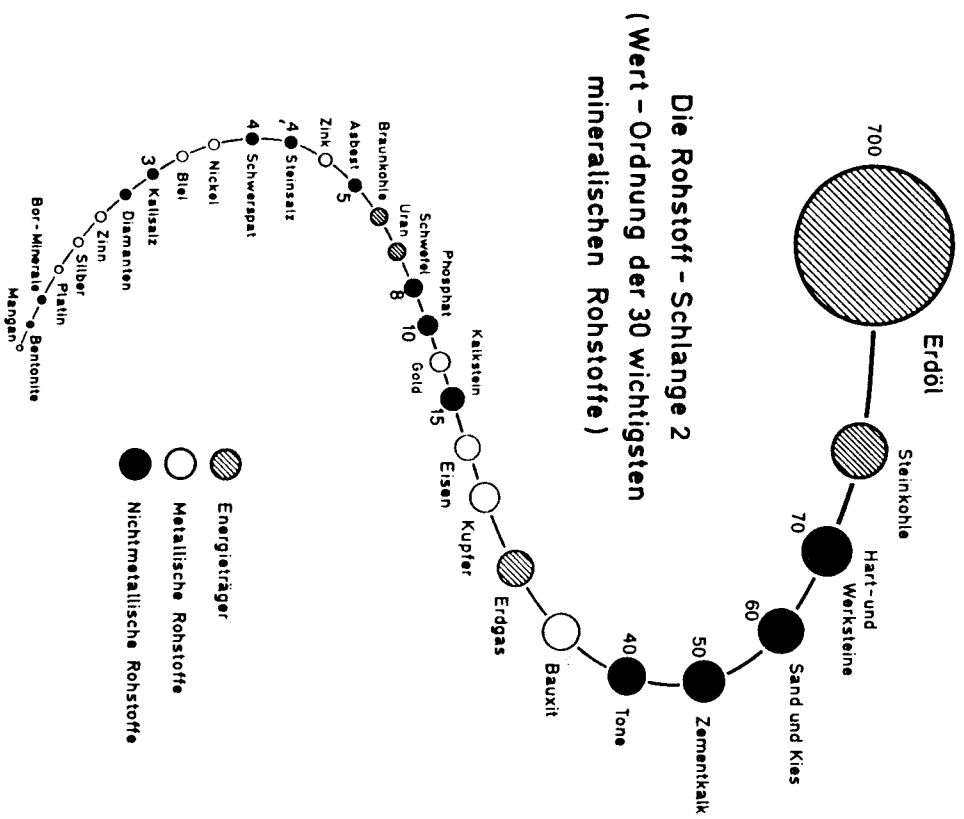


Abb. 5: Rohstoff-Schlange: Reihenfolge der 30 wichtigsten mineralischen Rohstoffe aufgrund des produzierten Wertes (Ende 1977). Die Zahlen bedeuten Mrd. DM.

Was jeder von uns in 70 Lebensjahren an Rohstoffen verbraucht:

Sand und Kies	460 t	Dolomitstein	3,5 t
Erdöl	166 t	Roßphosphate	3,4 t
Harsteine	146 t	Schwefel	1,9 t
Braunkohle	145 t	Torf	1,8 t
Kalkstein	99 t	Naturweksey	1,8 t
Stahl	39 t	Kalialz	1,6 t
Zement	38 t	Aluminium	1,4 t
Tone	29 t	Kaolin	1,2 t
Industriesande	23 t	Stahlveredler	1,0 t
Steinsalz	13 t	Kupfer	1,0 t
Gipssteine	8 t		

Abb. 6: Der Pro-Kopf-Verbrauch von Kies und Sand während eines Lebensalters.

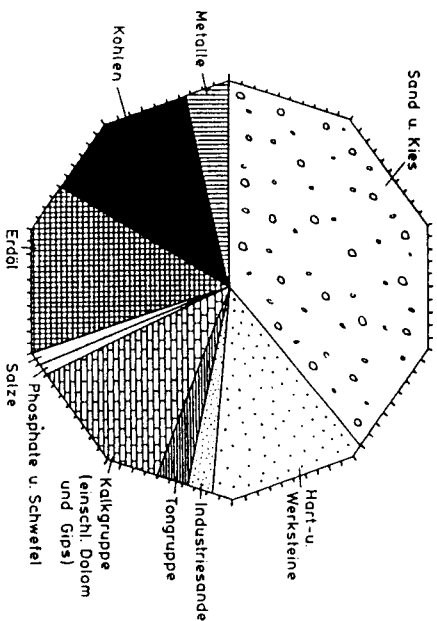


Abb. 7: Prozentualer Pro-Kopf-Verbrauch an mineralischen Rohstoffen in der Bundesrepublik Deutschland.

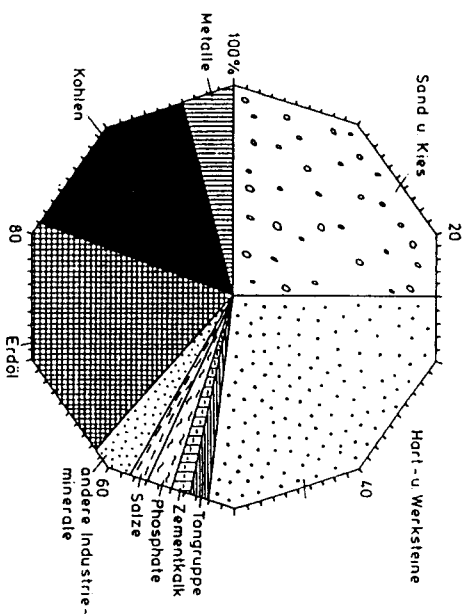


Abb. 8: Prozentualer Pro-Kopf-Verbrauch an mineralischen Rohstoffen in den USA.

daß die Steine- und Erdenindustrie mit ihrem Umsatz immerhin etwa an der 4. Stelle der Grundstoff- und Produktionsgüterindustrie liegt. Die Sand- und Kiesindustrie ist mit ihrem bundesweiten Umsatz von etwa 2,9 Mrd. DM (Tab. 1) mit rund 10 % am Umsatz der gesamten Steine- und Erdenindustrie beteiligt. Die Jahresproduktion beträgt dabei etwa 300 Mio. to (Tab. 1). Zum Vergleich hat die Sand- und Kiesindustrie des Landes Baden-Württemberg eine Jahresproduktion von rund 50 Mio. to, also 16,7 % der Bundesproduktion und mit einem Umsatz von etwa 500 Mio. DM einen in etwa gleichen Anteil am Umsatz dieses Industriezweiges in der Bundesrepublik (Tab. 1). Produktionsmäßig steht Baden-Württemberg hinter Bayern und Nordrhein-Westfalen an der 3. Stelle.

Bundesweit bietet die Gewinnung und Aufbereitung von Sand und Kies unmittelbar rund 30.000 Beschäftigten sichere Arbeitsplätze. Die volkswirtschaftliche Bedeutung und die Auswirkungen auf den Arbeitsmarkt sind aber um ein Vielfaches höher. Für die Gewinnung und Aufbereitung werden Maschinen, technische Anlagen und Verschleißteile

Tab. 1: Statistik der Kies- und Sandindustrie 1987 für das Bundesgebiet einschließlich West-Berlin (mit Vergleichszahlen 1986).

	Unternehmen	Gewinnungsstellen		Beschäftigte		Produktion in 1.000 t			Umsatz — ohne USt — in 1.000 DM — ohne Frachanteil —					
		1986	1987	1986	1987	1986	1987	± %	1986	1987	± %	% v. Ges.		
		2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Baden-Württemberg	a b c	106	104	132 144 464	130 142 464	1.433	1.411	29.820 51.800	28.849 50.800	3,3 2,3	210.532 0.000	225.419 519.000	+ 7,1 + 1,8	35,2 17,6
Bayern	a b c	-	-	195 803	195 803	-	-	73.200	71.800	1,9	840.000	855.000	+ 1,8	29,0
Berlin (West)	a b c	-	-	4	4	-	-	200	200	± 0,0	3.000	3.000	± 0,0	0,1
Hessen/ Rheinland-Pfalz	a b c	61	58	70 87 487	67 84 487	762	780	12.060 (115) 34.000	10.303 (136) 33.300	14,8 + 18,3 2,1	102.939 (912) 395.000	92.578 (1.074) 396.000	- 10,1 + 17,8 + 0,3	14,4 17,8 13,4
Nord	a b c	86	84	114 129 608	113 132 608	652	645	12.825 53.500	12.051 51.700	6,0 - 3,4	97.531 513.000	93.178 525.000	- 4,5 + 2,3	14,5 17,8
Nordrhein-Westfalen	a b c	150	144	82 202 531	84 193 531	1.971	1.729	33.983 (4.949) 74.100	34.140 (4.271) 71.100	+ 0,5 - 13,7 4,0	233.019 (39.071) 645.000	225.668 (29.532) 608.000	- 3,2 - 24,4 - 5,7	35,2 20,6
Saarland	a b c	3	3	7 6 40	7 6 40	37	37	585 3.200	582 3.300	- 0,5 + 3,1	4.467 44.000	4.627 44.000	+ 3,6 ± 0,0	0,7 1,5
Bundesgebiet	a b c	406	391	600 568	596 557	9.445 4.855	9.364 4.602	149.570 89.273 (5.084)	143.595 85.925 (4.407)	4,0 - 3,8 13,0	1.351.691 ¹⁾ 648.488 (39.983)	1.320.497 ¹⁾ 641.468 (30.606)	- 2,3 - 1,1 + 23,5	- 100,0
				2.937	2.937	25.000	24.000	290.000	282.000	2,8	2.950.000	2.950.000	+ 0,0	100,0

- a - Landesstatistik über Betriebe von Unternehmen mit mindestens 10 Beschäftigten
 b - Verbandsstatistik über alle angeschlossenen Unternehmen
 c - darin enthaltene Spezialsande und -kiese

- d - Verbandsstatistik über alle bestehenden Unternehmen
 e - Sogenannter Reproduktionswert

¹⁾ Bewertung der Produktionsmengen mit durchschnittlichen Verkaufspreisen ab Werk (entspricht nicht dem „Umsatz“, der u. a. auch Frachten enthält)

Sp 10 und Sp 13 - Veränderungen gegenüber dem Vorjahr in %
 Sp 14 - Anteil am Bundesvolumen in % (Sp 12)

benötigt. Lastwagen, Schiffe und die Bundesbahn müssen den mit diesem Rohstoff anfallenden Transport bewältigen. Beim Jahresumsatz der Bauwirtschaft, von der immerhin jeder 7. Arbeitsplatz in der Bundesrepublik abhängt, beträgt der wertmäßige Anteil für die Baustoffe der Steine- und Erdindustrie, zu denen auch Kies und Sand zählen, etwa 12 %, was einen Wert von rund 30 Mrd. DM ausmacht. Andere Güter, die aus den Rohstoffen Sand und Kies hergestellt werden, bewirken weitere Arbeitsplätze und Ausrüstungen, die für die Zulieferindustrie bedeutungsvoll sind. Weiterhin sind die Gießerei-, Glas-, Keramik- und Kosmetikindustrie ganz oder zum Teil von Spezialsand abhängig. Auch das in der Nähe der Gewinnungsstätten ansässige Handwerk wird durch Reparatur- und Wartungsarbeiten nicht unerheblich beschäftigt.

Im Zusammenhang mit den genannten Zahlen stellt sich sicherlich die Frage: "Warum muß es ausgerechnet Sand und Kies sein, der für die allgemeinen Bedürfnisse des Menschen, insbesondere in der Bundesrepublik Deutschland, so wichtig erscheint?" So liegt mit dem Rohstoff Sand und Kies ein bereits natürlich vorzerkleinertes und damit leicht gewinnbares sowie durch die vorausgegangen Beanspruchungen wie Kälte, Wasser, Transport und dergleichen ein gutes Material für die Nutzung im menschlichen Lebensbereich vor. Daher wurde Sand und Kies bereits sehr früh als universell einsetzbarer Baustoff verwendet. Hinzu kommt für Baden-Württemberg, daß die hier vorhandenen Sand- und Kiesvorkommen nicht nur aus quantitativen, sondern auch aus qualitativen Gründen eine der wichtigsten europäischen Lagerstätten sind.

4. Schlußwort

Die Sand- und Kiesindustrie ist von jeher eine Bedarfsdeckungsindustrie und erfüllte mit ihrer Tätigkeit einen volkswirtschaftlichen Auftrag, denn mineralische Bau- und Rohstoffe sind für unsere Industriegesellschaft schlechthin unentbehrlich. Bei Rohstoffen denken wir in der Regel zuerst an Erdöl und Erdgas, wissen vielleicht auch, daß wir davon im eigenen Lande sehr wenig besitzen. Doch so selbstverständlich wird täglich mit verarbeiteten mineralischen Rohstoffen umgehen, so empfinden viele Menschen Kies- und Sandgruben oder Steinbrüche als Störfriede, als "Wunden in der Landschaft". Niemand will sie in seiner

Nachbarschaft. Besonders sensibel wird reagiert, wenn bei der Gewinnung von Rohstoffen Wasser freigelegt wird. Selbstverständlich vertritt auch die Sand- und Kiesindustrie die Auffassung, daß unser wichtigster Bodenschatz "Grundwasser" erhalten und geschont werden muß und verkennt auch nicht die Notwendigkeit, Natur und Landschaft vor nachteiligen Eingriffen zu schützen und vom Aussterben bedrohte Tier- und Pflanzenarten zu erhalten. Sicherlich sind in der Vergangenheit "Sünden" begangen worden. Aber wo passiert so etwas nicht? Außerdem gab es letztendlich nach dem 2. Weltkrieg die große Aufgabe, unser zerstörtes Land möglichst schnell wieder aufzubauen.

Bei dem derzeitigen Bedarf an mineralischen Rohstoffen ist es auch nicht weiter verwunderlich, wenn die Frage nach Ersatzbaustoffen oder der Wiederverwendung von Abbruchmaterial propagiert wird. Es bleibt jedoch festzustellen, daß mit aufbereitetem Abbruchmaterial die benötigten Baustoffmengen bei weitem nicht gedeckt werden können, abgesehen davon, daß vielfach die erforderliche Güte nicht erreicht wird. Auch der Ersatz von Sand und Kies durch andere natürliche Baustoffe ist nicht ohne weiteres möglich, da die hier im Lande überwiegend vorkommenden anderen mineralischen Rohstoffe in vielen Fällen die geforderte Güte für eine Verwendung in bestimmten Bereichen des Beton- und Straßenbaues nicht aufweisen. Aus diesen Gründen muß auch die Idee, Sand und Kies über einen administrativ festgesetzten hohen Preis so zu verteuern, daß diese durch andere Mineralstoffe ersetzt werden können - wie einmal in einer Studienarbeit vorgeschlagen -, als eine Illusion bezeichnet werden. Es ist daher sicherlich nicht angebracht, daß immer wieder der sogenannte Landschaftsverbrauch und die sogenannte Landschaftszerstörung durch die Gewinnung von Sand und Kies angeprangert werden. Mit der volkswirtschaftlichen Bereitstellung von Mineralstoffen sind nun einmal Eingriffe in die Oberfläche der Erdkruste verbunden. Eine Rekultivierung oder Renaturierung ist zwar in den Abbaueingriffen zwingend vorgeschrieben, jedoch heute bereits eine selbstverständliche Pflicht. So entstanden auch wertvolle Sekundärbiotope, auf die heute niemand mehr verzichten will. Es kommt also vor allem darauf an, die richtigen Weichen für eine vernünftige und sachgerechte Folgenutzung zu stellen.

5. Literatur

- Bundesministerium für Wirtschaft (1979): "Einheimische Rohstoffe - Steine, Erden und Industriemineralien".
- Bundesverband der Deutschen Kies- und Sandindustrie e.V.: "Geschäftsbericht 1987/88".
- Dingethal, F.J., Jürging, P., Kaulé, G., Weinzierl, E. (1985): Kiesgrube und Landschaft, 2. Auflage. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Henkel, F. (1976): Wirtschaftliche Verwendung von Mineralstoffen. Tiefbau - Ingenieurbau - Straßenbau, Heft 7/76.
- Industrieverband Steine und Erden Baden-Württemberg e.V., Fachabteilung und Bauberatung Sand und Kies, Stuttgart (1976): Kies, Sand und Edelsplitt aus Baden-Württemberg.
- Industrieverband Steine und Erden Baden-Württemberg e.V.: Geschäftsbericht 1987/88.
- Industrieverband Steine und Erden Rheinland-Pfalz e.V.: Ohne Kies kein Bau.
- Lüttig, G. (1988): Geognostische Entwicklungsprognosen für die Sand- und Kiesindustrie. Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Erlangen-Nürnberg.
- Quarzwerte Frechen GmbH (1983): Gesamtlieferprogramm
- Quarzwerte Frechen GmbH (1984): Festschrift
- Dipl.-Ing. F. Henkel
 Industrieverband Steine und Erden Baden-Württemberg e.V.
 Fachgruppe Sand und Kies
 Gammertinger Str. 4
 7000 Stuttgart 80

Ausweisung von Vorrangbereichen für die Rohstoffsicherung in der Region Bodensee-Oberschwaben

Guido Köberle

Regionalverband Bodensee - Oberschwaben

1. Rechtsgrundlagen

Nach § 8, Abs. 2 des novellierten Landesplanungsgesetzes vom 10. Oktober 1983 sind im Regionalplan künftig Bereiche zur Sicherung von Rohstoffvorkommen auszuweisen bzw. von anderen Nutzungen freizuhalten.

Rohstoffsicherung durch die Regionalplanung bedeutet nach dem Rohstoffsicherungskonzept der Landesregierung von 1983

- die verbindliche Ausweisung bzw. Freihaltung von Vorrangbereichen für den langfristigen Rohstoffabbau;
- die nachhaltige Nutzung bautechnisch wertvoller Kiese und Sande;
- die Abstimmung mit dem Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen (zum Beispiel Grundwasser) und dem Verkehrsnetz.

Der Abbau der oberflächennahen Rohstoffe gehört nach § 35, Abs. 1 Ziffer 4 BauGB zu den privilegierten Vorhaben im Außenbereich, die dann zulässig sind, "wenn öffentliche Belange nicht entgegenstehen". Öffentliche Belange liegen nach § 35, Abs. 3 BauGB insbesondere dann vor, wenn das Vorhaben zum Beispiel die Wasserwirtschaft gefährdet, die Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege beeinträchtigt.

tigt, das Landschaftsbild verunstaltet, die natürliche Eigenart der Landschaft oder ihre Aufgabe als Erholungsgebiet beeinträchtigt.

Mit der Ausweisung von Vorrangflächen im Regionalplan wird eine umfassende und verbindliche Abwägung der öffentlichen Belange vorgenommen; die Träger öffentlicher Belange sind daran gebunden.

Die Genehmigungsverfahren nach dem Bau-, Naturschutz-, Emissions- und Wasserrecht werden mit der Ausweisung der Vorrangbereiche dabei nicht vorweggenommen. In den Genehmigungsverfahren sind die Abgrenzungen, Festsetzungen und Beschränkungen für die Abgabebiete im einzelnen zu regeln.

Bei den in der Region vorkommenden oberflächennahen Rohstoffen handelt es sich um

- Kiese und Sande,
- Quarzsande,
- Lehm und Ton,
- Gestein.

Da es sich bei rund 93 % der in der Region gewonnenen oberflächennahen Rohstoffe um Kiese, Sande und Quarzsande handelt, wird im weiteren Verlauf nur noch auf diese eingegangen.

2. Unterschiedliche Qualitätsstufen der Kies- und Sandvorkommen in der Region

Die Eiszeit hat im Bodenseegebiet, in Oberschwaben und im Allgäu Kiese und Sande im Überfluß zurückgelassen.

Bautechnisch hochwertige Kiese und Sande sind aber auch hier nur begrenzt verfügbar - vor allem im Einzugsgebiet der regionalen Verbrauschschwerpunkte.

Die Vorkommen lassen sich nach Unterlagen des Geologischen Landesamtes und nach Dingelhal et al. (1985) vereinfacht wie folgt unterteilen:

Flußschotter aus der Würmeiszeit

sind hochwertige Kiese für güteüberwachte Produkte mit einem hohen Anteil harter Gesteinsmaterialien (zum Beispiel Quarzite), wenig Fein- und Schlamm-Material, geringer Überdeckung und somit vergleichbar

geringem Aufwand für die Aufbereitung. In diesen Schotterfeldern liegen aber gleichzeitig die Grundwasserreserven der Region (Wasserschongebiete nach dem Regionalplan); die Nutzung dieser Schotter für den Kiesabbau ist deswegen auf wenige Gebiete beschränkt. Beispiele für diese Vorkommen sind die Wasserschongebiete Leutkircher Heide, Argendelta/Tettlinger Wald, das obere Riblital oder das Ostrachtal.

Überdeckte Flußschotter

sind Schotterablagerungen von Gletscherflüssen, die anschließend vom Gletscher wieder mit Moränematerial (Geschleibemergel) überdeckt wurden (= Vorstoßschotter). Die Vorkommen eignen sich in der Regel für güteüberwachte Produkte; die Aufbereitung dieser Vorkommen ist in der Regel aufwendiger als bei den obengenannten Flußschottern (häufig hohe Überdeckung und teilweise Nagelfluh-Einschlüsse). Beispiele für diese Vorkommen sind Abgabebiete im Raum Tettlinger Ravensburg und Saulgau.

Moränekiese

sind Gletscherablagerungen von sehr unterschiedlicher Zusammensetzung; kiesig-sandige Bereiche wechseln mit Geschleibemergel, der direkt auf dem Tertiär aufliegt. Ihre Aufbereitung für bautechnische Zwecke ist aufwendiger als bei Flußschottern und macht in der Regel die Mischung verschiedener Vorkommen notwendig.

