



Veröffentlichungen des
Kärntner Institutes für Seenforschung

Stappitzer See und Mallnitzer Seebach

Limnologische Untersuchung
2001 - 2002



Klagenfurt, November 2004



Stappitzer See





Mallnitzer Seebach und Seeausrinn

Fotos:

- I. Stappitzer See - Übersicht. Foto: K. Steiner
- II: Stappitzer See. Foto: G. Wieser
- III: Stappitzer See. Foto: L. Schulz
- IV: Stappitzer See. Foto: G. Wieser
- V: Mallnitzer Seebach. Foto: L. Schulz
- VI: Stappitzer See - Ausrinn. Foto: G. Wieser
- VII: Mallnitzer Seebach. Foto: G. Wieser

Inhaltsverzeichnis

Einleitung	2
Untersuchungsgebiet	3
Chemisch-physikalische Parameter des Stappitzer Sees und Mallnitzer Seebaches	4
Stappitzer See	4
Methode.....	4
Ergebnisse	4
Mallnitzer Seebach	11
Methode	11
Ergebnisse	11
Plankton - Leben im Wasser	14
Phytoplankton	14
Methode	14
Ergebnisse	15
Zooplankton	21
Methode	21
Ergebnisse	21
Bodenfauna (Makrozoobenthos)	30
Stappitzer See	30
Ergebnisse	30
Seeausrinn	32
Ergebnisse	32
Mallnitzer Seebach	34
Ergebnisse	34
Fischökologie	39
Methode.....	39
Stappitzer See	42
Ergebnisse	42
Mallnitzer Seebach	46
Ergebnisse	46
Bisherige Bewirtschaftung von Stappitzer See und Mallnitzer Seebach	48
Ergebnisse	48
Wasser- und Uferpflanzengesellschaften	50
Aufwuchsalgen (Phytobenthos)	50
Ergebnisse.....	50
Verlandungsprozesse	52
Tiefenkarte	53
Diskussion	55
Stappitzer See	55
Mallnitzer Seebach und Seeausrinn	58
Vorschläge für ein fischereiökologisches Management	59
Zusammenfassung	61
Abbildungsverzeichnis	64
Fotoverzeichnis	65
Tabellenverzeichnis	66
Literaturverzeichnis	67
Anhang	69

Einleitung

Schon in der Kärntner Sagenwelt hat der Stappitzer See eine wichtige Rolle gespielt. Der Lindwurm, der einst Unterkärnten in Angst und Schrecken versetzt hat, soll hier aus einem Hasenei geschlüpft und bei einem großen Hochwasser die Möll und Drau hinab bis nach Klagenfurt geschwemmt worden sein. Heute ist das „Naturdenkmal Stappitzer See“ als Kleinod inmitten unberührter Natur ein beliebtes Ausflugsziel, das im Nationalpark Hohe Tauern im äußeren Seebachtal liegt.

Gewässer der Gebirgsregionen weisen besondere ökologische Bedingungen auf, die besonders für Fische nur begrenzte Möglichkeiten zur erfolgreichen natürlichen Besiedlung und Fortpflanzung bieten. Erst aufgrund menschlicher Besatzaktivitäten, die in den Alpen bereits seit dem Mittelalter gepflogen werden, finden sich zunehmend Fischpopulationen in hochgelegenen Gewässern, die vorher über lange erdgeschichtliche Zeiträume nur von Kleinkrebsen oder Amphibien besiedelt waren (McNAUGHT et al. 1999, SCHABETSBERGER & JERSABEK 1998, PARKER et al. 2001, MACHINO & RIVIER 2002). Mit der Weiterentwicklung des Bergtourismus in den letzten hundert Jahren wurde diese Besatzaktivität noch erhöht, um den Angelsport auch in hochgelegenen Lagen als Freizeitgestaltung anbieten zu können.

Mit dem zunehmenden Massentourismus wurden in den Alpen wie auch in anderen Gebirgsregionen Europas viele ursprünglich nahezu unberührte Gebiete zugänglich gemacht und intakte Naturlandschaften stark verändert. Heute versucht man dieser Entwicklung durch Einrichtung von Schutzgebieten entgegenzuwirken. Nationalparks kommt dabei die besondere Rolle zu, in einem möglichst großen Gebiet menschliche Nutzungsansprüche und Natur in Einklang zu bringen, über ein entsprechendes Managementprogramm notwendige Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen zu erarbeiten und die Voraussetzungen für die nachhaltige Entwicklung der jeweiligen Region zu schaffen. Dies gilt auch für den Nationalpark Hohe Tauern.

Mit der biologischen Bestandsaufnahme des Stappitzer Sees wurde ein naturbelassenes alpines Gewässer untersucht, dessen Ergebnisse Grundlagen liefern, die zum besseren Verständnis von künftigen Gewässerentwicklungen beitragen.