3. Übersicht über den Rohstoffabbau in der Region

Nach einer Erhebung des Regionalverbandes aus dem Jahre 1986 werden in der Region pro Jahr etwa 10 Mio Tonnen Kiese, Sande und Quarzsande abgebaut (hinzu kommen ca. 770.000 to an Lehm, Ton und Gestein). Der Abbau von Kies, Sand und Quarzsand erfolgte 1986 in 87 Abbaustellen, von denen bei 61 ein regelmäßiger Abbau stattfand.

Die Abbaureserven betragen zum Erhebungzeitpunkt Mitte 1986 ca. 110 Mio to. Dies war die Summe der damals genehmigten und noch nicht abgebauten Tonnage sowie die Summe der Tonnage, die sich zu diesem Zeitpunkt im Genehmigungsverfahren befunden hatte. Dies bedeutet - unter Berücksichtigung der inzwischen eingetretenen Änderun-

gen - daß zum gegenwärtigen Zeitpunkt genehmigte Abbaureserven für ca. 8 Jahre in der Region vorhanden sind. Hierbei muß jedoch berücksichtigt werden, daß über die Hälfte dieser Reserven im Landkreis Sigmaringen liegen, während im Bodenseekreis die genehmigten Abbaureserven langsam zur Neige gehen.

In der Region werden pro Jahr etwa 40 ha Land für die Gewinnung von Kiesen und Sanden benötigt. Derzeit dürften etwa 400 ha genehmigte oder im Genehmigungsverfahren befindliche Flächen zur Verfügung stehen.

Die größten Abbauschwerpunkte in der Region - teils mit mehreren Abbaustellen - liegen

- im Bodenseekreis
 - im Tettnanger Wald,
 - in Kressbronn/West;
- im Landkreis Ravensburg
 - im Raum Leutkirch,
 - im Raum Molpershaus/Wolfegg,
 - im Raum Amtzell/Wangen;
- im Landkreis Sigmaringen
 - im Raum Krauchenwies (Seenplatte),
 - im Kehlachtal in Pfullendorf/West,
 - im Raum Ostrach,
 - im Raum Herberlingen.

Neben mehreren größeren Einzelabbaustellen existieren in der Region eine Vielzahl von Kleinabbaustellen, die nicht der Güteüberwachung unterliegen und die den Gemeinden, der Forstverwaltung und den Landwirten zur Erhaltung ihrer Wegeetze dienen.

Aus regionaler Sicht kommt diesen Abbaustellen insofern Bedeutung zu, als sie zur Schonung technisch hochwertiger Kiese und Sande beitragen (Substitution).

4. Fortschreibung des Regionalplanes

4.1. Grundsätze und Ziele

Für die Fortschreibung des Regionalplanes hat die Verbandsversammlung Grundsätze für die Auswahl der Vorrangbereiche beschlossen, in denen zum Ausdruck kommt, daß

- die Erweiterung bestehender Standorte Vorrang vor der Erschließung neuer Standorte hat und neue Abbaugelände nur noch als Ersatz für auslaufende Abbaustellen zugelassen werden sollen;
 - innerhalb der Region eine möglichst ausgewogene Verteilung mit mäßiger Konzentration, auf die Verbrauchsschwerpunkte bezogen, erreicht werden soll;
 - benachbarte Gebiete ohne eigene Kiesvorkommen (zum Beispiel Region Neckar-Alb) auch künftig aus der Region mitversorgt werden sollen, jedoch ein höherer Anteil an der Weiterverarbeitung in der Region selbst anzustreben ist;
 - zur Substitution bautechnisch wertvoller Kiese und Sande (begrenzte Vorkommen bzw. Nutzungskonflikt zum Grundwasser) auch Abbaugelände für Moränekiese zu sichern sind;
 - in den Wasserschongebieten ein Kiesabbau nur dort zuzulassen ist, wo durch eine ausreichende Überdeckung eine Beeinträchtigung des Grundwassers ausgeschlossen ist;
 - künftige Abbaugelände auch auf den Bahntransport ausgerichtet werden, und Flächen zur Weiterverarbeitung an der Schiene zu sichern sind;
 - in "ausgeräumten" Landschaften eine naturnahe Rekultivierung festgelegt wird.
- Als Ziele sollen dabei in den Regionalplan aufgenommen werden:
1. Für die Eigenversorgung der Region und für die Versorgung benachbarter Gebiete ohne eigene Vorkommen werden Vorrangbereiche für den Abbau oberflächennaher Rohstoffe in der Raumnutzungskarte ausgewiesen.
 2. Diese Vorrangbereiche sind für den Abbau von Rohstoffen zu sichern; Nutzungen, die dem Rohstoffabbau entgegenstehen, sind nicht zuzulassen. Bei der Rekultivierung ist ein angemessener Anteil naturnaher Flächen herzustellen.

3. In den Wasserschongebieten sind Eingriffe in das Grundwasser nicht zuzulassen. Eine ausreichende Überdeckung des Grundwassers ist zu erhalten.

4.2. Erhebungen zur Ausweisung von Vorrangbereichen

Voraussichtliche Entwicklung der Nachfrage

Die Nachfrage nach Kiesen und Sanden für den Hochbau wird zurückgehen. Der Rückgang wird in der Region jedoch langsamer als in anderen Regionen vor sich gehen, weil die Zuwanderungstendenz in das Alpenvorland anhält und weil noch bis etwa 1990/92 ein Zusatzbedarf an neuen Wohnungen für die geburtenstarken Jahrgänge besteht.

Der Bedarf für den Straßenbau wird anhalten. Hier stehen in den kommenden Jahren noch folgende große Projekte an:

- A 96 - Memmingen - Lindau,
- B 31 - Ortsumfahrungen,
- B 30 - Umfahrung Ravensburg/Weingarten,
- B 32 - Umfahrung von Amtzell, Alshausen und Herbertingen,
- B 311 - Umfahrung Meßkirch,
- B 12 - Umfahrung Isny.

Interessengebiete der Unternehmen

Die von den Unternehmen genannten Interessengebiete beziehen sich hauptsächlich auf die Erweiterung bestehender Standorte. Wo keine Erweiterungen mehr möglich sind, werden Neuaufschlüsse gewünscht. Für die Fortschreibung des Regionalplanes wurden von den Unternehmen insgesamt 58 Vorrangbereiche für Kies- und Sandabbau vorgeschlagen, davon 14 Neuaufschlüsse. Die vorgeschlagenen Vorrangbereiche weisen eine Fläche von ca. 900 ha auf. Die hier enthaltenen Abbaureserven von ca. 210 Mio to würden - bezogen auf die Abbaurate der Region von 1986 - für weitere 20 Jahre ausreichen (anhaltende Abbauraten vorausgesetzt).

4.3. Konkurrierende Raumnutzungsansprüche

Vergleicht man die von den Unternehmen vorgeschlagenen Flächen jedoch mit konkurrierenden Raumnutzungsansprüchen wie Natur- und Landschaftsschutz, Wasserschutz sowie Siedlungsentwicklung, so stellt man fest, daß bei rund 25 % der vorgeschlagenen Abbaumenge wohl keine Aussicht auf Genehmigung bestehen wird und bei weiteren ca. 22 % mit erheblichen Nutzungskonflikten zu rechnen sein wird. Nur bei etwa der Hälfte der vorgeschlagenen Abbaumenge sind nach dem bisherigen Vergleich mit konkurrierenden Raumnutzungsansprüchen kaum Konflikte aufgetreten. Diese verbleibenden ca. 100 - 110 Mio to würden zumindest für weitere 10 Jahre ausreichen.

Der Abbau oberflächennaher Rohstoffe ist standortgebunden. Dies heißt, daß ein Abbau nur dort erfolgen kann, wo entsprechend große Rohstoffvorkommen lagern.

Das zentrale Problem der Rohstoffsicherung liegt nunmehr darin, daß durch die Ausweisung von anderen Vorrangbereichen - die zur Sicherung der Lebensgrundlagen absolute Priorität genießen müssen - der Zugriff auf diese Rohstoffvorkommen immer schwieriger wird, da sich der Abbau von Rohstoffen mit anderen Nutzungen wie Wasser- und Naturschutz nicht verträglich, sich gegenseitig sogar ausschließt.

Das Ziel der Landesregierung, 10 % der Landesfläche für Belange des Naturschutzes zu sichern und die Wasserschutzgebiete auf rund 20 % der Landesfläche auszuweiten, wird erhebliche Einschränkungen für die Rohstoffgewinnung zur Folge haben. Durch die Ausweisung von Wasserschutzgebieten in den Talniederungen wird besonders der Abbau hochwertiger Flußschotter tangiert (zum Beispiel Kehlbachal und Andelsbachal im Landkreis Sigmaringen).

4.4. Folgerungen für den weiteren Abbau oberflächennaher Rohstoffe

Um das volkswirtschaftliche Interesse der langfristigen Versorgung mit oberflächennahen Rohstoffen gewährleisten zu können, ist die Ausweisung von Vorrangbereichen für die Rohstoffsicherung dringend erforderlich.

Zur Sicherung der vorhandenen Ressourcen für möglichst lange Zeitbedarf es aber vor allem auch verstärkter Substitutionsmaßnahmen für hochwertige Kiese und Sande. Dies muß künftig vor allem durch verstärkte Recycling-Anstrengungen im Bereich der Bauschuttaufbereitung und des Straßenaufbruchs geschehen. Wie Versuche im Raum Freiburg gezeigt haben, kann auch dieses Material der Güteüberwachung unterzogen und für den Straßenbau eingesetzt werden. Darüber hinaus wird langfristig aber auch minderwertiges Material - wie es die Drumlins aufweisen - trotz höherer Aufbereitungskosten für einen Abbau wirtschaftlich werden.

Um Eingriffe in das Landschaftsbild und empfindliche, ökologisch hochwertige Flächen (die nicht unter Schutz stehen) möglichst gering halten zu können, müssen die zugänglichen Rohstoffvorkommen sowohl von der Mächtigkeit wie auch von der Fläche her so weit wie möglich ausgeschöpft werden.

5. Rekultivierung

Um auf das eigentliche Thema des Symposiums zu kommen, seien hier noch einige Anmerkungen zum Thema Kiesgrube und Stehgewässer gemacht.

Bei der ersten Erhebung von Kiesabbaustellen durch den Regionalverband Bodensee-Oberschwaben im Jahre 1979 wurden in der Region 992 Kiesgruben erfaßt, von denen 885 stillgelegt und 107 in Betrieb waren.

Von den stillgelegten Abbaustellen lagen 526 (60 %) im Landkreis Ravensburg. Diese 526 stillgelegten Kiesgruben wiesen eine Fläche von ca. 300 ha auf; davon waren 207 ohne Rekultivierungsmaßnahmen zurückgelassen worden.

In diesen nicht rekultivierten Abbaustellen haben sich Sekundärbiotope entwickelt, die über eine Vielzahl kleiner Stehgewässer verfügen. Ziel sollte es sein, diese renaturierten Kleinabbaustellen in ihrer Form zu erhalten und vor Wiederverfüllung zu schützen. Dies gilt vor allem für stillgelegte und nicht rekultivierte Abbaustellen in weitgehend ausgeräumten Landschaftsteilen mit intensiver landwirtschaftlicher Nut-

zung. In diesen Bereichen sind ökologische Ausgleichsflächen unseres Erachtens von besonderer Bedeutung.

Aber auch bei großen Abbauvorhaben sollte einmal der Versuch unternommen werden, eine ganze Abbaustelle mit mehreren Hektar Fläche als Rückzugsgebiet für Flora und Fauna zu sichern.

6. Literatur:

- Baugesetzbuch (BauGB) (8.12.1986): BGBI. I S. 2253.
Dingethal F. J., Jürging, P., Kaulé, G., Weinzierl, W. (1985): Kiesgrube und Landschaft; Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.
Innenministerium Baden Württemberg (1983): Bericht der Arbeitsgruppe Rohstoffsicherung, Stuttgart.
Geologisches Landesamt Baden Württemberg: Prognostische Rohstoffkarte für die Region Bodensee-Oberschwaben.
Landesplanungsgesetz (LplG) Baden Württemberg (10.10.1983): GBl. S. 621.
Regionalverband Bodensee-Oberschwaben (1986): Rohstoffsicherung (unveröffentlicht).
G. Köberle
Regionalverband Bodensee-Oberschwaben
Hirschgraben 2
7980 Ravensburg

Rechtliche Voraussetzungen und Auflagen für den Abbau oberflächennaher Rohstoffe

Ulrich Mehlich

Landratsamt Ravensburg

1. Einleitung

Die Region Bodensee-Oberschwaben ist "gezeichnet" vom Kiesabbau. Selbst ein flüchtiger Blick in unsere Landschaft bleibt zwangsläufig an großflächigen Kiesabbaustellen haften. Gerade im hiesigen Bereich treten diese "Wunden" der Landschaft massiert auf. Aus der Sicht des Natur- und Landschaftschatz sind derartige Wunden in Form von Kiesabbaustellen alles andere als Ruhmesblätter.

Die rechtliche Problematik des Abbaus oberflächennaher Rohstoffe berührt nur teilweise das Thema des diesjährigen Feuchtgebietssymposiums; nämlich nur insoweit, als es sich auf den Naßabbau von Kiesvorkommen beschränkt. Andererseits aber überwiegt in der Region Oberschwaben der Trockenabbau von Kies den Naßabbau um ein Vielfaches. Eine Beschränkung auf den Naßabbau wird deshalb der besonderen Problematik des Kiesabbaus gerade in dieser Region nicht gerecht, da sie das rechtliche Spannungsfeld Kiesabbau contra Naturschutz und Gewässerschutz in unzulässiger Weise verkürzen würde. Deshalb scheint es folgerichtig, die rechtlichen Voraussetzungen sowohl für den Trocken- als auch für den Naßabbau darzustellen und die bei den Genehmigungsverfahren auftretenden Probleme wenigstens anzureißen.

Die für die Naturschutz- und Wasserbehörde maßgebliche rechtliche Situation des Kiesabbaus ist durch einen Gegensatz gekennzeichnet:

Einerseits nimmt das Recht auf Eigentum und somit auf Nutzung von Grund und Boden gemäß Art. 14 GG in der deutschen Rechtsystematik eine ausgeprägt starke Position ein.

Dem stehen andererseits die oftmals entgegenstehenden Belange des Natur-, Landschafts- und Gewässerschutzes gegenüber. Dafür einen allgemein verträglichen und rechtlich haltbaren Ausgleich zu finden, ist die oftmals schwierige Aufgabe des Landratsamtes als Unterer Naturschutz- und Wasserbehörde.

Für die Genehmigung von Kiesabbauvorhaben stellt der Gesetzgeber, differenziert nach Art des Abbaues und Rechtsgrundlage, verschiedene Verfahrensweisen zur Verfügung.

Im folgenden sollen die Verfahren im einzelnen erläutert werden.

2. Trockenabbau von Kiesvorkommen

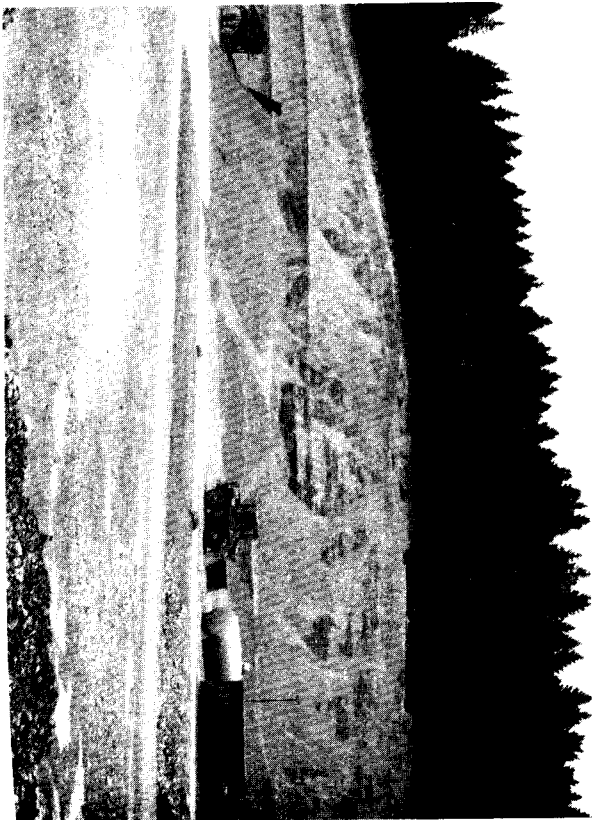


Abb. 1: Trockenabbau von Kies in Mohpershaus, Landkreis Ravensburg.

Der Trockenabbau von Kiesvorkommen (Abb. 1) bedarf nach § 13 Abs. 1 Landesnaturschutzgesetz i. V. m. § 51, 52 Landesbauordnung sowohl einer naturschutzrechtlichen als auch einer baurechtlichen Genehmigung. Für die Einteilung beider Genehmigungen ist das Landratsamt als Untere Naturschutzbehörde gemäß § 13 Abs. 2 Landesnaturschutzgesetz zuständig. Eine Kiesabbaugenehmigung ist zu erteilen, wenn die durch das Vorhaben bewirkte Veränderung der Bodengestalt einen zulässigen "Eingriff" in Natur und Landschaft darstellt und der Durchführung des Vorhabens keine öffentlich-rechtlichen Vorschriften im Sinne des § 59 Abs. 1 Landesbauordnung entgegenstehen. Im folgenden konzentriere ich mich auf die naturschutzrechtlichen Aspekte dieses Verfahrens. Die baurechtlichen Gesichtspunkte muß ich, um den abrißartigen Charakter meiner Darstellung zu wahren, aussparen, obwohl dies für eine vollständige Erörterung dieser Verfahrensfragen eigentlich unerlässlich wäre.

Der sachgerechten Prüfung eines Genehmigungsantrages liegt folgende Hauptfrage zugrunde:

Stellt das geplante Kiesabbauvorhaben einen zulässigen "Eingriff" in Natur und Landschaft dar (§ 10 Abs. 1 Nr. 1, § 11 Abs. 1 Nr. 3 Landesnaturschutzgesetz)?

Dies ist dann der Fall, wenn der Eingriff ausgleichbar ist (§ 11 Abs. 1 Nr. 3, Abs. 2 Landesnaturschutzgesetz) und "wesentliche Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege nicht entgegenstehen".

a) Der mit dem Kiesabbau verbundene Eingriff in Natur und Landschaftsbild ist dann **ausgleichbar**, wenn nach Beendigung des Kiesabbaus keine oder keine erhebliche Beeinträchtigung des Naturhaushalts zurückbleibt, und das Landschaftsbild wieder hergestellt oder landschaftsgerecht neu gestaltet werden kann (§ 11 Abs. 2 Landesnaturschutzgesetz). Dieser Ausgleich erfolgt in der Regel durch Rekultivierung der Kiesabbaustätte. Im Gegensatz zu früheren Genehmigungen werden heute umfangreiche Rekultivierungspläne verlangt. In der Regel wird der Abbau nur abschnittsweise zugelassen. Der Abbau eines neuen Abschnitts darf nur Zug um Zug gegen Rekultivierung eines bereits ausgebeuteten Abschnitts erfolgen. Für die Erfüllung der Pflicht zur Rekultivierung wird eine finanzielle Sicherheitsleistung (zum Beispiel Bankbürgschaft) verlangt. Mit der Rekultivierung wird zumeist angestrebt, daß die abgebauten Grund-

stücke wieder land- oder forstwirtschaftlich genutzt werden können.

Die häufigste Form der Rekultivierung ist die teilweise Wiederauffüllung mit grundwasserunschädlichem Erdmaterial und Bepflanzung des ehemaligen Kiesabbaugebietes. Bei größeren Abbaustätten wird angestrebt, zusammenhängende Teilflächen für Naturschutzzwecke zu reservieren. Dies soll bereits bei der Rekultivierung berücksichtigt werden. Als Faustformel gilt hierfür im Landkreis Ravensburg, daß nach Einstellung des Kiesabbaus und der Rekultivierung mindestens 20 % der vormaligen Abbaufläche ausschließlich für Naturschutzzwecke zur Verfügung gestellt werden.

b) Wesentliche Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege stehen einem Kiesabbauvorhaben dann entgegen, wenn entweder die Funktion eines einzelnen Naturgutes oder das ökologische Zusammenwirken mehrerer Naturgüter im Haushalt gestört, oder die Landschaftsgestalt oder einzelne Landschaftselemente nachteilig verändert werden. Das Vorhaben muß objektiv geeignet sein, nachteilige Folgen herbeizuführen. Die Abwägung der Belange gemäß § 11 Abs. 1 Nr. 3 Landesnaturschutzgesetz muß also einen Vorrang der Interessen des Antragstellers an einem Kiesabbau vor den Belangen des Naturschutzes und der Landschaftspflege begründen.

Die Vermeidung von Landschaftsverbrauch durch Verminderung der Zahl der Abbaustätten gehört zu den wesentlichen Belangen des Naturschutzes im Sinne des § 11 Abs. 1 Nr. 3 Landesnaturschutzgesetz. Dies entspricht dem Grundsatz einer sparsamen und pfleglichen Nutzung der nicht erneuerbaren Naturgüter (§ 2 Nr. 1 Landesnaturschutzgesetz). Kiesabbauvorhaben stehen auch die Grundsätze nach § 2 Nr. 3 und 4 Landesnaturschutzgesetz entgegen. Diese Grundsätze betreffen den speziellen Schutz des Bodens und der Landschaft beim Abbau von Bodenbestandteilen. Das ist dann der Fall, wenn ein Verlust oder eine Beeinträchtigung der Fruchtbarkeit des Mutterbodens nicht ausgeschlossen werden kann. Auch ist durch das Abholzen von Waldbeständen und der völligen Beseitigung von Grünflächen, insbesondere von Sträuchern und Hecken, mit einer zunehmenden Veränderung des Kleinklimas zu rechnen (§ 2 Nr. 8 Landesnaturschutzgesetz).