Dazu wurden die chemisch-physikalische Situation des Wassers, das Phyto- und Zooplankton des Sees sowie die am Boden lebenden Organismen (Makrozoobenthos) und der Fischbestand des Sees und des Seebaches qualitativ und quantitativ erfasst.

Die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen des Sees und Seebachs tragen zur Bewertung der Gewässergüte bei. Ebenso geben sie Auskunft über den Artenreichtum des Naturdenkmales Stappitzer See und lassen Rückschlüsse auf die Ernährungssituation der einzelnen Glieder des Nahrungsnetzes zu. Erstmals wurde mit dieser Untersuchung für den Stappitzer See auch die planktische Vielfalt des Freiwassers - Pelagial - dokumentiert.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden die Daten gemäß den Anforderungen der Berichtspflicht für „NATURA 2000“ Gebiete bzw. Lebensraumtypen erhoben. Die Europäische Gemeinschaft beschloss am 21. Mai 1992 zur Erhaltung und Entwicklung der biologischen Vielfalt Europas die Flora-Fauna-Habitate-Richtlinie (FFH-Richtlinie). In dieser FFH-Richtlinie 92/43 des Rates sind die offiziellen Richtlinien zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Pflanzen und Tiere festgelegt. Mit dieser Richtlinie verpflichten sich die Mitgliedsstaaten unter anderem dazu, ein zusammenhängendes ökologisches Netz von Schutzgebieten aufzubauen, das den Namen „NATURA 2000“ trägt.

Die Studie zur Fischökologie des Stappitzer Sees und des Seebachs im Bereich der Ankogelgruppe im Nationalpark Hohe Tauern hat das Ziel einer umfangreichen Bestandsaufnahme und des Entwurfs von Managementvorschlägen für die Bewirtschaftung dieser beiden Gewässer. Beide Gewässer werden seit mehr als hundert Jahren zum Teil intensiv fischereilich bewirtschaftet. Aufgrund der geänderten Ausgangssituation durch die Schaffung eines Nationalparks bedarf es jetzt einer eingehenden Beurteilung dieser Bewirtschaftungsaktivitäten in Bezug auf das Ziel der langfristigen Erhaltung einer naturnahen Berglandschaft.

Bei der Erstellung eines Managementprogramms für die in einem Nationalpark gelegenen alpinen Gewässer ist zu beachten, dass häufig bestimmte

menschliche Einflüsse und Nutzungsinteressen - ähnlich wie in der Almwirtschaft - bereits seit längerer Zeit bestehen. Zur Erstellung eines Managementprogramms bedarf es daher der historischen Aufarbeitung der bisherigen, aber auch einer Feststellung der derzeitigen menschlichen Einflüsse auf das jeweilige Gewässer, sowie einer möglichst umfangreichen ökologischen Bestandsaufnahme. Diese Bestandsaufnahme sollte auch Vergleichsdaten aus früheren Untersuchungen in diesem Gewässer und aus anderen ähnlichen Habitattypen einbeziehen, um eine Einschätzung des ökologischen Ist-Zustandes zu ermöglichen. Zudem ist der Seebach als EU-Referenzstelle für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Fließgewässertypenregion: vergletscherte Zentralalpen) vorgeschlagen. Neben historischen und aktuellen Befunden zur menschlichen Einflussnahme auf diese beiden Gewässer stehen auch Daten aus früheren fischökologischen Untersuchungen zur Verfügung (FRIEDL et al. 1995). Besonderes Interesse kommt neben einer allgemeinen Erfassung der Umweltfaktoren und der Fischartengemeinschaft in den beiden Gewässern der Population des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus*) zu, die zumindest teilweise auf früheren Besatz aus anderen Gewässern zurückgeht. Dabei sollen neben Daten zu Wachstum, Ernährung und Reproduktionsbiologie dieser Population erstmals auch Untersuchungen zur Variabilität von Körperstrukturmaßen durchgeführt werden. Dies ermöglicht die Überprüfung der Hypothese, ob im Stappitzer See mehrere verschiedene Formen des Seesaiblings vorkommen.

Im Herbst des Jahres 2000 wurde das Kärntner Institut für Seenforschung von der Verwaltung des Nationalparks Hohe Tauern beauftragt, eine limnologische Bestandsaufnahme des Stappitzer Sees und des Mallnitzer Seebaches durchzuführen. Zusätzlich wurde im Rahmen des Projektes eine Echolotung des Sees zur Erstellung einer Tiefenkarte vorgenommen.