Entgegenstehender Belang kann auch das öffentliche Interesse an der Walderhaltung sein. Gerade die Bedeutung des Waldes für die Lei-

stungsfähigkeit des Naturhaushaltes ist hoch einzuschätzen, da infolgeder in der Regel langen Abbauperioden immer wieder größere Abbauflächen freiliegen werden. Der Eingriff in den Waldbestand kann dazu führen, daß Standort und Bestand in absehbarer Zeit nicht mehr die Qualität erreichen, die sie vor dem Kiesabbau hatten. Dieses Beispiel zeigt aber auch, daß entgegenstehende Vorschriften des Landeswaldgesetzes in die Abwägung miteinfließen. Diesen beispielhaft aufgezählten ökologischen Belangen steht aber das ökonomische Interesse des Antragstellers am Kiesabbau entgegen.

Falls die erforderliche Abwägung der aufgezählten entgegenstehenden Belange zum Ergebnis hat, daß die ökonomischen Belange hinter den ökologischen zurückstehen haben, ein zulässiger Eingriff in Natur und Landschaft somit nicht vorliegt, kann trotzdem gemäß § 11 Abs. 3 Landesnaturschutzgesetz eine ausnahmsweise Zulassung des Kiesabbaus erfolgen. Voraussetzung dafür ist, daß überwiegende öffentliche Belange, zum Beispiel Zielsetzungen der Raumordnung und Landesplanung, einen nicht ausgleichbaren Eingriff erfordern. § 11 Abs. 3 Landesnaturschutzgesetz behandelt den Eingriff, der zwar zu nicht abwendbaren Folgen für Natur und Landschaft führt, aber aus überwiegenden Gründen des Wohls der Allgemeinheit zugelassen werden muß. Die Voraussetzungen des § 11 Abs. 3 Landesnaturschutzgesetz liegen beispielsweise vor, wenn der beantragte Kiesabbau zur Versorgung einer Region mit Kies unerlässlich ist; diese Voraussetzungen dürfen jedoch in den wenigsten Fällen vorliegen.

Die durchschnittliche Verfahrensdauer vom Eingang des Kiesabbauantrags bis zur Bestandskraft (das heißt nicht mehr mit Rechtsmitteln anfechtbar) des naturschutzrechtlichen Genehmigungs- bzw. Ablehnungsbescheides beträgt in der Regel bis zu einem Jahr. Der Ablauf des Verfahrens stellt sich dann in folgenden Phasen dar:

1. Die betroffenen Fachbehörden (Wasserwirtschaftsamt, Landwirtschaftsamt, Naturschutzbeauftragter), die Gemeinde und die Verbände (Landesnaturschutzverband, BUND) werden von der Genehmigungsbehörde zu dem Vorhaben angehört.
2. Gegebenenfalls werden ergänzende Fachgutachten (z.B. hydrogeologisches Gutachten der Landesanstalt für Umweltschutz) eingeholt.
3. In der dritten Phase wägt die Naturschutzbehörde die Stellungnahmen der Beteiligten ab.

4. Die naturschutzrechtliche Genehmigung wird erteilt oder abgelehnt.
5. Gegen den Ablehnungsbescheid können Rechtsmittel eingelegt (Widerspruchsverfahren und anschließend ein Verwaltungsgerichtsverfahren) angestrebt werden. Erfolgt die Überprüfung der naturschutzrechtlichen Entscheidung im Rahmen eines Verwaltungsgerichtsverfahrens, so ist bei realistischer Einschätzung der derzeit üblichen verwaltungsgerichtlichen Entscheidungspraxis mit einer rechtskräftigen Entscheidung bestenfalls nach 1-3 Jahren zu rechnen. Im Berufungsverfahren vor dem Verwaltungsgerichtshof beträgt die durchschnittliche Verfahrensdauer 2-4 Jahre.

3. Naßabbau von Kiesvorkommen

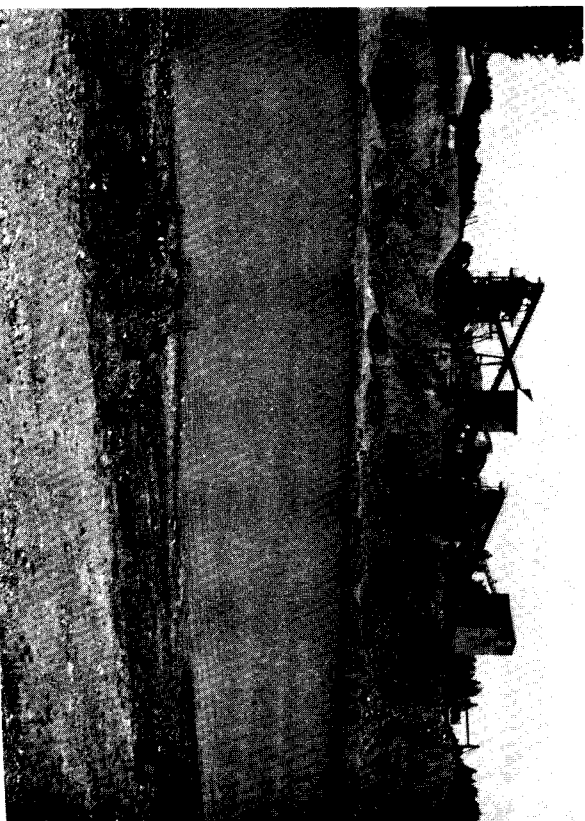


Abb. 2: Naßabbau von Kies im Bereich Karsee, Landkreis Ravensburg.

Voraussetzung für den Naßabbau von Kiesvorkommen (Abb. 2) ist ein wasserrechtliches Planfeststellungsverfahren gemäß § 31 Wasser-

haushaltsgesetz i. V. m. § 64 Wassergesetz Baden-Württemberg, da beim Naßabbau von Kies Grundwasser freigelegt wird, mit der Folge, daß ein Grundwassersee entsteht. Wird Grundwasser nur vorübergehend freigelegt, um dann durch Auffüllung wieder bedeckt zu werden, liegt nur ein erlaubnispflichtiges Zutagelassen von Grundwasser im Sinne von § 3 Abs. 1 Ziff. 6 Wasserhaushaltsgesetz vor. Zuständig für die Durchführung des wasserrechtlichen Verfahrens ist das Landratsamt als Untere Wasserbehörde.

Im Rahmen des wasserrechtlichen Planfeststellungsverfahrens prüft die Untere Wasserbehörde, ob durch den Kiesabbau eine Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit zu erwarten ist, welche nicht durch Bedingungen und Auflagen verhütet oder ausgeglichen werden kann (§ 64 Abs. 1 WG BW). Eine Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit ist insbesondere dann gegeben, wenn Belange der Wasserwirtschaft (zum Beispiel Grundwasserreinigung, Verunreinigung von Vorflutern) oder des Natur- und Landschaftschutzes, zum Beispiel Ufergestaltung, schwerwiegend betroffen sind. Im Hinblick auf den Natur- und Landschaftsschutz ist zu prüfen, ob der mit dem Naßabbau einhergehende Eingriff in Natur- und Landschaftsbild ausgleichbar ist (vgl. hierzu Teil 2, Trockenabbau).

Das wasserrechtliche Planfeststellungsverfahren verläuft zunächst wie ein einfaches Genehmigungsverfahren. Hinzu kommt, daß im Rahmen eines Planfeststellungsverfahrens die Planfeststellungsbehörde, die gemäß § 29 Bundesnaturschutzgesetz anerkannten Verbänden (zum Beispiel Landesnaturschutzverband, BUND, DBV usw.) anhören muß, wenn mit dem geplanten Vorhaben Eingriffe in Natur- und Landschaft verbunden sind. Um diesen entscheidenden Punkt noch einmal zu unterstreichen:

Im Gegensatz zum naturschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren muß die Wasserbehörde die genannten Verbände im Rahmen einer Planfeststellung anhören.

Aufgrund der Komplexität eines Planfeststellungsverfahrens liegt die Verfahrensdauer allein bis zur Erstellung des Planfeststellungsbeschlusses in der Regel bei bis zu 3 Jahren. Werden Rechtsmittel eingelegt bzw. ein Verwaltungsgerichtsverfahren angestrengt, dann kann sich die Verfahrensdauer durchaus über 5 Jahre hinaus erstrecken.

4. Ausblick

Aufgrund der derzeitigen Rechtslage ist es insbesondere für die Naturschutzbehörde im Rahmen des naturschutzrechtlichen Genehmigungsverfahrens, oft äußerst problematisch, eine den Kiesabbau ablehnende Entscheidung zu treffen, wenn keine naturschutzrechtlichen, landespflegerischen forstlichen oder wasserwirtschaftlichen Belange extrem stark betroffen sind. Dies ist beispielsweise bei ehemals intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen außerhalb von Wasserschon- bzw. Wasserschutzgebieten in der Regel nicht der Fall. Insoweit besteht ein Rechtsanspruch des Antragstellers auf Genehmigung seines Vorhabens.

Ziel der Naturschutzbestrebungen in der Zukunft muß sein, ein weiteres Ausufern des Kiesabbaus auf bisher "verschont" gebliebenen Bereichen weitestgehend zu verhindern, das heißt im Umkehrschluß zu künftigen Kiesabbau möglichst in bereits vorbelasteten Gebieten zu konzentrieren. Insoweit ist das derzeitige rechtliche Instrumentarium allerdings unzureichend. Ziel weitergehender gesetzgeberischer Maßnahmen könnte zum Beispiel die Zulässigkeit der reinen Negativplanung der Gemeinde in bezug auf den Kiesabbau sein, das heißt die Gemeinde sollte in die Lage versetzt werden, durch Flächennutzungs- bzw. Bebauungspläne, welche nur den Ausschluß des Kiesabbaus im beplanten Bereich bezwecken, diesbezüglich restriktivere Vorgaben zu treffen.

Eine weitergehende Alternative wäre die Forderung, im Rahmen des Naturschutz- bzw. Planungsrechtes der Naturschutzbehörde die Möglichkeit einzuräumen, aus gesamtökologischen Erwägungen zukünftige Kiesabbauvorhaben auf bereits vorbelastete Bereiche zu beschränken und insoweit eine Konzentration auf wenige Gebiete zu erreichen. Ansatzpunkt hierfür wäre die von den regionalen Planungsträgern restriktiv vorzugebenden Vorrangbereiche für Kiesabbau.

U. Mehlich
Landratsamt Ravensburg
Postfach 1940
7980 Ravensburg

Limnologisch-ökologische Untersuchungen sekundärer Stehgewässer und Empfehlungen zu ihrem Management am Beispiel Oberschwabens

Hinrich Rahmann und Michael Hollnaitcher

Institut für Zoologie, Universität Stuttgart-Hohenheim

1. Einleitung

Natürliche oder primäre Lebensräume (unter anderem Seen, Feuchtgebiete, Flußauen...) sind in unseren westeuropäischen Kultur-, Agrar- und Industrielandschaften einem stetigen Schwund und/oder in zunehmendem Maße anthropogen bedingten Schädigungen ausgesetzt.

So gingen beispielsweise während der letzten 140 Jahre in einzelnen Regionen der Schweiz oder in Bayern bis zu 90 % an ehemaligen Feuchtgebieten verloren (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, 1982). Speziell in Oberschwaben reduzierten sich im Bereich der Blitzenreuter Seenplatte im Landkreis Ravensburg die um 1750 dort vorhandenen Wasserflächen von ungefähr 255 ha auf heute nur noch 70 ha (Zintz, 1986).

Gegenüber einem derartigen Rückgang an Feuchtbiotopen werden andererseits durch den Menschen aufgrund des Abbaus von Kies, Sand, Stein und Lehm in bestimmten Regionen ständig neuartige Habitate geschaffen. In den hierbei anfallenden Abbaugruben kann nämlich aufgrund der natürlichen Sukzession ihrer Entwicklung eine oftmals

stauulich rasche und vielfältige Besiedlung durch zahlreiche Tier- und Pflanzenarten einsetzen.

Lange Zeit empfand der Mensch derartige Bodenschürfungen als "Wunden in der Landschaft". Selbst von seiten des Natur- und Landschaftsschutzes wurde denn auch häufig kategorisch eine Wiederherstellung der Bereiche in ihren ursprünglichen Zustand gefordert (Wildermuth und Krebs, 1983). Erst relativ spät wurde man jedoch darauf aufmerksam, daß sich gerade die nicht rekultivierten Abbaustellen im Laufe der Zeit zu schutzwürdigen Biotopen entwickelt hatten (Jürging und Kaule, 1977; Köberle, 1990, dieser Band).

In diesem Zusammenhang darf jedoch nicht außer acht gelassen werden, daß der Abbau von Bodenschätzen durch den Menschen und die damit einhergehende Beeinträchtigung des Landschaftsbildes mit der Deckung eines essentiellen Rohstoffbedarfs verknüpft ist. So beträgt die Jahresproduktion der Sand- und Kiesindustrie bundesweit etwa 300 Millionen Tonnen, in Baden-Württemberg allein 50 Millionen Tonnen, das heißt 16,7 % der Bundesproduktion. Produktionsmäßig steht Baden-Württemberg damit hinter Bayern und Nordrhein-Westfalen an 3. Stelle (Henkel, 1990, dieser Band).

Aufgrund einer Erhebung des "Regionalverbandes Bodensee-Oberschwaben" werden in dieser Region pro Jahr etwa 10 Millionen Tonnen an Kies, Sand bzw. Quarzsand gefördert, zu denen noch ca. 700.000 Tonnen Lehm, Ton und Gestein hinzuzurechnen sind. Der Abbau von diesen wichtigen Baustoffen erfolgte 1986 in 87 Abbaustellen, von denen bei 61 ein regelmäßiger Abbau stattfand. Etwa 40 ha Land werden in der Region pro Jahr für die Gewinnung von Kies und Sand benötigt. Die Abbaureserven betragen zum Erhebungszeitpunkt Mitte 1986 noch ca. 110 Millionen Tonnen. Das bedeutet, daß hier zum gegenwärtigen Zeitpunkt genehmigte Abbaureserven für etwa 8 Jahre vorhanden sind. Über die Hälfte dieser Reserven liegen im Landkreis Sigmaringen, während im Bodenseekreis die genehmigten Abbaureserven langsam zur Neige gehen (Köberle, 1990, dieser Band).

Angesichts der zur Zeit rapiden Abnahme der Kiesvorräte wird inzwischen von verschiedenen Seiten vor einem "Ausverkauf der ober-schwäbischen Hügellandschaft" bzw. vor einem "Raubbau an der Natur" gewarnt.

Die Behörden und Verbände sind hier gefordert, durch die Schaffung

entsprechender rechtlicher Voraussetzungen und Auflagen einem ungezielten Raubbau an Kieslagerstätten vorzubeugen, insbesondere dann, wenn diesen "öffentliche Belange" entgegenstehen. Öffentliche Belange liegen insbesondere dann vor, wenn derartige Abbauvorhaben die Wasserwirtschaft gefährden, die Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege beeinträchtigen, das Landschaftsbild verunstalten sowie die natürliche Eigenart der Landschaft oder ihre Aufgabe als Erholungsgebiet beeinträchtigen (Köberle, 1990, dieser Band, Mehlich 1990, dieser Band).

An dieser Stelle ist die Wissenschaft gefordert, in Zusammenarbeit mit Industrieverbänden und Behörden ein sinnvolles, das heißt umweltrelevantes Management für derartige sekundäre Lebensräume zu entwickeln. Sowohl für ein angestrebtes Naturschutzziel als auch für den industriellen Abbau ist es hierbei unerlässlich, daß Rekultivierungs- bzw. Renaturierungspläne möglichst frühzeitig und mit hoher Flexibilität erstellt werden, so daß ein Abbau von Kies, Sanden etc. gemäß allgemeiner anerkannter Zielvorgaben erfolgen kann, und später keine kostenintensiven Nacharbeiten getätigt werden müssen (Dahl und Jürging, 1982).

Insbesondere Naturschutzbehörden sind darauf angewiesen, wissenschaftlich begründete Kriterien hinsichtlich einer ökologisch-orientierten Bewertung von Abbaustellen zu erhalten. Diesbezüglich liegen umfangreiche Untersuchungen bisher lediglich von größeren Baggerseen im Oberrheintal vor (zum Beispiel Ritter, 1980). Der Schwerpunkt dieser Untersuchungen bestand jedoch weitgehend in wasserchemischen, mikrobiologischen und fischereibiologischen Fragestellungen. Speziell für den oberschwäbischen Raum und seine namhaften Kiesvorkommen, liegen insbesondere in bezug auf die kleineren und mittelgroßen Sekundärgewässer bisher nur lückenhafte Erkenntnisse vor.

Aufbauend auf mehrjährigen limnologisch-faunistischen Untersuchungen an natürlichen (primären) Stehgewässern Oberschwabens (Rahmann et al., 1988) beabsichtigen wir, künftig Indikatoren für eine faunistische und ökologische Bewertung der sekundären Lebensräume zu ermitteln. Dabei sollen Gesichtspunkte einer räumlichen Vernetzung zwischen primären und sekundären Lebensräumen (Abb. 1) sowie der zeitlichen Sukzession der Abbaugruben (Abb. 2) und der davon jeweils abhängigen faunistischen Besiedlung im Vordergrund stehen.

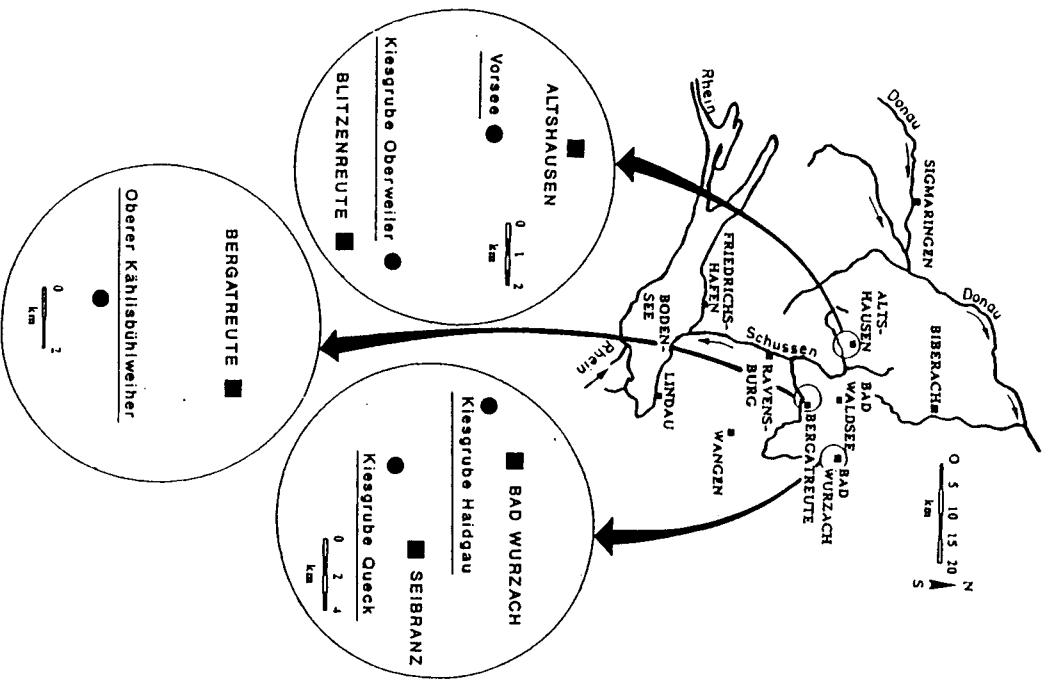


Abb. 1: Geographische Lage der untersuchten Gewässer in drei Bereichen des Landkreises Ravensburg/Oberschwaben.

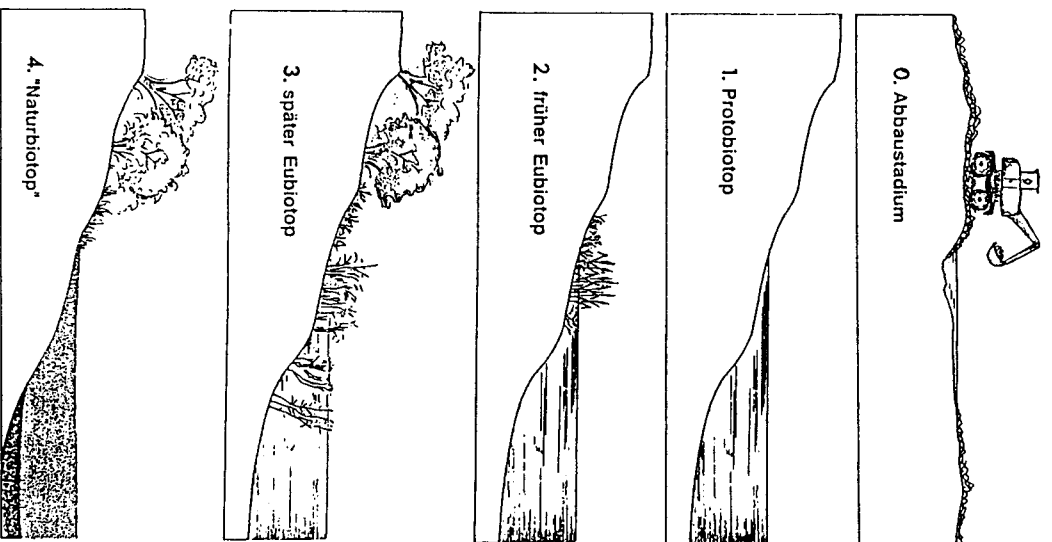


Abb. 2: Schematische Darstellung der möglichen Sukzession eines Sekundärgewässers.

Im folgenden werden anhand von einigen Fallstudien die bisher in Form von Pilotuntersuchungen erzielten faunistisch-ökologischen Ergebnisse von einigen ausgewählten sekundären Lebensräumen im Vergleich zu natürlichen Stehgewässern besprochen.

2. Beschreibung der untersuchten Stehgewässer

Die rund 9 ar große **Kiesgrube Oberweiler** (Abb. 3) liegt ca. 580 m ü. NN, ungefähr 1 km westlich der Ortschaft Mandelbeuren und 200 m

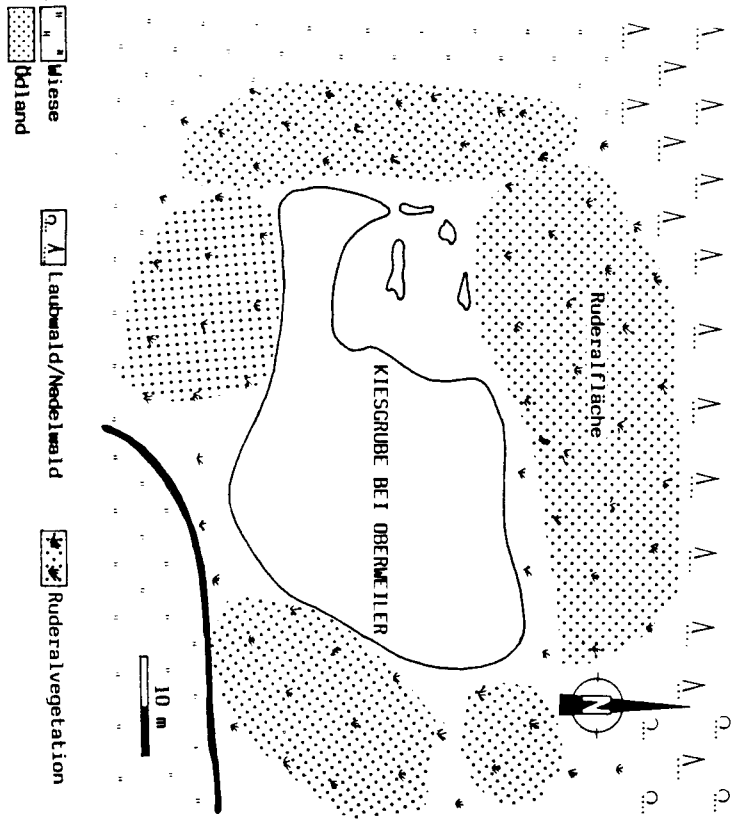


Abb. 3: Lageplan der Kiesgrube bei Oberweiler (nach Zein, 1988).

östlich von Oberweiler; beide Ortschaften gehören zur Gemeinde Allshausen (Landkreis Ravensburg). Der im Frühjahr 1987 entstandene Kiesgrubenweiher hat eine Tiefe von bis zu 3 m und kahle, schattige, steil abfallende Ufer ohne Strauch- und Baumbewuchs. Sie entspricht in der Sukzessionsfolge der Entwicklung von Abbaugruben dem Typ eines Protobiotops (Abb. 2). Im Westen und Südosten wird das ehemalige Kiesabbaugebände von landwirtschaftlich intensiv genutzten Feldern begrenzt.

Die **Kiesgrube Queck** (Abb. 4) ist ca. 4 km südwestlich von Bad Wurzach, nahe der Gemeinde Ziegelbach auf einer Höhe von 658 m ü. NN gelegen. Einen großen Teil des gesamten Kiesgrubenareals (ca. 6 ha) nimmt die maximal 6,5 m tiefe Wasserfläche mit ca. 1,4 ha ein. Intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen schließen sich an das sich

Kiesgrube Queck

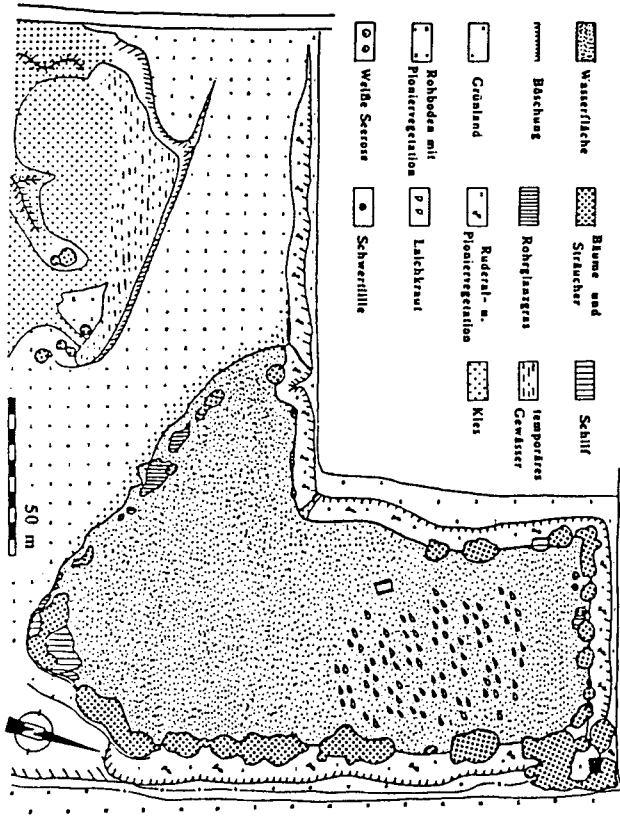


Abb. 4: Lageplan der Kiesgrube Queck (nach Schenk, 1989)

seit 1976 nicht mehr im Abbau befindliche Gebiet an. Die Vegetation der grobschottrigen Steiluferbereiche ist spärlich, weshalb die Grube dem Sukzessionsgrad eines frühen Eubiotops entspricht (Abb. 2). Den südlichen Teil der Kiesgrube nimmt eine Ruderalfläche ein, auf der in zeitlicher Reihenfolge Primärsiedler wie beispielsweise Huflattich (*Tussilago farfara*), Weißklee (*Trifolium repens*), Weißer Steinklee (*Melilotus albus*) und Wilde Möhre (*Daucus carota*) wachsen.

Die **Kiesgrube Haidgau** (Abb. 5) liegt ca. 4 km von Bad Wurzach entfernt auf einer Höhe von 664 m ü. NN. Der etwa 17 ar große Kiesgrubenweiher ist durch einen besonders üppigen Wasserpflanzenbewuchs charakterisiert und entspricht damit dem Sukzessionsstadium

Kiesgrube Haidgau

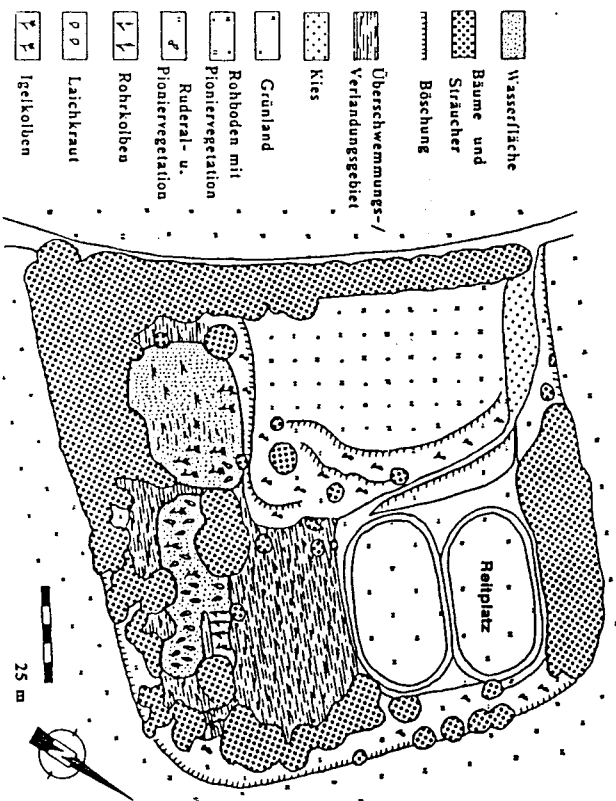


Abb. 5: Lageplan der Kiesgrube Haidgau (nach Alber, 1989)

eines späten Eubiotops (Abb. 2). An einen großen Verlandungsbereich schließt sich ein ebenes Gelände an, das derzeit als Reitplatz genutzt und einmal im Jahr gemäht wird. Der erhöhte südwestliche Teil der Grube (eventuell aufgeschüttetes Material) trägt eine artenreiche Ruderalvegetation. Teilweise hat sich bereits dichtes Weidengebüsch entwickelt.

Der **Obere Kählsbühlweiher** (Abb. 6) liegt im Hintermooser Forst bei Oberankentreute auf einer Höhe von 650 m über NN. Seine Fläche mit Verlandungszone beträgt 2,47 ha, die freie Wasseroberfläche 0,75 ha.

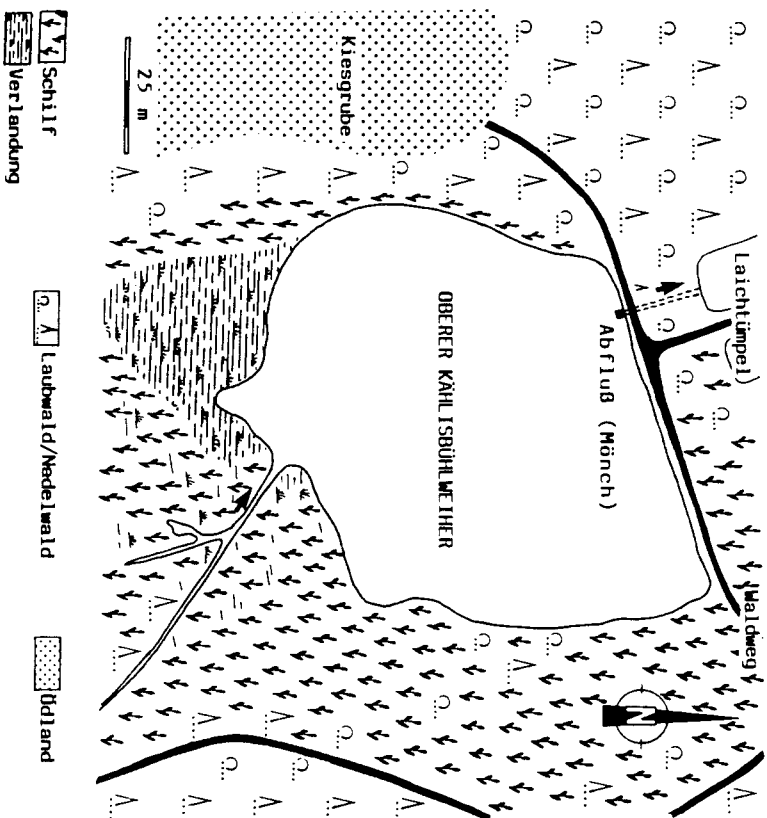


Abb. 6: Lageplan des Oberen Kählsbühlweiher (nach Wolf, 1985)

Die ca. 380 m lange Uferlinie wird im Osten und Westen von einem Schilfgürtel gebildet. Im Süden zum Verlandungsbereich hin wird der Schilfgürtel von Seggenbeständen (*Carex elata*) abgelöst.

Der Vorsee (Abb. 7) liegt im nordwestlichen Teil des Landkreises Ravensburg zwischen Blitzentente und Altshausen unmittelbar östlich des Weilers Vorsee auf 580 m über NN. Der ca. 7,6 ha große Vorsee ist von einer breiten Moorfläche umgeben und hat Anschluß an den Moorwasserspiegel. Der Vorsee und seine Umgebung sind seit 1970 Teil eines ca. 46,4 ha großen Naturschutzgebietes, das sich im Besitz des Landes Baden-Württemberg befindet. Der Vorsee verdankt seine Ent-

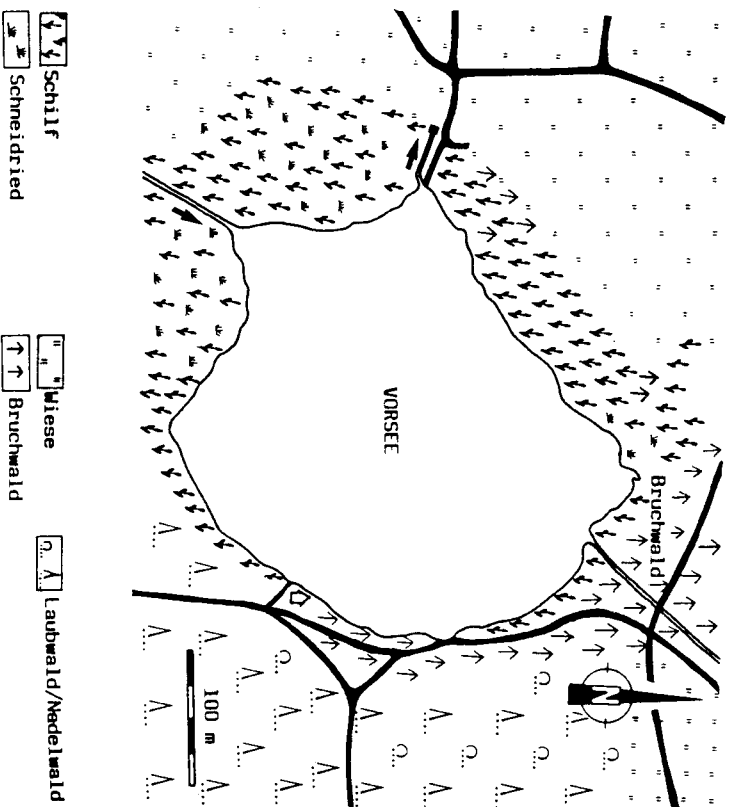


Abb. 7: Lageplan des Vorsees (nach Miller, 1983)

stehung vor allem den Einflüssen der letzten Eiszeit (Würmeiszeit) (Konold, 1987). Er befindet sich heute in einem weit fortgeschrittenen Verlandungsstadium, das hier einen natürlichen Alterungsprozess darstellt ("Naturbiotop") (Abb. 2). Dieser ist unter anderem durch eine Massenerwicklung von Tausendblatt (*Myriophyllum*) charakterisiert.

3. Ergebnisse

Exemplarisch seien im folgenden einige Vergleichsergebnisse zur Beschaffenheit der Käfer-, Amphibien- und Libellenfauna der Gewässer einiger Abbaugruben unterschiedlicher Sukzession sowie von einem naturnahen Weiher und einem See vorgestellt.

Ein besonderer Schwerpunkt ökologischen Arbeitens sollte auf die Untersuchung der Fauna des Verlandungsbereiches entfallen, da diese besonders reich und vielfältig strukturiert ist. Auf engem Raum leben hier aquatische, amphibische und terrestrische Formen zusammen (Imboden, 1976). Zwar erscheint es zunächst wünschenswert, zur vergleichenden Darstellung ökologischer Sachverhalte alle Organismen dieses Bereichs in die Untersuchungen einzubeziehen. Der ungeheure Artenreichtum dieser Zone macht ein solches Vorhaben jedoch nahezu unmöglich. Nach Odum und Reichhoff (1980) bleibt daher nichts anderes übrig, als repräsentative Gruppen überschaubarer Arten herauszugreifen und diese gleichsam zu verwenden als Indikatoren für die übrigen, schwerere oder gar nicht zugänglichen Bestandteile der Lebensgemeinschaften, deren Eigendynamik vielleicht sogar größer ist als die Geschwindigkeit, mit der sie genau bestimmt werden können.

3.1. Käterfauna von primären und sekundären Stehgewässern in Oberschwaben

Da nach Dunger (1983) die Käfer (Coleoptera) nicht nur die artenreichste, sondern auch die bodenbiologisch wichtigste Pterygotengruppe darstellen, werden sie in dieser Studie als Indikatoren zur Charakterisierung und Bewertung des Uferbereichs herangezogen. Zur Materialfassung dient die Schwemmanalyse (Buck und Alf, 1987). Die faunisti-

sche Bewertung der untersuchten Arcale erfolgte mit Hilfe der "Faunistischen Kennziffer (HV)" nach Buck und Konzelmann (1985) auf der Grundlage des Verzeichnisses der Käfer Mitteleuropas (Horion, 1951, vgl. auch Alber, 1989, Heinzel, 1988; Heinzel et al., 1988; Hollnacher und Rahmann, 1990, dieser Band; Koch, 1989; Koch, Zintz und Rahmann, 1990, dieser Band; Noortwijk, 1988; Noortwijk et al., 1988; Schenk, 1989; Schenk und Rahmann, 1990, dieser Band; Straub, 1988; Straub et al., 1988; Zein, 1988; Zein et al., 1988).

Aus Abb. 8 geht hervor, daß die Kiesgrube Haidgäu, die sich als später Eubiotop in einem fortgeschrittenen Sukzessionsstadium befindet, ebenso wie der Naturbiotop Vorse aufgrund des hohen Anteils an faunistisch bedeutsamen Käferarten eine sehr hohe faunistische Bewertung erfährt. Die faunistische Wertigkeit der sich in einem sehr frühen bzw. frühen Sukzessionsstadium befindlichen Kiesgruben Oberweiler (Protobiotop) bzw. Queck (früher Eubiotop) ist hingegen als "mittel" zu bezeichnen.

Bei der Bestiedlung von Kiesgrubenweihern durch Wasserkäfer kann man eine deutliche Sukzession des Artenvorkommens feststellen, welche in der Regel immer mit der landschaftlichen-floristischen Sukzession korreliert ist bzw. deren Folge darstellt. Betrachtet man die sukzessive Entwicklung eines Stehgewässers in drei (bzw. vier) Abstufungen, so läßt sich diesen eine Bestiedlungsfolge durch Pionierarten, Ubiquisten und Spezialisten zuordnen. Nach Hebauer (1988) stellen die Pionierarten eine anöke, kollektiv empfindliche Gruppe von sehr vagilen und kaum eingemischten Formen dar, die Ubiquisten eine euryöke, kollektiv unempfindliche Gruppe von mäßig habitatgeundenen Formen und die Spezialisten eine stenöke, selektiv unempfindliche, ansonsten aber sehr stör anfällige Gruppe von hochangepaßten, fest eingemischten und (mit wenigen Ausnahmen) fast immobilen Formen (Tab. 1).

Vor dem Hintergrund der ausgedehnten Landschaftsveränderungen, der Flußregulierungen, der großflächigen Kiesabgrabungen, bei denen Baggerweher und Baggerseen entstehen, gewinnt die dynamische Sukzession von sekundären Gewässern bezüglich der Gefährdung bzw. des Schutzes besonders auch von Insekten eine neue Bedeutung.

Tab. 1: Ökologische Zuordnung von Käfern zu den verschiedenen Sukzessionsstadien sekundärer Gewässer (in Anlehnung an Hebauer, 1988).

Sukzessionsstufe	Bestieler-Gruppe m. Beispielen	Ökologische Bandbreite	Anpassung	Sensibilität
1. Protobiotop ("chaotische" Vorlandeschaft, z.B. Baggerweher ohne Vegetation)	Pionierarten Potamogetes canaliculatus, Coelambus lautus, Rhantus consputus, Helophorus grandis, Hydroporus marginatus, Scaerodytes halensis, Halidplus lineatoc	eng (kaum erkennbare ökologische Valenz)	unspecialisiert, unangepaßt, fehlende Habitatsbindung	kollektiv empfindlich, niedrigste Konkurrenzfest
2. Früher Eubiotop (z.B. vegetationsarmer, schwach eutroph. Sekundärgrüßw.)	Ubiquisten Helochares lividus, Anacaena limbata	euryök (große ökol. Bandbreite)	breit angepaßt	kollektiv unempfindlich
3. Später Eubiotop (z.B. vegetationsreiches, stärker eutrophes Sekundärgrüßw.)	Ubiquisten Halidplus furcicollis, Helochares obscurus, Anacaena lutescens, Dytiscus marginatus, Enochrus testaceus	euryök	breit angepaßt	kollektiv unempfindlich
4. Naturbiotop (Klimaxstadium einer Sukzession z.B. Moorschlenke)	Spezialisten Hydroporus striolatus, Agabus affinis, Enochrus affinis, Gyrinus minutus, Hydroporus melanellus	stenök (geringe ökologische Bandbreite, extreme Einnischung)	hoch angepaßt	sehr empfindlich

3.2. Amphibien-Fauna von primären und sekundären Stehgewässern in Oberschwaben

Mit Ausnahme des Alpensalamanders (*Salamandra atra*) sind sämtliche Amphibien mehr oder weniger stark an das Wasser gebunden und

stellen damit einen wichtigen Faktor in der Lebensgemeinschaft und Nahrungskette auch von stehenden Gewässern dar. Nach Blab (1978) sind die Ansprüche der einzelnen Amphibienarten an ihr Laichgewässer meist sehr unspezifisch, und die zur Abwicklung des Fortpflanzungsgeschehens erforderlichen Habitatschemata durchweg merkmalsarm. Neben dem unabdingbaren Faktor einer freien Wasserfläche haben bei den meisten Arten lediglich noch der Grad der Besonnung und gelegentlich auch Strukturen im bzw. am Wasser eine größere Bedeutung (Blab, 1978). Diese Befunde werden durch die in Abb. 8 dargestellten Ergebnisse, die sich auf qualitative und quantitative Untersuchungen (selektive manuelle Erfassung durch Kescher, Geländebegehung; Ziehen von Amphibienzäunen) stützen, bestätigt (Bauser et al., 1987; Hollnacher, 1987; Waibel et al., 1990). Hier wurde in allen untersuchten Stehgewässern in etwa die gleiche Anzahl an Amphibienarten festgestellt. Es sei allerdings betont, daß einige Amphibien (zum Beispiel Kreuzkröte, Gelbbauchunke und Seefrosch) lediglich an sekundären Gewässern vorgefunden wurden (Hollnacher, 1987; Noortwijk, 1988; Noortwijk et al. 1988). Letzteres unterstreicht die Bedeutung von Kiesgruben als "Lebensräume aus zweiter Hand" und als sekundäre Ressourcen für die wünschenswerte Wiederbesiedlung von bereits renaturierten oder noch zu renaturierenden Flußauenlandschaften durch die Amphibien.