Untersuchungsgebiet

Das Naturdenkmal Stappitzer See (1.250 m ü. A.) liegt im äußeren Seebachtal, in der Außenzone des Nationalparks Hohe Tauern (Abb. 1). Das Tal erstreckt sich von der Hochalm Spitze (3.360 m) auf einer Länge von rund 14 km bis nach Mallnitz (1.190 m). Das Gebiet um Mallnitz einschließlich des Seebachtales gehört zu Gänze dem Bereich des Tauernfensters an, dessen Gesteine zu den penninischen Gebirgsbaueinheiten der Westalpen zählen. Das typische Trogtal wird hinsichtlich seiner Morphologie wesentlich durch den eiszeitlichen Gletscherschurf und einen postglazialen Bergsturz am Eingang des Mallnitztals geprägt. Durch die Verlegung des Talbodens als Folge des Bergsturzes hat sich ein See gebildet, welcher weit in das Seebachtal zurück reichte, sich jedoch allmählich wieder mit dem Geschiebe des Seebaches bzw. seiner Zubringerbäche auffüllte. Als Folge dieses Prozesses entstanden breite Verlandungszonen.

Tab. 1: Morphometrie des Stappitzer Sees.

Seehöhe:	1.250	m ü. A.
Fläche:	3,6	ha
Volumen:	130.000	m ³
Länge:	216	m
Breite:	150	m
max. Tiefe:	6	m
mittlere Tiefe:	3,6	m
Uferlinie:	680	m
Einzugsgebiet des Mallnitzer Seebaches bis zur Mündung des Tauernbaches:	34,5	km ²
Gebirgszug:	Ankogelgruppe (Hohe Tauern)	
Gemeinde:	Mallnitz	
Rechtswert:	439.522,7	
Hochwert:	208.778,0	

Der Stappitzer See mit einer Fläche von 3,6 ha (Tab. 1) und einer maximalen Tiefe von 6 m besitzt heute keine direkte Verbindung mehr mit dem Seebach. Der See ist einem kontinuierlichen Verlandungsprozeß ausgesetzt, welcher sich einerseits aus der biogenen Verlandung durch die Ausbreitung des Röhrichtgürtels und andererseits aus der sedimentativen Verlandung durch den Feinsand- und Schwebstoffeintrag aus dem hochwasserführenden Seebach ergibt.



Abb. 1: Übersichtskarte und Lage der Probestellen (für Chemie, Plankton, Makrozoobenthos und Phytobenthos).

Das Einschwemmen von Schwebstoffen und Feinsand ist heute durch die fehlende Direktanbindung an den Seebach jedoch nur bei größeren Hochwasserereignissen von Bedeutung, kann jedoch beachtliche Ausmaße annehmen (FRIEDL et al. 1995).

Chemisch-physikalische Parameter des Stappitzer Sees und Mallnitzer Seebaches

Eine ausgewogene chemisch-physikalische Situation bildet die Grundlage für das Leben in Gewässern. Die Zusammensetzung und Art der Wasserinhaltsstoffe beeinflussen die im Wasser lebenden Organismen auf vielerlei Arten. Mit Nährstoffanalysen und der Bestimmung physikalisch-chemischer Parameter werden jene Umwelteinflüsse erfasst, die für die Lebensgemeinschaft im Ökosystem See erforderlich sind.

Stappitzer See

Methode

Als Vorortwerte wurden die Parameter Wassertemperatur ($^{\circ}\text{C}$), Sauerstoffgehalt (mg/l), Elektrische Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) und pH-Wert im Vertikalprofil in den Tiefenstufen 1, 3 und 5 m gemessen. Die Messungen erfolgten anhand einer Multiparameter-sonde. Die Sichttiefe als Maß für die optische Qualität des Wassers wurde mit Hilfe einer genormten Secchi-Scheibe (Foto 1) ermittelt. Für die chemischen Analysen wurden Wasserproben in den festgesetzten Tiefenstufen entnommen. Zur Probenahme diente ein Schindlerschöpfer (5 Liter Volumen), der in die gewünschte Tiefe gebracht wurde. Die Proben wurden vom Umweltschuttlabor der Abt. 15, Umweltschutz und Technik, nach 48 festgesetzten Parametern analysiert (Tab. 2, Foto 2, 3), wovon im Folgenden nur die wichtigsten wie: Gesamt-Phosphor, Chlorophyll a, Stickstoff und Silizium näher beschrieben werden.

Ergebnisse

Sichttiefe

Der Stappitzer See zeigte zu den vier Untersuchungsterminen hohe Sichttiefenwerte, die zwischen 4 m und Grund lagen und den



Foto 1: Sichttiefenmessung mittels Secchi-Scheibe.
Foto: M. Reichmann

oligotrophen Charakter des Sees unterstreichen. Die Transparenz des Sees korrelierte gut mit der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons. Am 9. Oktober 2001 war bei niedrigster Algenbiomasse (457 mg/m^3) eine Sichttiefe bis zum Grund gegeben. Im Oktober des Jahres 2002 reichte die Sichttiefe nur bis 4,2 m während in dieser Tiefe die Algenbiomasse einen dreifach erhöhten Wert ($1.248,3 \text{ mg/m}^3$) aufwies.