3.3. Libellenfauna von primären und sekundären Stehgewässern in Oberschwaben

Kiesgruben können für Libellen aus Optimum grenzende Ersatzlebensräume darstellen. So fand Wenger (1956) in einer ehemaligen Ziegelei 24 Arten, Zurwerra (1978) in einer Kiesgrube bei Fribourg/Schweiz 16 Arten, Lang et al. (1979) in einer Kiesgrube bei Ulm 15 Arten sowie Plachter (1983) in fünf südbayerischen Abbaurealen insgesamt 23 Arten. In der Schweiz konnten in Tagbauarealen bis jetzt 38 Libellenarten registriert werden, unter anderem auch mediterrane Arten, die sich im Grubenareal dank des günstigen Mikroklimas anzusiedeln vermögen (Wildermuth und Krebs, 1983). In Abb. 8c ist die Anzahl der in einigen oberschwäbischen Kiesgrubenweihern im Vergleich

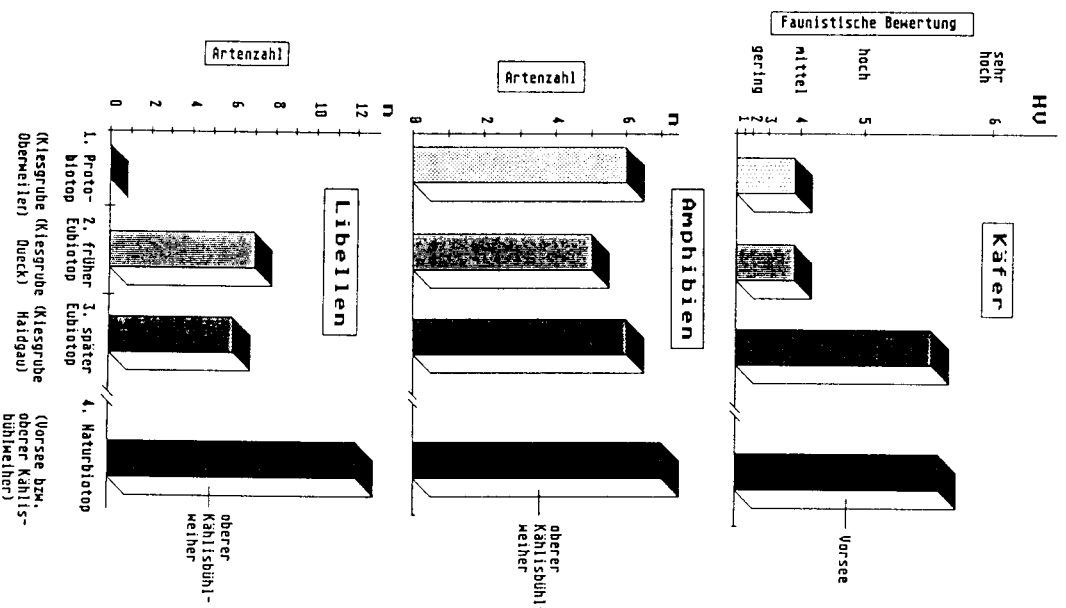


Abb. 8: Aspekte zur faunistischen Ökoindikation von primären und sekundären Stehgewässern aufgrund der Untersuchung der Käfer-, Amphibien- und Libellenfauna

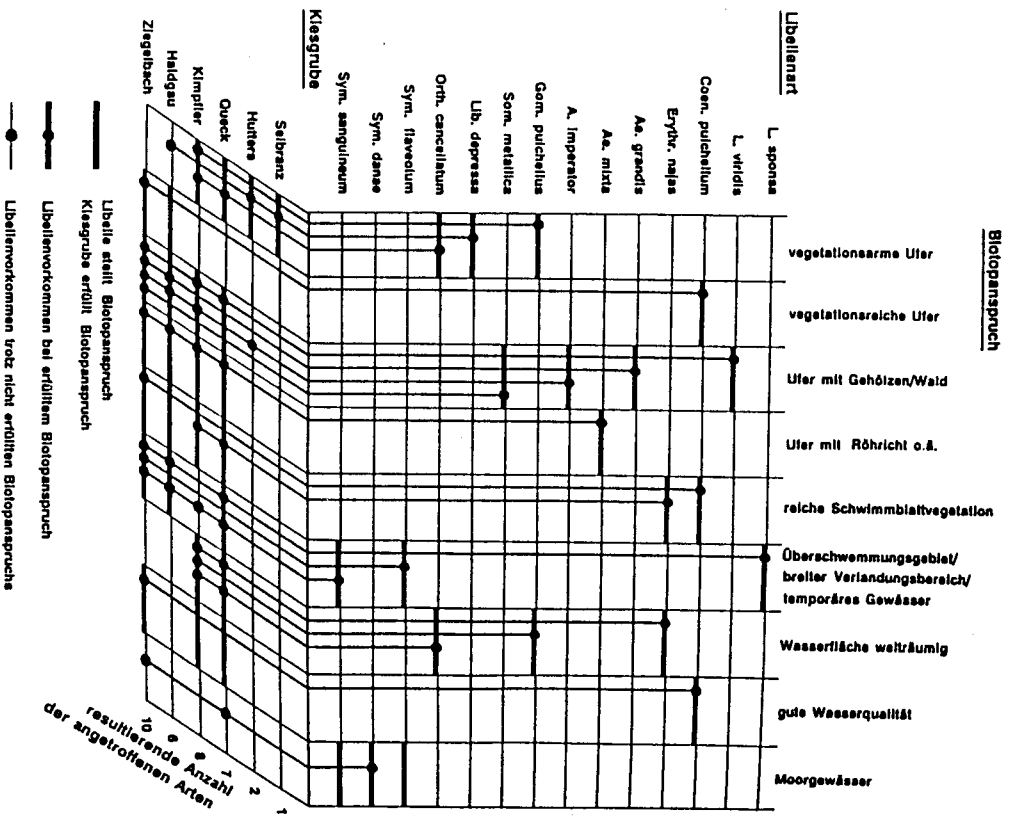


Abb. 9: Zusammenfassende Darstellung der Biotopansprüche einiger Libellenarten mit Bezug zu den jeweiligen Biotopangeboten an den untersuchten Kiesgruben (aus König, 1989)

zu natürlichen Stehgewässern festgestellten Libellenarten (Larven- bzw. Exuvienfunde) dargestellt.

Am Beispiel von sechs oberschwäbischen sekundären Stehgewässern konnte König (1989) nachweisen, daß die Anzahl der Arten mit zunehmender Strukturierung der Kiesgruben steigt, weil mehr unterschiedliche Biotopansprüche befriedigt werden können. Zwar muß hierbei die individuelle Struktur der Kiesgruben berücksichtigt werden, jedoch ist die Tendenz "fortgeschrittene Sukzession = größere Strukturvielfalt = höhere Artenzahl anspruchsvoller Arten" unbestreitbar, wobei zu berücksichtigen ist, daß jedes Sukzessionsstadium seine eigenen speziell angepaßten Arten beherbergt (König, 1989).

Der Abb. 9, die der Arbeit von König (1989) entnommen wurde, sind einige wichtige Biotopansprüche der in sechs oberschwäbischen Abbaugebieten festgestellten Libellenarten zu entnehmen. Sie veranschaulicht für die aufgeführten Arten, welche Biotopansprüche diese haben, an welchen Kiesgruben diese Ansprüche erfüllt werden und wo die verschiedenen Libellenarten tatsächlich vorkommen. Hierbei wurden nur bodenständige Vorkommen (Larven- bzw. Exuvienfunde) berücksichtigt. In den meisten Fällen geht aus der Darstellung eine eindeutige Zuordnung zwischen Biotopanspruch und tatsächlichem Vorkommen der Libellenarten in der Weise hervor, daß bei Erfüllung der jeweiligen Habitatansprüche einer Art diese auch meist festgestellt werden konnte.

4. Allgemeine Empfehlungen bezüglich des Abbaus und der Gestaltung sowie Pflege sekundärer Stehgewässer

Hinsichtlich der Gestaltung bzw. Renaturierung von sekundären Lebensräumen sollten - in Anlehnung an das Merkblatt "Biotopneuschaffung beim Kies- und Sandabbau" des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz (1984) sowie auch an Dahl und Jürging (1982) - die in Abb. 10 zusammengefaßten Empfehlungen beachtet werden.

Da Materialentnahmestellen gegebenenfalls die ökologischen Funktionen ehemals unregulierter Flußläufer übernehmen können, ergeben sich hieraus schon zwangsläufig die nötigen Managementmaßnahmen. Da erst kürzlich detaillierte Gestaltungsvorschläge für Materialabbau-

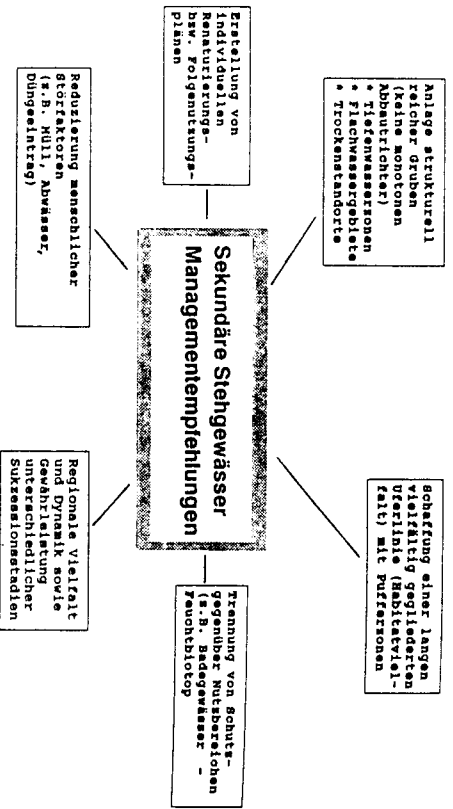


Abb. 10: Managementempfehlungen für sekundäre Stehgewässer

flächen zusammengestellt wurden (zum Beispiel Dahl und Jürging, 1982; Heydemann, 1982; Ranftl und Assmann, 1981), seien zu diesem Problemkreis nur einige stichpunktartige Erläuterungen angemerk:

Der Naturschutz wird sicher auch in Zukunft nur über einen bescheidenen Anteil der abgebauten Materialentnahmestellen- bzw. -flächen in einer Region verfügen können. Diesbezüglich gilt im Landkreis Ravensburg die Richtlinie, daß nach Einstellung des Kiesabbaus und der Rekulterierung mindestens 20 % der vormaligen Abbaufläche ausschließlich für Naturschutzzwecke zur Verfügung gestellt werden sollen, (Mehlich, 1990, dieser Band). Deshalb sollte künftig unbedingt darauf geachtet werden, daß in den wenigen Gruben mit Naturschutz als Folgenutzung wenigstens anfangs dystrophe und oligotrophe Wasser- und Sandflächen erhalten bleiben, sowie daß ein möglichst großer Struktur-reichtum innerhalb der Gruben mit Naß- und Trockenstandorten (wenn möglich) angeboten wird. Wasserflächen mit unregelmäßigem Ufer, Tümpel, Flachwasserzonen, Schutzkegel und Steinhaufen sollten nach Möglichkeit erhalten bleiben (Ranftl, 1983).

Im Zuge künftiger Untersuchungen gilt es, die Möglichkeit zu überprüfen, ob und inwieweit eine regionale Dynamik der verschiedenen Sukzessionsstadien von Sekundärstandorten als Zielvorstellung für ein Biotopmanagement im oberschwäbischen Raum geeignet ist. Darüber hinaus sollte es Ziel sein, insbesondere auch die renaturierten Kleinabbaustellen zu erhalten und vor Wiederverfüllung zu schützen. Dies gilt vor allem für stillgelegte und nicht rekultivierte Abbaustellen in weitgehend ausgeräumten Landschaftsstellen mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung (Köberle, 1990, dieser Band). In diesen Bereichen sind ökologische Ausgleichsflächen von einer kaum zu überschätzenden Bedeutung.

5. Zusammenfassung

Im Rahmen von Untersuchungen zur landschaftsökologischen Beurteilung von Kleingewässern und deren Kartierung in Oberschwaben wurden in der Vegetationsperiode 1988 neben zahlreichen primären (natürlichen) Stehgewässern auch einige sekundäre Stehgewässern (Kiesgrubenweihern) faunistisch untersucht.

Schwerpunkt dieser Pilotstudie war die qualitative und quantitative Untersuchung der edaphischen (bodenbewohnenden) Käferfauna des wechselseuchten Uferbereichs (Spülsaum) sowie die Amphibien- und Libellenfauna, da sich diese Gruppen sowohl aus ökologischen als auch aus untersuchungstechnischen Gründen besonders gut als repräsentative Organismengruppen zur Standortanalyse eignen.

Neben der landschaftsökologischen Charakterisierung der untersuchten Standorte war es das Ziel dieser Arbeit, auf Aspekte der faunistischen Sukzession in sekundären Lebensräumen einzugehen.

Folgende Hauptresultate wurden erzielt:

1. Bei der Besiedlung von Kiesgrubenweihern durch Wasserkäfer konnte eine deutliche Sukzession des Artenorkommens aufgezeigt werden. Diese war in der Regel immer mit der landschaftlich-floristischen Entwicklung korreliert.
2. Die in einem fortgeschrittenen Sukzessionsstadium befindlichen Gewässer bzw. Gewässersäume erhielten aufgrund des hohen Anteils an

- faunistisch bedeutsamen Käferarten eine höhere faunistisch-coleopterologische Bewertung als frühe Sukzessionsstadien.
3. In allen untersuchten Stehgewässern wurde in etwa die gleiche Anzahl an Amphibienarten festgestellt. Einige Amphibien (zum Beispiel Kreuzkröte, Gelbbauchunke und Seefrosch) wurden lediglich an sekundären Gewässern vorgefunden.
4. Bezüglich der Libellenfauna konnte nachgewiesen werden, daß die Anzahl der Arten mit zunehmender Strukturierung der Kiesgruben steigt.
5. Bei der Gestaltung von Abbaustellen ist ein großer Strukturreichtum anzustreben.
6. In Anbetracht der ausgedehnten Landschaftsveränderungen, der Flußregulierungen, der großflächigen Kiesabgrabungen, bei denen Baggerweiler und Baggerseen entstehen, gewinnt eine regionale Dynamik der verschiedenen Sukzessionsstadien von Sekundärstandorten als Zielvorstellung für ein Biotopmanagement speziell im überschwämischen Raum zunehmend an Bedeutung.

6. Danksagung

Dem Umwelt-Ministerium Baden-Württemberg sei gedankt für finanzielle Unterstützung.

7. Literatur

Alber, I. (1989): Ökologische Untersuchung der Käferfauna des Verdandungsbereichs zweier Kiesgruben fortgeschrittener Sukzessionsstadien im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. Diplomarbeit Inst. f. Zoologie, Universität Hohenheim.

Bausert, A., Waibel, A., Hollhaicher, M., Rahmann, H. (1987): Populationsdynamische Untersuchungen der Amphibienfauna stehender Gewässer mit unterschiedlicher fischerlicher Nutzung in Oberschwaben. In: Weisser, H., Kohler, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete - Ökologie, Gefährdung, Schutz; Verlag Josef Margraf, Gaimersheim, 95 - 116.

Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (1984): Biotopneuschaffung beim Kies- und Sandabbau; 365

Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (1982): Rote Liste bedrohte Tiere in Bayern; überarbeitete 1. Fassung. Broschüre, 40 S.

Blab, I. (1978): Untersuchungen zu Ökologie, Raum-Zeit-Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen. Schriftenreihe f. Landschaftspflege und Naturschutz, 18, 141 S.

Buck, H., Alf, A. (1987): Bericht über die ökologischen Untersuchungen anlässlich der Rest-Flügel Aufhöhung LFU Bad.Würt. (Hrsg.), Karlsruhe, unveröffentl., 51 S.

Buck, H., Konzelmann, E. (1985): Vergleichende coleopterologische Untersuchungen zur Differenzierung edaphischer Biotope. In: Ökologische Untersuchungen an der ausgebauten unteren Muir. LFU Baden-Württemberg. Inst. f. Ökologie und Naturschutz, Karlsruhe, 195 - 311.

Dahl, H.-J., Jürging, P. (1982): Abgrabungen als Sukzessionsfläche für Flora und Fauna. - Jb. Naturschutz und Landschaftspflege, 32, 55 - 88.

Dunger, W. (1983): Tiere im Boden. Die neue Brehm-Bücherei, A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 171 - 187.

Hebauer, F. (1988): Gesichtspunkte der ökologischen Zuordnung aquatischer Insekten zu den Sukzessionsstufen der Gewässer. In: Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege Lauten/Salzach, 8, 229 - 239.

Heinzel, G. (1988): Vergleichende faunistische Untersuchungen zweier unterschiedlich anthropogen belasteter Kiesgruben im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. In: Kohler, A. und Rahmann, H. (Hrsg.): Gefährdung und Schutz von Gewässern, Hohenheimer Arbeiten; Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 207 - 210.

Heinzel, G., Hollhaicher, M., Rahmann, H. (1988): Vergleichende faunistische Untersuchung zweier unterschiedlich anthropogen belasteter Kiesgruben im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. In: Kohler, A. und Rahmann, H. (Hrsg.): Gefährdung und Schutz von Gewässern, Hohenheimer Arbeiten; Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 207 - 210.

Henkel, F. (1990): Sekundäre Stehgewässer: Bedeutung und Nutzung von Sand und Kies, dieser Band.

Heydemann, B. (1982): Die Bedeutung der Kiesgruben als Renaturierungsgebiete - Jb. Naturschutz Landschaftspflege, Grewen, 93 - 99.

Hollhaicher, M. (1987): Amphibien- und Reptilienfauna in Oberschwaben. In: Weisser, H., Kohler, A. (Hrsg.): Feuchtgebiete - Ökologie, Gefährdung, Schutz; Verlag Josef Margraf, Gaimersheim, 117 - 122.

- Hollnacher, M., Rahmann, H. (1990): Bioindikation für kleinere Stehgewässer auf der Basis faunistischer Untersuchungen; dieser Band.
- Horion, A. (1951): Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas. Institutsverlag Stuttgart.
- Imboden, C. (1976): Leben am Wasser. Schweizerischer Bund f. Naturschutz, Basel, 147 S.
- Jürging, P., Kaule, G. (1977): Entwicklung von Kiesbaggerungen zu biologischen Ausgleichsflächen. -Schr.-R. Naturschutz Landschaftspflege, 8, 23 - 42.
- Koch, K.-P. (1989): Ökologisch-faunistische Untersuchung der Käferfauna semiaquatischer Biotope der Naturschutzgebiete Rohsee und Haldgauer Quellen im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.
- Koch, K.-P., Zintz, K. und Rahmann, H. (1990): Vergleichende coleopterologische Untersuchung zweier oberschwäbischer Naturschutzgebiete unterschiedlicher Ausprägung; dieser Band.
- Koberle, G. (1990): Ausweisung von Vorrangbereichen für die Rohstoffische Nutzung in der Region Bodensee-Oberschwaben, dieser Band.
- König, A. (1989): Vergleichende ökologische Untersuchung der Libellenfauna von sechs oberschwäbischen Kiesgruben unterschiedlicher Sukzessionsstadien. Diplomarbeit Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.
- Konold, W. (1987): Oberschwäbische Weiher und Seen. Teil I: Geschichte - Kultur. Teil II: Vegetation, Limnologie, Naturschutz. Beihfte Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad-Württ., 52, Karlsruhe
- Lang, G., Reich, G., Reich, M. (1979): Red Area "Kiesgrube" im Kreis Ulm. - Naturkundl. Beiträge DJN, 4, 24 - 29.
- Mehlich, H. (1990): Rechtliche Voraussetzungen und Auflagen für den Abbau oberflächennaher Rohstoffe; dieser Band.
- Miller, U. (1983): Vegetation, Landschaftskunde, Nutzung und Belastung des NSG Vorse. Diplomarbeit, Inst. f. Landeskultur und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim
- Noortwijk, C. (1988): Faunistische Untersuchung einer Kiesgrube im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.