Wassertemperatur

Die Wassertemperatur ist ein wichtiger Parameter, der eine Vielzahl von physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften beeinflusst. Physikalisch gesehen weist das Wasser einzigartige, temperaturabhängige Eigenschaften auf, die sich aus der Struktur der Wassermoleküle und ihrer Neigung, Aggregate zu bilden, ableiten lassen. Von allgemeiner Bedeutung sind die thermischen Dichteunterschiede. Wasser hat bei 4 °C seine größte Dichte, kühleres und wärmeres Wasser ist leichter und hat einen beträchtlichen Auftrieb. Diese Dichteanomalie des Wassers (Dichtemaximum oberhalb des Gefrierpunktes) ist dafür verantwortlich, dass das Tiefenwasser eines Sees nicht kühler als 4 °C ist und Gewässer von der Oberfläche her zufrieren. Aufgrund der Sonneneinstrahlung im Jahresrhythmus erwärmt sich die oberflächenschicht des Wassers. Durch die geringe Dichte des warmen Wassers

bildet sich eine Schichtung im See aus, die im Sommer am stabilsten ist. Obenauf liegt das warme, leichte Wasser, am Seegrund das kalte, schwere Wasser. Zwischen den beiden Schichten bildet sich die sogenannte Sprungschicht, das Metalimnion, aus. Das Metalimnion ist durch einen besonders steilen Temperaturgradienten (mehr als 1 °C Temperaturabfall je Meter) gekennzeichnet. Der Wasserkörper über dem Metalimnion wird als Epilimnion, unter dem Metalimnion als Hypolimnion bezeichnet. Die Phase der strengen thermischen Schichtung eines Sees wird „Sommerstagnation“ genannt. In flachen Seen kommt es aufgrund der geringen Tiefe nicht zur Ausbildung eines Temperaturgradienten, sie werden während des Sommers häufiger durchmischt.

Die Schichtung verhindert einen vertikalen Wasseraustausch und damit die Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers. Tiefere Seen unserer gemäßigten Breiten werden zweimal im Jahr, im Frühjahr und im Herbst, bei 4 °C Wassertemperatur und fehlender Schichtung durchmischt. Auslösende Kraft für die Zirkulationen ist der Wind, der von der Oberfläche her den gesamten Wasserkörper umwälzt. Mit der Zirkulation wird Sauerstoff in die Tiefe verfrachtet. Die Wassertemperatur beeinflusst auch die Löslichkeit von Gasen, so sinkt zum Beispiel der Sauerstoffgehalt des Wassers mit zunehmenden Temperaturen, während der Sauerstoffbedarf von Tieren steigt. Damit nimmt die Wassertemperatur auch in biologischer Hinsicht Einfluss auf die Aktivitäten von Organismen.

Im Stappitzer See wurde mit $14,1 \text{ °C}$ an der Oberfläche am 31. Juli 2002 ein Temperaturmaximum und am 1. Oktober 2002 mit $5,8 \text{ °C}$ in fünf Metern Tiefe ein Minimum gemessen. Mit Ausnahme des Termins am 31. Juli 2001 ist die Temperaturverteilung über die Wassersäule sehr homogen, was aufgrund der geringen Tiefe auch zu erwarten war (Abb. 2). Die geringe, aber oberflächlich im Juni und Juli stets über 4 °C liegende Wassertemperatur und die Tatsache, dass sich eine Sprungschicht (Juli 2001) nur bei entsprechender Einstrahlung ausbilden kann, charakterisieren den Stappitzer See als oberflächwarmen Hochgebirgssee (STEINBÖCK 1938).

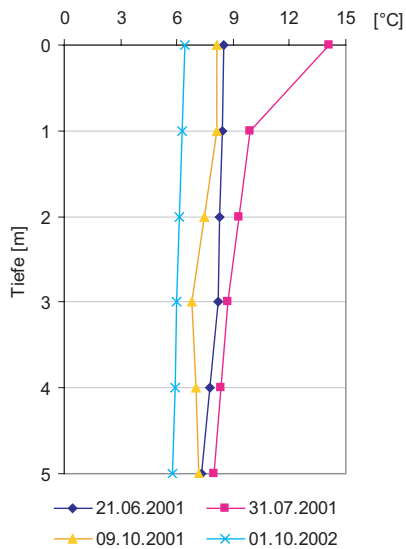


Abb. 2: Temperaturverteilung [°C] im Stappitzer See.

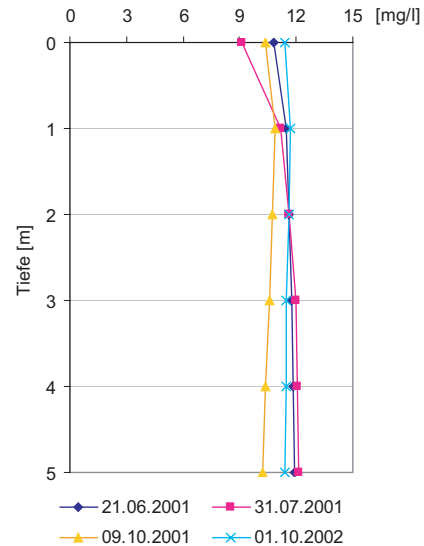


Abb. 3: Sauerstoffgehalt [mg/l] im Stappitzer See.