- Noortwijk, C., Hollnacher, M., Rahmann, H. (1988): Faunistische Untersuchung eines Baggersees im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. In: Kohler, A. und Rahmann, H. (Hrsg.): Gefährdung und Schutz von Gewässern, Hohenheimer Arbeiten, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Odum, E.P., Reichholf, J. (1980): Ökologie: Grundbegriffe, Verknüpfungen, Perspektiven. BLV Verlagsgesellschaft München, 52.
- Plachter, H. (1983): Praxisbezogene Anforderungen an Artenschutzprogramme und Möglichkeiten ihrer Verwirklichung. Jb. Naturschutz und Landschaftspflege, 34, 36 - 72.
- Rahmann, H., Zintz, K., Hollnacher, M. (1988): Oberschwäbische Kleingewässer. Limnologisch-faunistische Aspekte zur ökologischen Beurteilung. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad-Württ., Karlsruhe, 50, 1-212.
- Rantfi, H. (1983): Lebensraum Kiesgrube: Einige praktische Beispiele aus Bayern. In: Artenschutzsymposium Uferschwalbe. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad-Württ., Karlsruhe, 37, 151 - 162.
- Rantfi, H., Assmann, O.C. (1981): Folgenutzung Naturschutz. In: Dingethal, F.J., Jürging, P., Kaule, G., Weinzierl, W.: Kiesgrube und Landschaft, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 227 S.
- Ritter, R. (1980): Ergebnisse von mikrobiologischen Untersuchungen an Baggerseen und dem benachbarten Grundwasser im Oberrheinthal. In: Baggerseen und Naturschutz - Laufener Seminarbeiträge, 6, Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege Laufen/Salzach, 66 - 85.
- Schenk, M. (1990): Ökologische Untersuchungen des Verhandlungsbereichs dreier Kiesgruben jüngerer Sukzessionsstadien im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.
- Schenk, M., Rahmann, H. (1990): Faunistisch-ökologische Untersuchung des Verhandlungsbereichs dreier oberschwäbischer Kiesgruben jüngerer Sukzessionsstadien unter besonderer Berücksichtigung der Käfer; dieser Band.
- Straub, H.-P. (1988): Qualitative und quantitative Untersuchung der Fauna einer Kiesgrube bei Vorse im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.
- Straub, H.-P., Hollnacher, M., Rahmann, H. (1988): Qualitative und quantitative Untersuchung der Fauna einer Kiesgrube bei Vorse im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der

- Käfer. In: Kohler, A. und Rahmann, H. (Hrsg.): Gefährdung und Schutz von Gewässern, Hohenheimer Arbeiten; Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Waibel, A., Bausser-Eckstein, A., Rahmann, H. (1990): Vergleichende populationsdynamische Untersuchungen der Amphibienfauna dreier fischereilich unterschiedlich genutzter Weiher im Altdorfer Wald bei Weingarten (Oberschwaben). In: Epple, W., Holzinger, I., Zimmermann, R. (Hrsg.): Naturschutzforum, Deutscher Bund für Vogelschutz, Deutscher Naturschutzverband, Landesverband Baden-Württemberg, Stuttgart, in press.
- Wenger, O. (1956): Die Libellenfauna der alten Lehmgrube bei Zollkoben. Mitt. Schweiz. ent. Ges., 29, 268 - 270.
- Wildermuth, H., Krebs, A. (1983): Die Bedeutung von Abbaugeländen aus der Sicht des biologischen Naturschutzes. In: Artenschutzsymposium Uferswalbe, Karlsruhe, 37, 105 - 150.
- Wolf, M. (1985): Zoo-ökologische Untersuchungen an drei unterschiedlich genutzten Weihern in Oberschwaben mit besonderer Berücksichtigung der Libellenfauna. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.
- Zein, H.-P. (1988): Faunistische Untersuchung zweier Kiesgruben unterschiedlicher Sukzessionsstadien im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. Diplomarbeit, Inst. f. Zool., Universität Hohenheim.
- Zein, H.-P., Hollnacher, M., Rahmann, H. (1988): Faunistische Untersuchung zweier anthropogen entstandener Feuchtgebiete im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. In: Kohler, A. und Rahmann, H. (Hrsg.): Gefährdung und Schutz von Gewässern, Hohenheimer Arbeiten; Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 199 - 202.
- Zintz, K. (1986): Fischereiliche Nutzung von Stillgewässern in Naturschutzgebieten. Ökologie aktuell, 4, Verlag Josef Margraf, Garmersheim.
- Zurwerra, A. (1978): Beitrag zur Wasserinsektenfauna der Tümpel und Weiher von Kleinbödingen (Freiburg/Schweiz). Bull. Loc. Frhb. Nat., 67, 85 - 143.
- Prof. Dr. H. Rahmann
Dipl.-Biol. M. Hollnacher
Universität Hohenheim
Institut für Zoologie
Garbenstr. 30
7000 Stuttgart 70

Untersuchungen zur Libellenfauna einiger oberschwäbischer Kiesgruben unterschiedlicher Sukzession

Annette König, Klaus Zintz und Hinrich Rahmann

Institut für Zoologie, Universität Stuttgart-Hohenheim

1. Einleitung

Aufbauend auf bisherigen limnologisch-ökologischen Untersuchungen des Zoologischen Institutes der Universität Hohenheim an Stehgewässern im Landkreis Ravensburg (Rahmann, Zintz und Hollnacher, 1988) wurde 1988 eine Reihe von Kiesgruben im Raum Bad Wurzach untersucht (König, 1989, Schenk, 1989, Alber, 1989). Die oberschwäbischen Kiesgruben gehören zum Landschaftsbild dieser Region, da durch die Moränenablagerungen die Voraussetzungen für den Kiesabbau günstig sind.

Seit etwa den 30 bis 40 Jahren ist bekannt, daß Kiesgruben wertvolle Rückzugsgebiete für viele Pflanzen und Tiere darstellen können. Eine Tiergruppe, die hier einen wichtigen Lebensraum gefunden hat, ist die Ordnung der Libellen (Bilek, 1952, Krebs und Wildermuth, 1976, Wildermuth, 1982). Wegen ihrer speziellen Biotopansprüche sind sie als Bioindikatoren gut geeignet (Schmidt, 1983). Daher wurde die Libellenfauna einiger Kiesgruben in der Gemarkung Bad Wurzach im Hinblick auf ihre Zusammensetzung und Aussagekraft für den Zustand der betreffenden Stehgewässer untersucht. Vergleichend hierzu wurden die

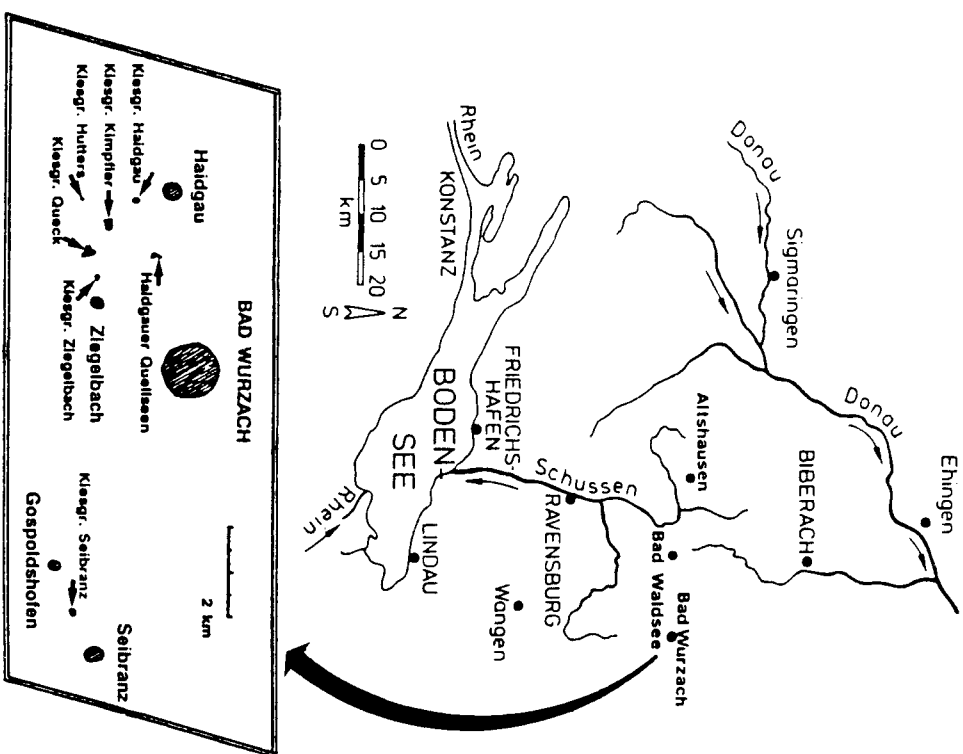


Abb. 1: Geographische Lage des Untersuchungsgebietes.

Haidgauer Quellen im Wurzacher Ried in das Untersuchungsprogramm aufgenommen.

2. Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Gewässer liegen im sogenannten Altmoränenland des ehemaligen Rheingletschers in der Gemarkung Bad Wurzach - Landkreis Ravensburg (Abb.1). Sie sind größtenteils grundwasserspeisigt und unterscheiden sich bezüglich Alter, Vegetation, Größe und Struktur.

3. Methoden

Die Untersuchung der Libellenimagines erfolgte durch Bestimmung vor Ort und Einteilung in 6 Abundanzklassen zur Angabe der Häufigkeit (vgl. Tab. 1). Die Feststellung der Bodenständigkeit einer Art (Fortpflanzung im Gebiet) ist für die ökologische Beurteilung unerlässlich. Bei der Untersuchung wurden daher folgende Indizien für eine Bodenständigkeit berücksichtigt: Exuvienfund, Larvenfund, Paarung, Eiablage, hohe Abundanz der Imagines.

4. Ergebnisse

Im Laufe des Untersuchungszeitraumes wurden an den 7 beobachteten Gewässern insgesamt 28 Libellenarten registriert. Davon waren 8 nur Gäste oder Einzelfunde. Die übrigen waren zumindest an einem der Gewässer bodenständig (Tab. 1).

Libellen wählen ihre Brutgewässer hauptsächlich nach optischen Kriterien wie Vegetation und Struktur aus. Sie sind deshalb je nach Art an ganz bestimmten Gewässern und dort an bestimmten Stellen anzutreffen. Mit fortschreitender Sukzession (Entwicklung der Vegetation) entsteht eine größere Strukturvielfalt, so daß mehr anspruchsvolle Arten Lebensraum finden. Allerdings ändert sich dabei die Artenzusammensetzung. In Abb. 2 und 3 ist am Beispiel von zwei Extremen dargestellt,

Tab. 1: Gesamtüberblick über die angetroffenen Libellenarten an den untersuchten Gewässern.

Libellenarten	RL ZO Abk.	Kiesgruben				
		Seilbranz	Halters	Queck	Kimpfer	Haidgauer
<i>Coleopteryx virgo</i>	3 E			I-		
<i>Coleopteryx splendens</i>	3 M			II-		I-
<i>Gynopetia fusca</i>	3 M			I-		II-
<i>Leestes sponosa</i>	1 M			V+	I(+)	V+
<i>Leestes barbus</i>	1 M			I-	III(+)	IV(+)
<i>Leestes viridis</i>	1 M			I-	III(+)	IV(+)
<i>Pythocheilus nymphula</i>	1 Me			I-	II(+)	II-
<i>Ischnura elegans</i>	1 Me			III+	V+	VI+
<i>Enallagma cyathigerum</i>	1 Me			III(+)	IV+	V+
<i>Coenagrion hastulatum</i>	2 E			I-	I-	III+
<i>Coenagrion pulchellum</i>	3 Me			II(+)	III+	IV+
<i>Coenagrion puella</i>	1 Me			II(+)	III+	IV+
<i>Erythronia najas</i>	3 E			IV+	V+	I-
<i>Megalania speciosa</i>	1 E			I-		
<i>Aeshna grandis</i>	4 E			I-	II(+)	II+
<i>Aeshna cyanea</i>	1 Me			II-	I-	II(+)
<i>Aeshna mixta</i>	4 E			II+	II(+)	II(+)
<i>Anax imperator</i>	1 Me			I(+)	I+	II(+)
<i>Gomphus pulchellus</i>	4 M			II-	II+	
<i>Somatochlora metallica</i>	4 E			I-	II-	I+
<i>Somatochlora flavescens</i>	3 E			I-	I-	II-
<i>Libellula quadrimaculata</i>	1 Me			I-	I-	II-
<i>Libellula depressa</i>	1 Me			III(+)	II+	II+
<i>Orthetrum cancellatum</i>	3 E			III+	IV+	I-
<i>Sympetrum flavescens</i>	1 Me			I-	III+	IV+
<i>Sympetrum vulgatum</i>	4 E			II+	IV+	IV+
<i>Sympetrum danae</i>	1 Me			II-	III(+)	IV+

RL - Gefährdungsgrad nach der Roten Liste 1987: n = nicht gefährdet, 4 = potentiell gefährdet, 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht.

ZG - zoogeographische Einteilung: E = eurosibirische Art, Me = mediterrane Art mit eurosibirischer Verbreitung, M = mediterrane Art.

Abk - Abkürzungen, die in den Kartendarstellungen verwendet werden.

Angaben zur Häufigkeit - Einteilung in fünf Abundanzklassen: I = 1 Ind., II = 2-5 Ind., III = 6-10 Ind., IV = 11-20 Ind., V = 21-50 Ind., VI > 50 Ind.

Angaben zur Bodenständigkeit: + = Bodenständigkeit nachgewiesen, (+) = unsicher, - = nicht nachgewiesen

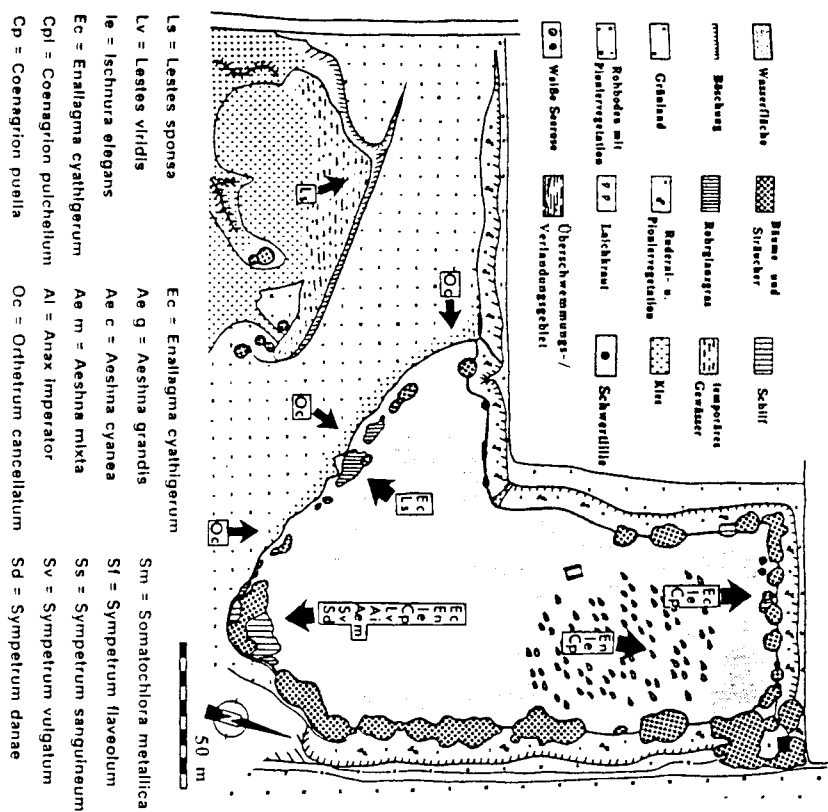


Abb. 2: Bevorzugte Aufenthaltsorte der wichtigsten Libellenarten an der Kiesgrube Queck.

wie Struktur, Vegetation und Alter einer Kiesgrube die Zusammensetzung der Libellenfauna beeinflussen. An der jungen, strukturärmeren Kiesgrube Queck wurden zum einen weniger Arten gefunden, zum anderen aber auch speziell angepasste Arten zum Beispiel der vegetationsarmen Ufer. Bei der älteren, stärker strukturierten Kiesgrube Zie-

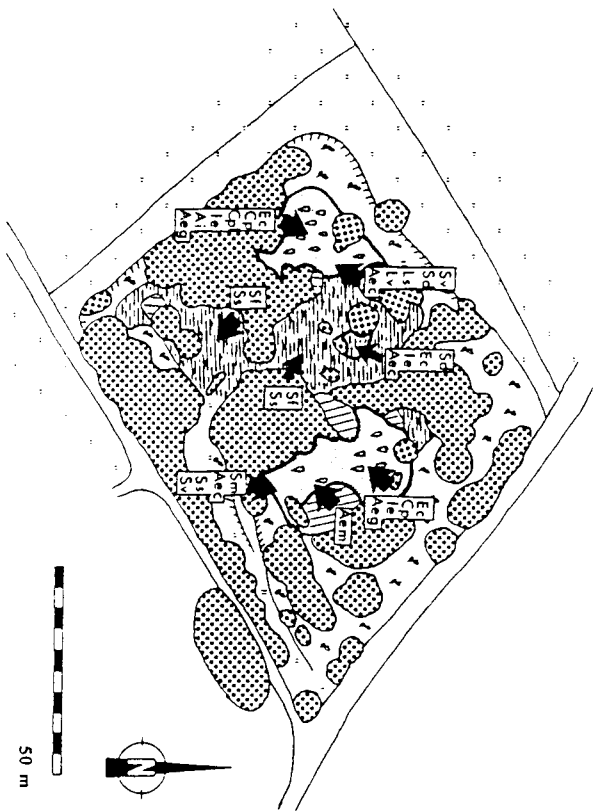


Abb. 3: Bevorzugte Aufenthaltsorte der wichtigsten Libellenarten an der Kiesgrube Ziegelbach (Zeichenerklärung siehe Abb. 2).

gelbach überwiegen Arten mit höheren Ansprüchen an die Vegetation. Die gemeinsamen Arten sind Ubiquisten oder solche mit weniger hohen Ansprüchen. Abb. 4 zeigt die zahlenmäßige Verteilung der bodenständigen Libellenarten an den beiden ausgewählten Kiesgruben und den Anteil an gemeinsamen Arten.

5. Zur Eignung von Libellen als Bioindikatoren

Da viele Libellenarten ganz spezielle Ansprüche an ihre Brutgewässer stellen, eignen sie sich gut als Bioindikatoren. Diese Eignung grünet sich auf folgende Punkte:

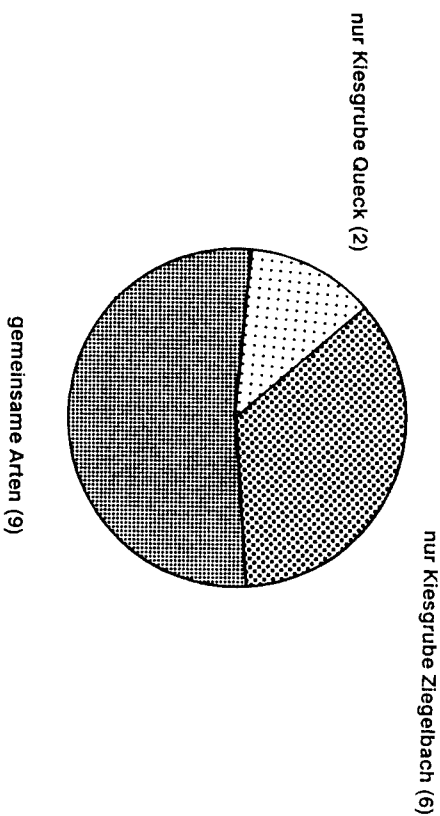


Abb. 4: Verteilung der bodenständigen Libellenarten an den unterschiedlich alten und strukturierten Kiesgruben Queck und Ziegelbach.

- 1) Enge Bindung der Libellen an Gewässer aufgrund der limnischen Lebensweise ihrer Larven,
- 2) unterschiedliche Biotopansprüche der einzelnen Arten,
- 3) Auswahl der Fortpflanzungsgewässer nach optisch erkennbaren Strukturen,
- 4) Stellung im Gefüge der Organismen, das heißt "Jäger und Gejagte",
- 5) Langzeitindikation aufgrund der oft längeren Entwicklungszeit der Larven (wenige Monate bis Jahre),
- 6) überschaubare Artenzahl, das heißt gute Bestimmbarkeit (auch im Gelände).

Im Rahmen der Untersuchung stellte sich heraus, daß die Biotopansprüche der einzelnen Libellenarten, soweit bisher bekannt, meist gut mit dem jeweiligen Vorkommen in den entsprechend strukturierten Kiesgruben korrelieren. Dies bestätigt die Eignung der Libellen als Bioindikatoren.

6. Schlußfolgerung und Ausblick

Die Untersuchungen ergaben, daß die Libellenfauna gut zur Charakterisierung eines Gewässers geeignet ist. Dabei stellte sich heraus, daß junge, vegetationsarme Kiesgruben andere Libellenarten beherbergen als ältere mit reichhaltiger Vegetation. Beide sind deshalb auf ihre Weise schützenswert.

Aufgrund ihres relativ großen Aktionsradius können Libellen neu entstandene Gewässer schnell besiedeln. Sie können daher auch Sekundärbiotope wie Kiesgruben gut als Lebensraum nutzen. Allerdings sind manche Arten auf Primärbiotope wie Moore und naturnahe Fließgewässer angewiesen und können nicht in andere Gewässer ausweichen. Die Entstehung oder gezielte Anlage neuer Gewässer kann zwar eine wertvolle Bereicherung in einem Landschaftsteil darstellen, aber Primärbiotope nicht ersetzen.

Eine wichtige Rolle kommt den sekundären Gewässern bei der Überbrückung räumlicher Distanzen zwischen gleichartigen Biotopen zu, der sogenannten **Vernetzung**. Fehlt diese, so wird eine Neubesiedlung von Gewässern und ein Genaustausch zwischen verschiedenen Populationen stark erschwert, was letztlich zum Aussterben von Arten führen kann. Bei vorliegender Untersuchung lieferte die Einbeziehung der Haidgauer Quellseen nur wenig Informationen über das Ausmaß der Vernetzung von Primär- und Sekundärbiotopen, da es sich hierbei um ein sehr spezielles, oligotrophes Gewässer handelt. Zur Beurteilung der wechselseitigen Beeinflussung von Primär- und Sekundärbiotopen im Hinblick auf die Libellenfauna müssen daher bei künftigen Untersuchungen weitere Primärbiotope wie beispielsweise verschiedene Moorgewässer des Wurzacher Rieds berücksichtigt werden.

7. Literatur

Alber, J. (1989): Ökologische Untersuchung der Käferfauna des Verlandungsbereichs zweier Kiesgruben fortgeschrittener Sukzessionsstadien im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben. Diplomarbeit. Inst. f. Zoologie Universität Hohenheim.

Blek, A. (1952): Eine Kiesgrube als Lebensraum für die Hälfte aller mitteleuropäischen Odonatenarten. Nachrichtenblatt der Bayer. Entomologen 1 (11): 85-86.

Krebs, A. und Wildermuth, H. (1976): Kiesgruben als schützenswerte Lebensräume seltener Pflanzen und Tiere. mit. d. naturwiss. Ges. Winterthur, 35: 19-73.

König, A. (1989): Vergleichende ökologische Untersuchungen der Libellenfauna von sechs oberschwäbischen Kiesgruben unterschiedlicher Sukzessionsstadien. Diplomarbeit, Inst. f. Zoologie Universität Hohenheim.