Sauerstoffgehalt

Sauerstoff ist für alle heterotrophen Organismen (Atmung) lebenswichtig, wobei am meisten Sauerstoff für die mikrobielle Mineralisation organischer Tier- und Pflanzenreste benötigt wird (Oxidationsmittel für Abbauprozesse).

Zum einen gelangt Sauerstoff mit der Zirkulation aus der Atmosphäre in den See, zum anderen durch die Photosyntheseaktivitäten autotropher Organismen (Pflanzen).

In sehr produktiven Seen können tagsüber Sauerstoffübersättigungen und nachts Sauerstoffdefizite auftreten. In geschichteten Seen (Sommer) können im Hypolimnion sauerstoffzehrende Vorgänge auftreten, die die Sauerstoffvorräte je nach Belastung mehr oder weniger stark angreifen. In oligotrophen (nährstoffarmen) Seen ist die hypolimnische Sauerstoffzehrung als Folge geringer Produktion während der Stagnation gering.

Im Stappitzer See ist die Sauerstoffverteilung im Vertikalprofil aufgrund der geringen Tiefe sehr homogen. Im Mittel sind $11,24 (\pm 0,7)$ mg Sauerstoff in einem Liter Seewasser gelöst. Der geringste Sauerstoffgehalt wurde am 31. Juli 2001 an der Oberfläche gemessen (9,1 mg/l). Das Sauerstoffminimum deckt sich also mit dem Temperaturmaximum.

Die restlichen Werte schwanken zwischen 10,2 und 12,1 mg/l (Abb. 3). Da in 5 m Tiefe keine Sauerstoff-

zehrung festgestellt werden konnte, ist von einer geringen Produktion und damit verbunden einer geringen Belastung auszugehen.

Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Maß für die Konzentration an gelösten Salzen. Eine höhere Salzkonzentration bedingt eine höhere Leitfähigkeit. Die Einheit für die Leitfähigkeit ist Micro-Siemens pro Zentimeter ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Eine hohe Salzkonzentration beeinflusst auch die Dichte und das Gewicht des Wassers. Ein Liter völlig salzfreies Wasser besitzt bei 4 °C ein Gewicht von 1 kg. Meerwasser wiegt dagegen bei derselben Temperatur 1,028 kg.

Im Stappitzer See beträgt die mittlere Leitfähigkeit $45,9 (\pm 4,9)$ $\mu\text{S}/\text{cm}$. Sie ist im Vergleich zu Tieflandseen sehr gering. Der Grund für die geringe Elektrolytkonzentration ist im kristallinen Untergrund des Einzugsgebietes zu suchen. Verglichen mit anderen Hochgebirgsseen (HONSIG-ERLENBURG & PSENNER 1986) liegt der Stappitzer See hinsichtlich der Leitfähigkeit im Mittelfeld. Eine Änderung der Leitfähigkeit in Abhängigkeit von der Wassertiefe ist im Stappitzer See nicht zu beobachten (Abb. 4).

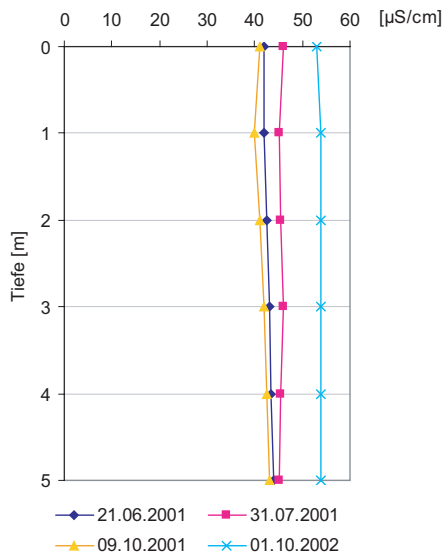


Abb. 4: Elektrische Leitfähigkeit [µS/cm] im Stappitzer See.