Rahmann, H., Zintz, K. und Holthäuser, M. (1988): Oberschwäbische Kleingewässer, limnologisch-faunistische Aspekte zur ökologischen Beurteilung. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., 56: 1-212.

Schenk, M. (1989): Ökologische Untersuchung des Verlandungsbereichs dreier Kiesgruben jüngerer Sukzessionsstadien im Landkreis Ravensburg/Oberschwaben unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. Diplomarbeit, Inst. f. Zoologie Universität Hohenheim.

Wildermuth, H. (1982): Die Bedeutung anthropogener Kleingewässer für die Erhaltung der aquatischen Fauna - eine Untersuchung zum Artenschutz aus dem schweizerischen Mittelland. Natur und Landschaft, 57. Jhg. Heft 9: 297-306.

Dipl.-Biol. A. König,

Dr. K. Zintz,

Prof. Dr. H. Rahmann
Universität Hohenheim

Institut für Zoologie

Garbenstr. 30

7000 Stuttgart 70

Faunistisch-ökologische Untersuchungen des Verlandungsbereichs dreier ober- schwäbischer Kiesgruben jüngerer Sukzession unter besonderer Berücksichtigung der Käfer

Manfred Schenk und Hinrich Rahmann

Institut für Zoologie, Universität Stuttgart-Hohenheim

1. Einleitung

Der Raum Bodensee-Oberschwaben weist eiszeitlich bedingt qualitativ und quantitativ hochwertige Kies- und Sandlagerstätten auf. Der Abbau dieser Bodenschätze stellt für die Region einen wichtigen Wirtschaftsfaktor dar. Ihre Ausbeutung bedeutet allerdings häufig einen nicht unerheblichen Eingriff in das dortige Landschaftsbild. Die zurückbleibenden Krater- und Baggerlöcher erscheinen auf den ersten Blick meist als "häßliche Landschaftswunden". In jüngerer Zeit gelangt man allerdings, gestützt auf einer Vielzahl wissenschaftlicher Untersuchungen (zum Beispiel Dingethal et al., 1985), immer mehr zu der Erkenntnis, daß gerade diese Gebiete für viele Tier- und Pflanzenarten wichtige Ersatzlebensräume darstellen können.

Während der Vegetationsperiode 1988 (von April bis September) wurden drei solcher ehemaliger Kiesabbauareale - alle im Zustand relativ junger Sukzession (Abbauende vor ca. 10 - 15 Jahren) - ökologisch untersucht. Dabei wurde der Versuch unternommen, den Lebensraum

Kiesgrube in erster Linie an Hand seiner Käferfauna landschaftsökologisch zu charakterisieren und zu bewerten.

2. Käfer als Bioindikatoren

Da die Käfer (in Mitteleuropa ca. 8000 Arten) den Hauptteil der edaphischen (bodenbewohnenden) Insektenfauna stellen und zudem ihre Milieuanprüche sowie ihre geographische Verbreitung hinreichend bekannt sind, eignen sie sich (im Vergleich zu anderen Insektengruppen) in besonderem Maße zur Differenzierung edaphischer Biotope (Buck und Konzelmann, 1985).

3. Untersuchungsgebiet

Die drei untersuchten Kiesgruben **Queck** (Gesamtfläche: 6,0 ha; Wasserfläche: 1,4 ha), **Kimpfler** (Gesamtfläche: 2,4 ha; Wasserfläche: 1,9 ha) und **Seibranz** (Gesamtfläche: 3,3 ha; Wasserfläche: 160 m²), liegen alle inmitten des eiszeitlich geprägten hügeligen Alpenvorlandes, nahe des Kurorts Bad Wurzach (Lkr. Ravensburg/Oberschwaben). Etwa 1 km nördlich der beiden Gruben Queck und Kimpfler beginnt das Naturschutzgebiet Wurzacher Ried mit den Haidgauer Quellen. Die Wasserflächen dieser beiden Untersuchungsgebiete sind grundwasserspeist, während das Kleingewässer der Kiesgrube Seibranz (ca. 5 km südöstlich von Bad Wurzach gelegen) ausschließlich auf Zufließen des Oberflächenwasser angewiesen ist.

4. Untersuchungsmethoden

Quantitative Untersuchungsmethode zur Gewinnung von repräsentativem Käfermaterial war die sogenannte Schwemmanalyse (nach Buck und Alf, 1985), die ihre Anwendung im aquatisch-terrestrischen Übergangsbereich (Verlandungszone) findet. Hierbei wird das zu untersuchende Ufersubstrat in mit Wasser gefüllte Eimer eingebracht. Das Prinzip der Methode beruht darauf, daß die spezifisch leichteren Käfer

in Wasser aufschwimmen und von der Oberfläche des "Schwemmgefäßes" abgesammelt werden können. Der Verlandungsbereich der Kiesgruben wurde deshalb genauer untersucht, da er als "Übergangsbiotop" erfahrungsgemäß besonders hohe Arten- und Individuenzahlen aufweist. Dadurch kann eine für statistische Berechnungen quantifizierbare Materialbasis erwartet werden. Neben der intensiven Untersuchung der Käferfauna wurden weitere Faunenelemente wie Amphibien, Reptilien und Fische (allerdings nur Stichprobenartig) mitberücksichtigt.

5. Ergebnisse

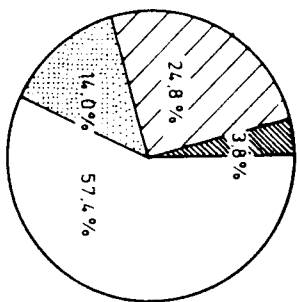
Durch die beschriebene Methode wurden im Verlandungsbereich der drei Kiesgrubengewässer insgesamt mehr als 3000 Käferindividuen erfaßt. Den prozentualen Anteil der häufigsten Käferfamilien an den durch Schwemmanalysen ermittelten Individuenzahlen der einzelnen Untersuchungsgebiete gibt Abb. 1 wieder.

Zu beachten ist diesbezüglich die starke Abweichung der Kiesgrube Seibranz. Die Familie der Hydrophilidae (Wasserkäfer), in den Gruben Queck und Kimpfler nach den Staphyliniden (Kurzflügler) die häufigste Gruppe, wurde hier nur mit einem (!) Exemplar angetroffen. Zurückgeführt wurde diese Tatsache auf das stark verdichtete Lehmsubstrat in den Uferbereichen des dortigen Kleingewässers. Denn die meisten Hydrophiliden halten sich (nach eigenen Beobachtungen) bevorzugt in lockerem, mit zahlreichen Lücken und Hohlräumen durchsetztem Substrat auf. Die Schotter- und Kiesufer der Gruben Queck und Kimpfler bieten deshalb, im Gegensatz zu Seibranz, diesen Tieren nahezu optimale Lebensbedingungen.

5.1. Differenzierung der Probenpunkte durch Ähnlichkeitsberechnungen

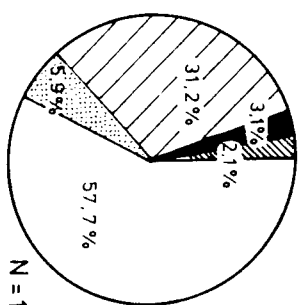
Zur ökologischen Differenzierung und Charakterisierung der untersuchten Standorte wurden Ähnlichkeitsberechnungen nach Sörensen (1948) und Renkonen (1938) herangezogen. Sie drücken die Übereinstimmung des Arteninventars der jeweils verglichenen Probenkollektive

KIESGRUBE QUEECK



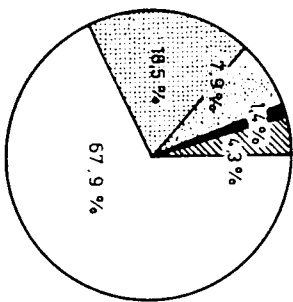
N = 1674

KIESGRUBE KIMPFLEK



N = 1213

KIESGRUBE SEIBRANZ



N = 410

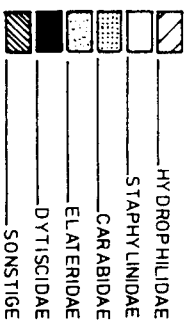
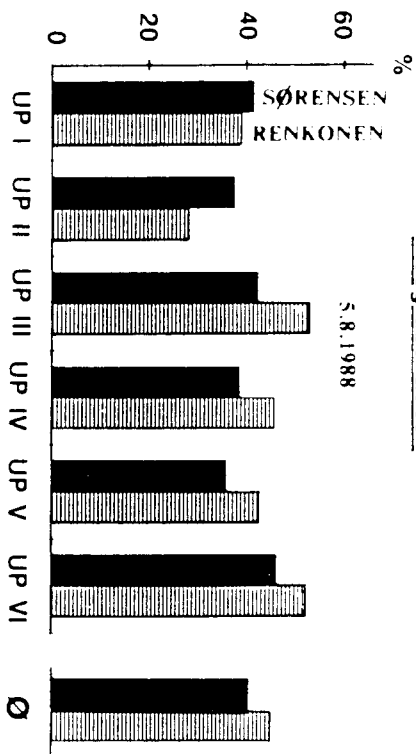


Abb. 1: Prozentuale Anteile der häufigsten Käferfamilien an den durch Schwemmanalysen erfaßten Individuenzahlen der einzelnen Untersuchungsgebiete.

aus und liefern so einen Anhaltspunkt für die strukturelle Vielseitigkeit bzw. Homogenität der untersuchten Habitate. Aus der Vielzahl der Vergleichsparameter wurden exemplarisch in Abb. 2 einige repräsentative Ergebnisse herausgegriffen.

Die in Abb. 2 für die Kiesgruben Queeck und Kimpflek vorgestellten Ergebnisse der Artenübereinstimmung zwischen den verschiedenen Untersuchungspunkten zeigen nur geringe Schwankungen um einen

Kiesgrube Queeck



Kiesgrube Kimpflek

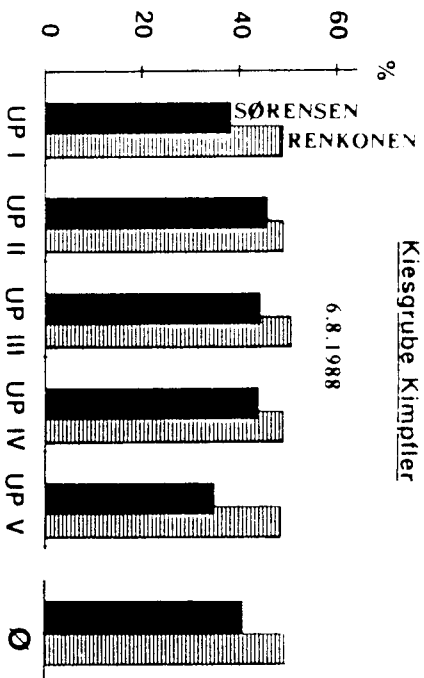


Abb. 2: Artenübereinstimmung innerhalb der 5 bzw. 6 Untersuchungspunkte der Kiesgruben Queeck und Kimpflek am 5.8. bzw. 6.8.1988 ("mittlere Ähnlichkeiten" der Ortsvergleiche nach SØRENSEN bzw. RENKONEN). Auffallend sind die relativ geringen Schwankungen der Werte zwischen den einzelnen Untersuchungspunkten sowie die im Vergleich zu den SØRENSEN-Quotienten meist höheren RENKONEN-Zahlen.

Mittelwert von ca. 40%. Diese relativ hohen Artenähnlichkeiten können als Ausdruck für die strukturelle Eintönigkeit im Uferbereich dieser Kiesgrubengewässer gedeutet werden. So ist die nahezu rechteckige Wasseroberfläche der Grube Kimpfler nach allen Seiten hin von steil abfallenden Uferböschungen begrenzt. Der Verlandungsbereich ist an fast allen Bereichen durch grobschottriges, wenig bewachsenes Substrat gekennzeichnet. Eine optische Differenzierung unterschiedlicher Habitate war dadurch kaum möglich. Der Wasserwechselbereich der Kiesgrube Queck weist an vielen Stellen vergleichbare strukturelle Mängel auf. Allerdings findet man hier wenigstens an einigen Stellen Flachuferbereiche vor, die die Entwicklung einer reichhaltigen Ufervegetation begünstigen.

5.2. Faunistische Bewertung der untersuchten Areale auf der Basis der Käferfauna

Die angewandte Methode der Biotopbewertung geht davon aus, daß seltenere Arten ein höherer Schutzanspruch bzw. eine höhere Bewertung zugebilligt werden muß als allgemein verbreiteten Arten. Die Bewertung erfolgt auf der Grundlage des "Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas" von Horion (1951). Den einzelnen Käferarten werden darauf basierend bestimmte Bewertungsfaktoren zugeordnet, aus denen sich schließlich der HV-Wert (HV = Horion-Verzeichnis) berechnet (Buck und Konzelmann, 1985). Der Definitionsbereich der verbalisierten HV-Wert-Skala liegt zwischen 0 und 7. In Abb. 3 sind die HV-Werte der verschiedenen Untersuchungsgebiete zu den einzelnen Entnahmezeiten dargestellt.

Die faunistische Wertigkeit der Kiesgrube Seibranz ist nach den oben genannten Bewertungskriterien als "hoch" einzustufen. Die Kiesgrube Queck erreichte nur an wenigen, die Kiesgrube Kimpfler an keinem der untersuchten Standorte vergleichbar hohe Bewertungen. Die herausragende Stellung der Grube Seibranz dürfte wohl in erster Linie mit ihrer besonderen Substratbeschaffenheit im Uferbereich zusammenhängen, insofern als solche Bedingungen für speziell an dieses "Mangelhabitat" angepaßte und dadurch meist seltenere Käferarten günstig sind. Derartige "Spezialisten" sind zum Beispiel Arten der Gattung *Bledius*

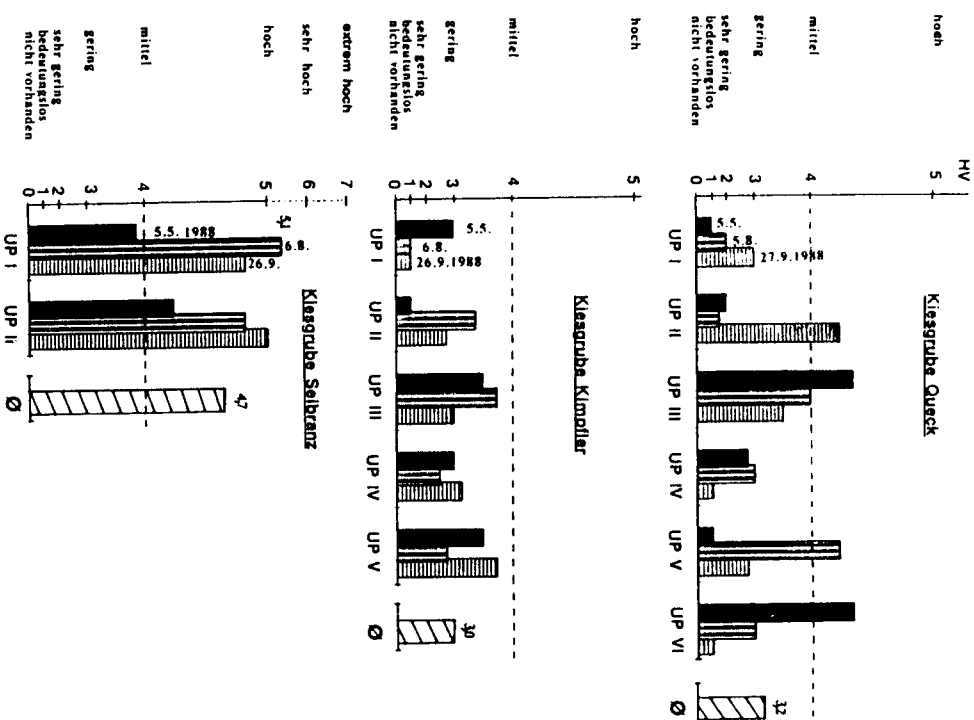


Abb. 3: HV-Werte der Kiesgruben Queck, Kimpfler und Seibranz zu den einzelnen Entnahmezeiten (Biotopbewertung auf der Basis der Käfer). Auffallend sind die meist unterdurchschnittlichen HV-Werte der Kiesgruben Queck und Kimpfler im Vergleich zu den hohen Werten der Kiesgrube Seibranz.

(Staphylinidae), die Gangsysteme bevorzugt in lehmige Boden graben (unter anderem *Bledius erraticus*, *B. fracticornis*, *B. opacus*). Auch *Carpelemus gracilis*, ein allgemein seltener, aber in Seibranz sehr häufig angetroffener Staphylinide, bevorzugt Ufer von Ziegelei- und Lehmgruben (Horion, 1963). Dagegen war in den beiden anderen Kiesgruben, begünstigt durch die zum Teil stark degradierten Standortbedingungen (siehe oben), die Massenerwicklung einiger Ubiquisten zu beobachten, wie zum Beispiel *Laccobius minutus* (Hydrophilidae) oder *Myllaena intermedia* (Staphylinidae).

5.3. Käfer als Indikatoren unterschiedlicher Sukzession

Besonders an Hand der Laufkäferfamilie (Carabidae) läßt sich die unterschiedliche Sukzession der Kiesgruben Queck und Kimpfler differenzieren. So fanden sich ausschließlich in der Grube Queck Arten, die nach Freude et al. (1965-1981) charakteristisch für die Schotterufer alpiner Fließgewässer sind, wie beispielsweise *Bembidion decorum*, *B. punctulatum*, *Tachys quadrisignatus* oder die "Rariäten" *Perileptus areolatus* und *Thalassophilus longicornis*. Sie können als für Kiesgruben typische "Pionierarten" und als Ausdruck der noch relativ jungen Sukzession (großflächige Ruderaltbereiche, vegetationsarme Schotterufer) dieses Areals gedeutet werden. Dagegen fehlen in der Kiesgrube Kimpfler diese Pionierflächen durch künstlichen Humuseintrag fast vollständig. Es ist deshalb nicht verwunderlich, daß die oben genannten Käferarten dort nicht angetroffen wurden. Durch die fortgeschrittene Sukzession werden sie hier vor allem durch kommune Arten wie zum Beispiel *Bembidion articulatum*, *B. lampros* und andere "ersetzt".

5.4. Begleitfauna

Besonders erwähnenswerte Elemente der Begleitfauna waren individuenreiche Populationen der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) in der Kiesgrube Seibranz und der Kreuzkröte (*Bufo calamita*) in der Kiesgrube Queck, sowie das dortige Vorkommen des Flußregenpfeifers (*Charadrius dubius*) als Brutvogel.

6. Ausblick

Kiesgruben können für viele Tier- und Pflanzenarten wichtige Sekundärbiototope darstellen. Der Mensch hat dabei die Möglichkeit, schon bei deren Entstehung die ökologische Bedeutung dieser Areale mit sinnvollen landschaftspflegerischen Konzepten positiv zu beeinflussen. Anzustrebendes Ziel sollte es sein, eine Vielzahl unterschiedlicher Biotoptypen bzw. Habitate zu schaffen. Als negatives Beispiel stelle sich im Rahmen der vorgestellten Untersuchungen besonders die Kiesgrube Kimpfler mit ihrer strukturellen Eintönigkeit dar. Dies bestätigt sich auch in den Ergebnissen der coleopterologischen Untersuchungen und zeigt gleichzeitig, daß die angewandte Methode (Schwemmanalyse) zur Differenzierung und Bewertung edaphischer Biotope im Verlandungsbereich von Gewässern durchaus geeignet ist. Dabei sollte allerdings nicht außer acht gelassen werden, daß durch diese Methode nur ein bestimmter Teil eines Untersuchungsareals (Verlandungsbereich) genauer betrachtet werden kann. Deshalb ist die Schwemmanalyse besonders dann eine sinnvolle Methode der quantitativen Ökologie, wenn sie als Teilaspekt neben weiteren ökologischen Untersuchungsparametern angewandt wird.

7. Literatur

- Buck, H. und Konzelmann, E. (1985): Vergleichende coleopterologische Untersuchung zur Differenzierung edaphischer Biotope. In: Ökologische Untersuchungen an der ausgebauten unteren Murr. LFU Baden-Württemberg, Inst. für Ökologie und Naturschutz, Karlsruhe, 195-310.
- Buck, H. und Alf, A. (1987): Bericht über die ökologischen Untersuchungen anlässlich der Rest-Ilber-Aufhöhung. LFU Bad.-Württ. (Hrsg.), Karlsruhe (unveröffentlicht), 51 S.
- Dingethal, F. J., Jürging, P., Kaule, G. und Weinzierl, W. (1985): Kiesgrube und Landschaft. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- Freude, H., Harde, K. W. und Lohse, G. A. (1964-76): Die Käfer Mitteleuropas. Bd. I - II. Goecke und Evers, Krefeld.
- Horion, A. (1951): Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas, Institut-Verlag Stuttgart.

Horion, A. (1951-1963): Faunistik der Käfer Mitteleuropas, Bd. 9: Staphylinidae, Institus-Verlag, Überlingen.

Renkonen, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchung über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. App. Zool. Soz. Vanama, 6, 51 - 231.

Sörensen, T. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Vidensk. Telsk. Biol. Lhr., Nr. 5, 4 ff.

Dipl.-Biol. M. Schenk

Prof. Dr. H. Rahmann

Universität Hohenheim

Institut für Zoologie

Garbenstr. 30

7000 Stuttgart 70

8.

Kleinere Stehgewässer - Zusammenfassende Aspekte

Zusammenfassende Aspekte zum 2. Wurzacher Feuchtgebietssymposium "Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer"

Klaus Zintz¹, Hinrich Rahmann¹ und Horst Weisser²

¹ Institut für Zoologie, Universität Stuttgart-Hohenheim

² Naturschutzzentrum Bad Wurzach

Das zweite Wurzacher Feuchtgebietssymposium war dem Thema "Kleinere Stehgewässer" gewidmet. Diese wurden als natürliche und/oder künstlich geschaffene stehende Wasserflächen in der Größenordnung von wenigen Ar bis maximal einem Quadratkilometer definiert. Im folgenden soll der Versuch gemacht werden, die einzelnen Symposiumsbeiträge zusammenzufassen und einen Ausblick auf mögliche künftige Ansätze für Forschungs- und Naturschutzkonzeptionen für die kleineren Stehgewässer zu geben. (Die dabei *kursiv angeführten Zitate* beziehen sich auf die im *vorliegenden Band veröffentlichten Beiträge*.)

In der Vergangenheit waren die kleineren Stehgewässer für die Wissenschaft von eher untergeordnetem Interesse, da die größeren Seen limnologisch interessanter erschienen, sieht man von wenigen Ausnahmen wie beispielsweise den Eifelmaaren ab. Auch unter Gesichtspunkten des Naturschutzes lag der Schwerpunkt des Interesses bis vor wenigen Jahren auf den größeren Seen, da dort aus verschiedenen Gründen (zum Beispiel Trinkwasserressource, Tourismusattraktion) Schutzmaßnahmen als vorrangig galten. Gleichwohl sollte die **Bedeutung für den**

Menschen nicht unterschätzt werden, die gerade auch die kleineren Stehgewässer bereits in der Vergangenheit hatten (siehe Beiträge *Rahmann/Zintz* mit Anmerkungen zur historischen Entwicklung, *Sirbely* zur fischereilichen Bedeutung, *Schlichtherle* zur kulturhistorischen und archäologischen Bedeutung sowie *Schneider* zur Bedeutung für Naherholung und Tourismus).

Da das Alpenvorland aufgrund der Auswirkungen der Vergletscherung während vergangener Eiszeiten reich an großen und kleinen Seen ist, bietet diese Region ideale Voraussetzungen für limnologische Untersuchungen. So verwundert es nicht, daß hier eine lange **Forschungstradition** besteht (siehe Beitrag *Gide* über die Langzeituntersuchungen am Schleensee sowie Beitrag *Kimmerlin* über langfristige Phytoplankton-Entwicklungen schwerpunktmäßig im Bodensee). Diese lange limnologische Forschungstradition wurde in den letzten Jahren mit einer ganzen Reihe **aktueller Forschungs- und Kartierungsvorhaben** fortgeführt - genannt seien hier beispielsweise die Kartierung von rund 2.500 Feuchtgebieten im Landkreis Ravensburg sowie das jüngst aufgelegte Seenforschungsprogramm des Regierungspräsidiums Tübingen an 31 ausgewählten Seen und Weihern in Oberschwaben (siehe Grußworte *König* und *Gerber*). Sowohl die früheren als auch die aktuellen Arbeiten liefern die unentbehrlichen Grundlagen für zukünftige limnologische und ökologische Forschung, landschaftsökologische Planung und Entwicklung von Konzepten zum Schutz dieser mehr oder weniger stark bedrohten Biotope.

Die im vorliegenden Band zusammengefaßten Symposiumsbeiträge nehmen überwiegend auf Ergebnisse und Erkenntnisse Bezug, die im oberschwäbischen Voralpenland erarbeitet wurden. Viele der hier vorgestellten Daten erweitern jedoch darüber hinaus unser Wissen über das Ökosystem "Kleinere Stehgewässer" grundlegend. Dabei kommt den hier vorgestellten Forschungsprojekten und Managementkonzeptionen zweifellos **Modellecharakter** zu, so daß sie weit über den regionalen Raum hinaus von Bedeutung sein dürften.

Ein zentraler Aspekt des Symposiums betraf die **Beziehungen zwischen Forschung und Wissenschaft** auf der einen und **Politik und Naturschutz** auf der anderen Seite. Das Interesse der Wissenschaft muß zuerst darin gesehen werden, die limnologisch-ökologischen Zusammenhänge und das Zusammenspiel der einzelnen Komponenten - Tiere,

Pflanzen, Mikroorganismen, abiotische Faktoren - in den kleinen Stehgewässern im Sinne der reinen **Grundlagenforschung** zu betrachten. In diesem Zusammenhang beschäftigten sich *Eichler* mit den mikrobiellen Vorgängen im See, *Henatsch/Jüttner* mit der Dynamik flüchtiger organischer Substanzen, *Kimmerlin* mit der langjährigen Entwicklung von Phytoplankton-Populationen und *Zintz u.a.* mit Fragen der Fischfauna.

Neben dem Aspekt der Grundlagenforschung sollten die limnologisch-ökologischen Forschungsaktivitäten jedoch in *anwendungsorientierter Weise* auf die Beantwortung bestimmter Fragen ausgerichtet sein, die von seiten der Gesellschaft, vertreten durch Politik und Verwaltung, an die Wissenschaft gestellt werden. Hierzu gehören zum einen die Auswirkungen des **Eintrags von Nährstoffen** (Eutrophierung) auf die Gewässer (siehe die Langzeitauswirkungen des Phosphor-Dünge-Experiments von 1937/38 im Schleensee, Beitrag *Gide*, und Eintrag von Nährstoffen aus der Landwirtschaft am Beispiel des Arisberger Weihers, Beitrag *Seiffert*) sowie die Erforschung der **Auswirkungen von Therapiemaßnahmen** auf die Limnologie und Ökologie übermäßig stark belasteter Gewässer (Beiträge *Tille-Bachhaus u.a.* für eine Reihe von Therapiemaßnahmen wie seeinterne Phosphatfällung, ständige und intermittierende Zwangszirkulation am bayerischen Fischkaltsee und *Lorenz/Klee* für die Tiefenwasserableitung am Stadsee Bad Waldsee).

Zum anderen ist hier der Komplex der **Bioindikation** zu nennen. Diese Forschungsrichtung will durch die Untersuchung der Lebensgemeinschaften (Flora, Fauna, Mikroorganismen) zu biologisch begründeten Aussagen über den Zustand von Biotopen und hier speziell der kleineren Stehgewässer kommen. Wichtige grundlegende Anmerkungen zum Begriff der Bioindikation und zur Eignung von **Wasserpflanzen** als Bioindikatoren für Stehgewässer können dem Beitrag von *Konold u.a.* entnommen werden. Die Autoren zeigen anhand von Beispielen aus Oberschwaben und der französischen Franche Comté, daß Wasserpflanzen einen guten Ansatz für eine Bioindikation darstellen. So konnte am Beispiel des oberschwäbischen Gloggerweihers der Nachweis erbracht werden, daß aufgrund wasserchemischer Analysen gemachte Aussagen recht gut mit den durch die Kartierung der Wasserpflanzen erhaltenen Angaben über den Gewässerzustand korrelieren.

Schwieriger ist die Situation bei der Bewertung von Seen aufgrund von Untersuchungen der Fauna und des Planktons. Zwar existiert hier

mit dem Saprobienystem eine recht gute Beurteilungsmöglichkeit für Fließgewässer, die Übertragung auf Stehgewässer ist jedoch nach wie vor problematisch. Bezüglich einer faunistischen Bewertung von Stehgewässern stellt jedoch der Beitrag von *Hollnacher/Rahmann* einen neuen Ansatz dar, anhand der Käferfauna im Uferbereich Rückschlüsse auf den Zustand des betreffenden Stehgewässers zu ziehen. So ergibt ein Vergleich der Käferfauna zwischen dem weitgehend naturbelassenen und unter Naturschutz stehenden Vorsee und dem anthropogen beeinflussten Stockweiher deutliche Unterschiede zugunsten des Vorsees. Mit den Möglichkeiten, **Plankton-Gemeinschaften** zur Bioindikation von Stehgewässern heranzuziehen, befaßt sich der Beitrag von *Künmerlin*, der sich bisher allerdings - mangels längerfristiger Erfahrungen an kleineren Stehgewässern - vorwiegend auf Planktonuntersuchungen am Bodensee stützen muß. Ein besonders wichtiges Ergebnis dieser Untersuchungen ist die Feststellung, daß eine Bewertung von Stehgewässern anhand der Plankton-Lebensgemeinschaften zwar grundsätzlich möglich ist, hierfür jedoch Langzeituntersuchungen und, wegen des oft sehr raschen Wechsels in der Artenzusammensetzung, relativ häufige Probenahmeterminale erforderlich sind.

Zur angewandten Forschung gehören auch die im Zuge von **Seentherapien** durchzuführenden Voruntersuchungen. Auf diesen Punkten gehen *Strehle und Wömer* ein, die sich außerdem grundsätzliche Gedanken über Sinn und Grenzen solcher Maßnahmen machen. Ausführlich beschäftigt sich auch *Scharf* in seinem Beitrag über Konzepte zur Sanierung und Restaurierung kleinerer Stehgewässer am Beispiel der Eifelmaare mit dem Komplex der Voruntersuchungen, dem nach seinen Erfahrungen oft nicht die notwendige Beachtung geschenkt wird. Um hier Abhilfe zu schaffen, entwirft *Scharf* einen Untersuchungsplan, der neben den limnologischen Forschungsaufgaben auch die Kosten solcher Projekte mit einbezieht. Von zentraler Bedeutung ist hier vor allem die Frage nach der **zukünftigen Nutzung** des zu therapierenden Gewässers. Die Ausführungen des Autors haben dabei so grundlegenden Charakter, daß sie hier auszugsweise im Zitat wiedergegeben werden:

"Die zukünftige Nutzung des Gewässers und seines Einzugsgebietes ist vor der Entscheidung für eine bestimmte Therapiemaßnahme festzulegen. Sie bestimmt das Schicksal dieses Sees. Es ist die Aufgabe der Limnologen, meist in Zusammenarbeit mit einem Ingenieur, die Ent-

scheidungsgrundlagen zu erarbeiten. Es ist jedoch eine politische Entscheidung, die zukünftige Nutzung des Gebietes festzulegen. Diese Aufgabenteilung ist in der Vergangenheit nicht immer so klar gesehen und getrennt worden. Je besser die Voruntersuchungen sind, umso besser sind die Entscheidungsgrundlagen und umso eher werden sinnvolle Entscheidungen getroffen."

Die Frage nach den Entscheidungen über die zukünftigen Ziele des **Naturschutzes** generell und im Speziellen hinsichtlich der kleineren Stehgewässer stellt auch *Krahl*. Er verbindet sie mit der grundsätzlichen Forderung der Gesellschaft an die Wissenschaft, Antworten auf diese - zumindest teilweise politische - Frage zu geben. Nach Ansicht des Autors ist der Naturschutz am Scheideweg einer Selbstdefinition angehangt. Um eine für die nächsten Jahrzehnte - auch im Hinblick auf ein gemeinsames Europa - gültige Definition erarbeiten zu können, stellt der Autor einen diesbezüglichen Fragenkatalog auf.

Für die Beantwortung eines Teiles dieser Fragen gilt das von *Scharf* Gesagte: Die Entscheidung über die zukünftigen Ziele des Naturschutzes muß letztendlich auf der politischen Ebene fallen, sie wird jedoch umso fundierter sein, je besser die Vorgaben der Wissenschaft sind. Letztere wiederum kann dieser Anforderung jedoch nur gerecht werden, wenn sie das gesamte Ökosystem in ihren Untersuchungsplan mit einschließt. Ein **ökosystemarer Forschungsansatz** muß demzufolge interdisziplinärer ausgerichtet sein: Neben der Biologie mit ihren verschiedenen Fachrichtungen müssen nicht nur andere Naturwissenschaften wie Hydrologie, Geologie oder Archäologie beteiligt werden, sondern auch die Geistes- und Sozialwissenschaften, die sich mit den kulturhistorischen und modernen soziologischen sowie auch ethischen Entwicklungen und Bedürfnissen unserer Gesellschaft gleichermaßen zu befassen haben.

Erste Ansätze für eine derartige ökosystemare Betrachtungsweise der kleineren Stehgewässer wurden im vorliegenden Symposiumsband durch die Auswahl der einzelnen Berichtskomplexe aufgezeigt: Fallstudien zur Limnologie, Bioindikation, fischereiliche Nutzung, Konzepte zur Seentherapie und Freizeitnutzung sowie Aspekte zur kulturhistorischen Bedeutung der Stehgewässer. Besonders wichtig für einen solchen Ansatz sind hier die grundlegenden Gedanken, die *Rowek* zum Problem der Umwertung von Naturschutzkonzepten zusammengetragen

hat. Der Autor geht auch auf die Rolle von **Sekundärbiotopen** ein, deren Bedeutung im vorliegenden Band durch einen eigenen Abschnitt **Rechnung getragen** wurde (Beiträge *Henkel, Köberle, Mehlisch, Rahmann/Hollnaiter, König u.a.* sowie *Schenk u.a.*). Als Fazit seiner Ausführungen kommt **Roweck** zu dem Schluß, "daß alle Schutzstrategien und entwickelten Maßnahmen einem **naturverträglichen Gesamtkonzept** untergeordnet und in einer überregionalen Planung harmonisiert werden müssen, ehe wir sie auf die Natur loslassen."

Ein solches Gesamtkonzept kann nur in einer konzentrierten Aktion aller gesellschaftlichen Kräfte - Politik, Verwaltung und Behörden, Naturschutzorganisationen sowie Wissenschaft - erarbeitet werden. Diese Zusammenarbeit in der Praxis zu erwirken, ist allerdings Aufgabe der Politik, die auch die Bereitstellung der erforderlichen Finanzmittel für ein solches Projekt zu gewährleisten hat.

Dr. K. Zintz

Prof. Dr. H. Rahmann

Universität Hohenheim

Institut für Zoologie

Garbenstr. 30

7000 Stuttgart 70

Dipl. Agr.-Biol. Horst Weisser

Naturschutzzentrum Bad Wurzach

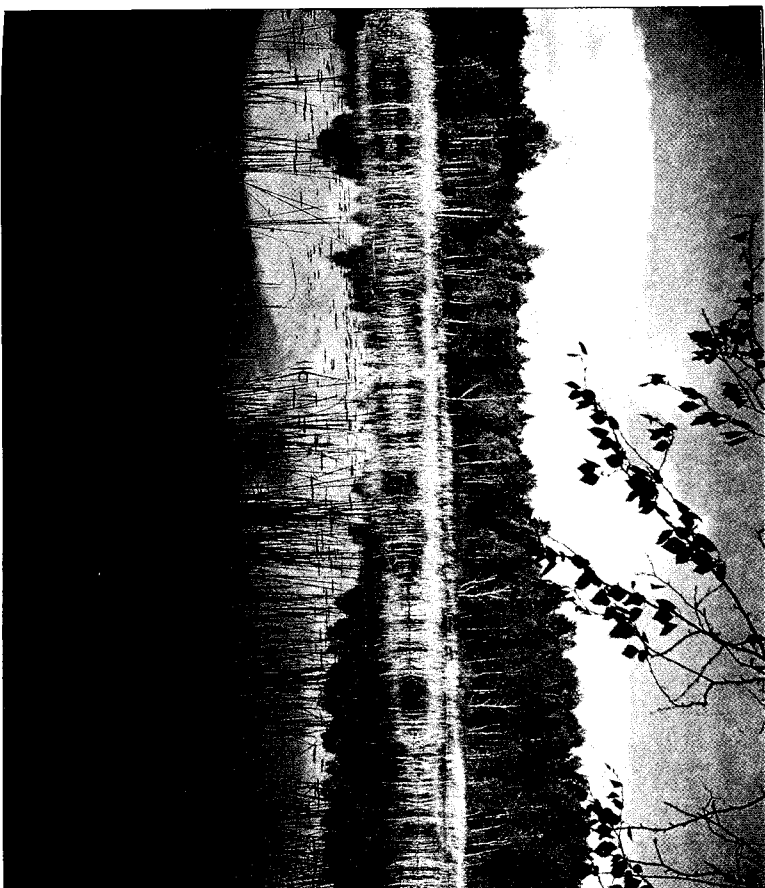
Mühltorstr. 3

7954 Bad Wurzach



FEUCHTGEBIETE

Ökologie, Gefährdung, Schutz



Herausgeber

Horst Weisser und Alexander Kohler

Limnologische Themen im Verlag Josef Margraf

Der Aal im Bodensee.

Rainer Berg (1988).
246 S., ISBN 3-924333-53-X; DM 49.-

Feuchtgebiete. Ökologie, Gefährdung, Schutz.

Horst Weisser und Alexander Kohler (Hrsg.) (1987,1990).
Intern. Feuchtgebiete-Symposium, Bad Wurzach, 1987.
326 S.; ISBN 3-8236-1129-1; DM 29.-

Fischereiliche Nutzung von Stillgewässern in
Naturschutzgebieten.

Klaus Zintz (1986).
531 S.; ISBN 3-924333-45-9; DM 59.-

Hilfe für kranke Seen.

Christian Steinberg und Klaus Zintz (1990).
ca. 200 S.; ISBN 3-924333-54-8; DM 45.-

Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer:

Klaus Zintz u.a. (Hrsg.) (1990).
Intern. Feuchtgebiete-Symposium, Bad Wurzach, 1990.
500 S.; ISBN 3-8236-1187-9; DM 35.-

Pioniervegetation im Amazonasgebiet Perus.

Ein pflanzensoziologischer Vergleich von vorandinem Flußufer
und Kulturland.

Franz Seidenschwarz (1986).
227 S.; ISBN 3-924333-48-3; DM 32.-

Schaichtal. Lebensraum Bachaue.

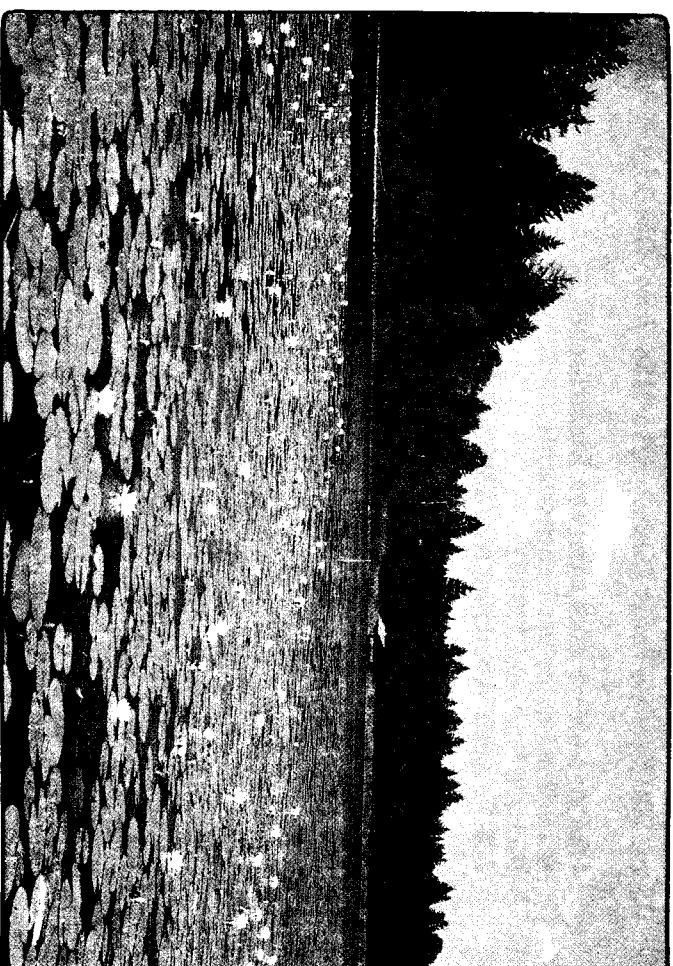
Manfred Ade u.a. (1985).
293 S.; 200 Abb. u. Zeichnungen; ISBN 3-924333-32-7; DM 38.-

Wasserpflanzen in Fließgewässern der Ostalb.

Uta Kahnt u.a. (1989).
163 S.; ISBN 3-8236-1174-7; DM 38.-

ÖKOLOGIE ⁴ aktuell

FISCHEREILICHE NUTZUNG VON STILLGEWÄSSERN IN NATURSCHUTZGEBIETEN



Klaus Zintz

UB WIEN



+AM68015909

**Ökologische Themen
im Verlag Josef Margraf**

Bioakustik der europäischen Laubheuschrecken.

Klaus-Gerhard Heller (1989).
358 S.; 150 S. mit Oszillogrammen und Photographien.
ISBN 3-8236-1165-8; DM 49.-

Das Bühler Tal bei Tübingen.

Natur bedroht durch Staudammpläne.
Arbeitskreis Bühler Tal (1990).
260 S.; zahlr. Abbildungen; ISBN 3-8236-1121-6; DM 38.-

Macchie, Garrigue, Wüste.

Ursachen des Rückgangs der mediterranen Wälder.
Valentin Thurn (in Vorbereitung).
ca. 200 S.; viele Fotos; ISBN 3-8236-1188-7; ca. DM 35.-

Ökophysiologie afrikanischer Riedfrösche.

Besiedlung extremer Lebensräume.
Richard Schmuck (1989).
208 S.; zahlr. Abbildungen; ISBN 3-8236-1191-7; DM 49.-

Rabenvögel. Ökologie und Schädwirkung von

Eichelhäher, Elster und Rabenkrähe.
Hinrich Rahmann u.a. (1988).
158 S.; 11 Zeichnungen; ISBN 3-8236-1156-9; DM 35.-

Umweltethik.

Verantwortung für den Menschen, Verantwortung für die Natur.
Alexander Kohler und Gerhard Scherhorn (Hrsg.) (1989).
21. Hohenheimer Umwelttagung, 1989.
123 S.; ISBN 3-8236-1167-4; DM 25.-

**Weißstorchzug. Ökologie, Gefährdung und Schutz des
Weißstorchs in Afrika und Nahost. WWF-Umweltforschung [3].**

Holger Schulz (1988).
459 S.; viele Fotos und Verbreitungskarten;
ISBN 3-8236-1141-0; DM 49.-