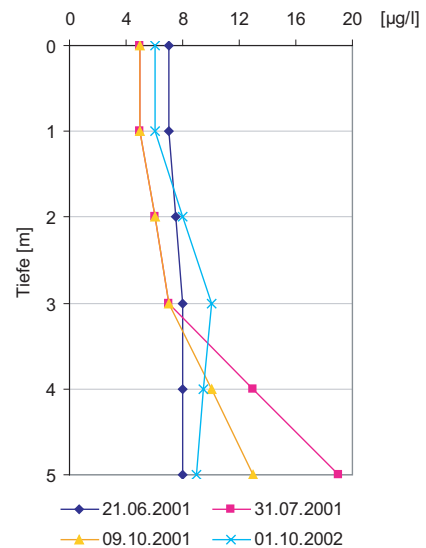


Abb. 5: Gesamt-Phosphor [µg/l] im Stappitzer See.

pH - Wert

Der pH-Wert sagt aus, ob ein Gewässer neutral ($\text{pH} = 7$), sauer ($\text{pH} < 7$) oder basisch ($\text{pH} > 7$) ist. Er ist ein Maß für das Verhältnis von OH^- und H^+ -Ionen. Bei saurer Reaktion überwiegt die Menge der H^+ -Ionen, bei basischer Reaktion die Menge der OH^- -Ionen.

Der pH-Wert unbelasteter Gewässer liegt zwischen 6,5 und 8. Höhere bzw. tiefere pH-Werte führen zum Verschwinden empfindlicher Arten. Ausschlaggebend für den pH-Wert ist der Gehalt an basischen Puffersubstanzen im Gestein des Einzugsgebietes. So haben Gewässer in Gebieten mit geringen Puffergehalt (kristallin) oft pH-Werte unter 7. Diese Gewässer sind entsprechend empfindlicher gegenüber saurem Regen. Gewässer die ganzjährig einen pH-Wert von 5,5 haben, können bei starkem Regen oder Schneeschmelze auf Werte unter 4,5 absinken. In solchen Gewässern kommen Schnecken und Muscheln nicht mehr vor, da ihre Kalkschalen von der Säure aufgelöst werden.

Hochgebirgsseen mit einem Einzugsgebiet aus kristallinem Untergrund gehören wegen ihrer geringen pH-Pufferkapazität zu den am stärksten gefährdeten aquatischen Systemen (HONSIG-ERLENBURG & PSENNER 1986).

Die pH-Wert Messungen im Stappitzer See ergaben, dass das Gewässer neutral bis leicht sauer ist. Die gemessenen Werte betragen 6,8 und

6,9 (Tab. 2) und ließen keine großen Aktivitäten in Bezug auf den Stoffwechsel der Primärproduzenten (bei starker Assimilation steigt pH Wert) erkennen.

Gesamt-Phosphor

Phosphor ist ein essentieller Nährstoff für die Primärproduzenten. Die Menge des pflanzenverfügbaren Phosphors (anorganisches Phosphat PO_4^-) bestimmt in den Seen unserer Breiten das Algenwachstum. Der Gesamt-Phosphor setzt sich aus einer anorganischen Komponente, der organisch gelösten sowie dem organisch gebundenen Phosphat zusammen. Die Gesamt-Phosphor-Konzentration eines Sees hängt vom externen Nährstoffeintrag, vom Zirkulationsverhalten des Sees und somit vom internen Stoffkreislauf ab. Phosphat kann aus dem Nährstoffkreislauf eines See eliminiert werden, da es sich an Sedimentteilchen anlagert oder mit Eisen reagiert und ausfällt. Im Sediment abgelagert stehen die Phosphorverbindungen für Algen und Wasserpflanzen nun nicht mehr zur Verfügung - solange zumindest, wie unmittelbar über dem Sediment Sauerstoff vorhanden ist.

Herrscht dagegen über dem Seegrund ein Sauerstoffdefizit, was während der Sommerstagnation in nährstoffreichen Seen die Regel ist (mikrobielle Abbauprozesse verbrauchen den Sauerstoff), kann das Phosphat aus dem Sediment

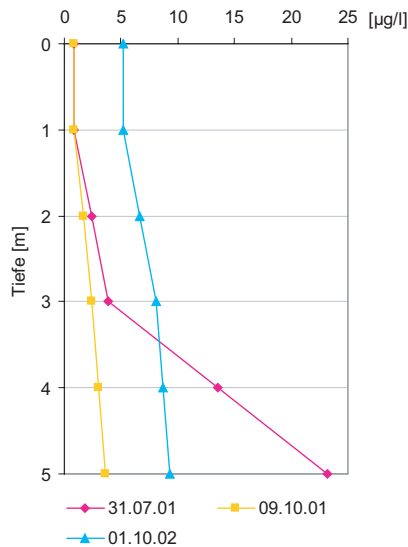


Abb. 6: Chlorophyll a [µg/l] im Stappitzer See.

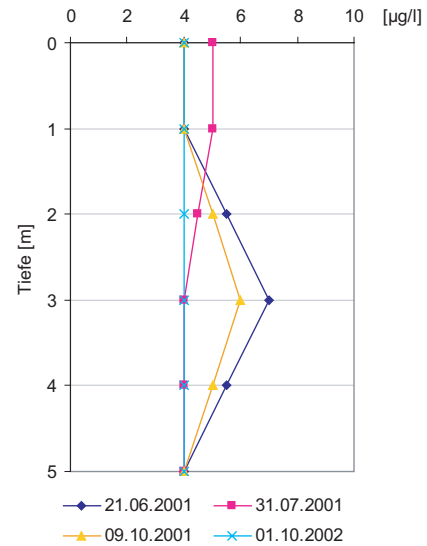


Abb. 7: Ammonium-N [µg/l] im Stappitzer See.

zurück ins Wasser diffundieren. Dieser Vorgang wird als „interne Düngung“ bezeichnet. In oligotrophen Seen spielt Phosphor - nicht zuletzt wegen der Phosphorfällung - als Minimumfaktor eine produktionshemmende Rolle.

Im Stappitzer See betrug die Gesamt-Phosphorkonzentration im Mittel $8,1 (\pm 3,2) \mu\text{g/l}$. Aufgrund dieses Wertes ist der Stappitzer See laut einer Studie der OECD 1982 (SCHWÖRBEL 1999) als oligotroph einzustufen. Während die Gesamt-Phosphorkonzentrationen bis in drei Metern Tiefe sehr stabil sind, zeigen sich in fünf Metern Tiefe an zwei Terminen deutliche Maxima (31. Juli 2001: $19 \mu\text{g/l}$, 9. Oktober 2001: $13 \mu\text{g/l}$) (Abb. 5). Dieser Anstieg ist auf die erhöhte Konzentration der Phytoplanktonbiomasse in dieser Tiefe zurückzuführen.

Chlorophyll a

Die wichtigsten Produzenten im Gewässer sind die Algen. Die Produktion der Algenbiomasse kann im Freiwasser direkt über die Bestimmung des Gehaltes an Chlorophyll a erfolgen. Das Pigment Chlorophyll a ist in allen Pflanzen zu finden, es fixiert Lichtenergie über den Prozess der Photosynthese in der Pflanze. Das bei der Photosynthese wirksame Licht umfasst die Wellenlänge 400 bis 700 nm und macht etwa 0,46 - 0,48 % der gesamten Strahlungsenergie aus. Allgemein steigt die Photosyntheserate mit zunehmender Lichtintensität an, erreicht ein

Plateau und nimmt bei weiterer Steigerung wieder ab. Auf den See bezogen bedeutet Licht- und Temperaturabhängigkeit der Photosynthese, dass die Hauptmenge der Produktion in den oberen durchlichteten Schichten stattfindet. Von großer Bedeutung ist die Fähigkeit der Lichtanpassung vieler Algen. Durch UV-A Strahlung (320 - 400 nm) wird in den obersten Wasserschichten die Chlorophyll a-Konzentration durch Lichtabsorption und damit die Primärproduktion vieler Algen vermindert (Lichthemmung).

Im Stappitzer See zeigt die Chlorophyll a-Konzentration, der geringen Nährstoffsituation folgend, einen ähnlichen Verlauf wie die Gesamt-Phosphorkonzentration (Abb. 6). Die niedrigeren Pigmentgehalte in den obersten Schichten sind als Folge der Lichthemmung an der Seeoberfläche zu interpretieren.

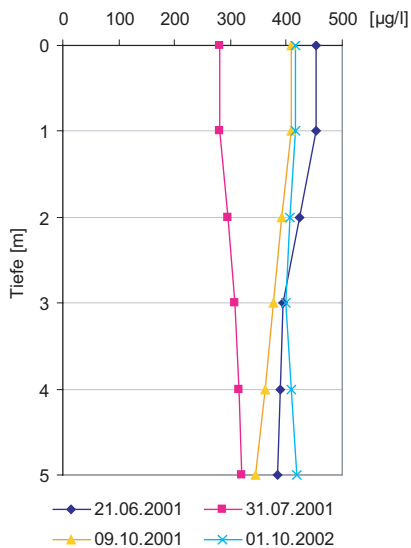


Abb. 8: Nitrat-N [µg/l] im Stappitzer See.

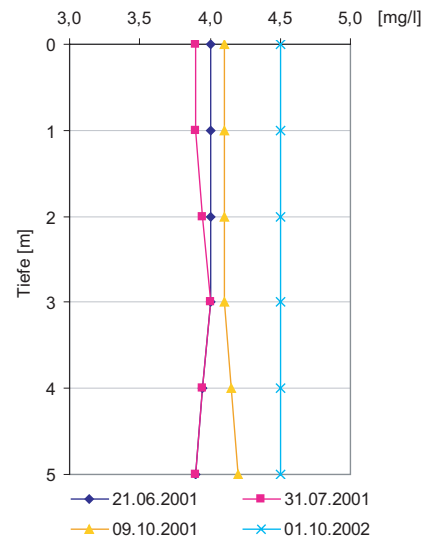


Abb. 9: Kieselsäure [mg/l] im Stappitzer See.

Stickstoff (N)

Stickstoff (N) ist neben Kohlenstoff (C) und Phosphor (P) der wichtigste Pflanzennährstoff. Die wichtigsten anorganischen Stickstoffverbindungen im Gewässer sind Nitrat und Ammonium. Ammonium dient wie das Nitrat als Pflanzennährstoff, ist aber gleichzeitig ein Maß für den Abbau von organischer Substanz, da Ammonium bei Fäulnisprozessen und beim Abbau von tierischem und pflanzlichem Material entsteht. Der Abbau erfolgt überwiegend in der Tiefe, über dem Seegrund. Steht hier genügend Sauerstoff zur Verfügung, wird Ammonium zu Nitrit und Nitrat oxidiert. In einem nährstoffarmen See wie dem Stappitzer See ist die Menge an organischem Material so gering, dass dieses vollständig remineralisiert werden kann. Daher ist auch die Ammonium-Konzentration sehr gering.

Im Stappitzer See wurde im Mittel eine Ammonium-Stickstoffkonzentration von $4,5 (\pm 0,8) \mu\text{g/l}$ gemessen. Die Maxima wurden jeweils in drei Metern Tiefe ($6 \mu\text{g/l}$ am 9. Oktober 2001 bzw. $7 \mu\text{g/l}$ am 21. Juni 2001) (Abb. 7) erreicht.

Nitrat-N ist in oligotrophen Gewässern mit ausreichender Sauerstoffversorgung immer in größeren Mengen vorhanden.

Im Stappitzer See wurden im Untersuchungszeitraum Nitrat-N-Konzentrationen zwischen $280 - 450 \mu\text{g/l}$ festgestellt (Abb. 8).

Auch die Nitrat-Konzentrationen liegen im Bewertungsbereich eines oligotrophen Sees.

Silizium (Kieselsäure)

Im Wasser gelöste Kieselsäure ist der wichtigste Baustoff für die Kieselschalen der Diatomeen (Kieselalgen) und von essentieller Bedeutung für deren Stoffwechsel.

Die Silizium-Konzentration im Stappitzer See zeigt weder zwischen den Probenahmeterminen noch zwischen den einzelnen Tiefenstufen große Differenzen, und bewegt sich im Mittel um die $4,1 (\pm 0,2) \text{mg/l}$ (Abb. 9).

Vergleich mit anderen Hochgebirgsseen

Vergleicht man die Ergebnisse der physikalisch-chemischen Untersuchung des Stappitzer Sees mit den Befunden für 30 andere Kärntner Hochgebirgsseen (HONSIG-ERLENBURG & PSENNER 1986), so zeigt sich, dass der Stappitzer See hinsichtlich aller gemessenen Parameter (Tab. 2) etwa im Mittelfeld liegt. Auffällig ist in diesem Zusammenhang, dass die aktuellen Ergebnisse für den Stappitzer See durchwegs niedrigere Werte zeigen als jene in der Arbeit von HONSIG-ERLENBURG & PSENNER aus dem Jahre 1986. So sank etwa die Gesamt-Phosphorkonzentration von $12 \mu\text{g/l}$ auf $8 \mu\text{g/l}$.

Auch die Ammonium-N-Konzentration hat deutlich abgenommen und sank von $33 \mu\text{g/l}$ auf $5 \mu\text{g/l}$. Dies weist auf ein niedrigeres Trophieniveau hin. Als eine mögliche Ursache ist die Abnahme von Überschwemmungsereignissen und damit verbunden weniger Stoffeinträge in Folge der befestigten Straße anzuführen.

Tab. 2: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen des Stappitzer Sees, verglichen mit den Ergebnissen der Untersuchungen der Arbeit von HONSIG-ERLENBURG & PSENNER (1986) „Zur Frage der Versauerung von Hochgebirgsseen in Kärnten“. Die mit (*) markierten Parameter weisen Vorortmesswerte aus. < Werte liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Mittelwerte (aus 0, 1, 3, 5 m) chemisch-physikalischer Untersuchungen	Einheit	21.06.2001	31.07.2001	09.10.2001	01.10.2002	Werte für den Stappitzer See (HONSIG-ERLENBURG & PSENNER 1986)	Mittelwert über alle Hochgebirgs- seen
SICHTTIEFE	cm	500	510	600	420		
WASSESTEMPERATUR*	°C	8,1	10,2	7,6	6,1		
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT*	µS/cm	47,3	50,0	50,0	50,0	83,0	45,0
pH-WERT*		6,9	6,8	6,8	6,8	7,1	6,8
SAUERSTOFFGEGHALT*	mg/l	11,5	11,1	10,5	11,5		
SAUERSTOFFSÄTTIGUNG*	%	117,3	116,8	102,5	107,8		
TOC	mg/l	1,0	0,9	0,7	0,7		
GESAMTHÄRTE	°dH	1,1	1,2	1,1	0,9		
KARBONATHÄRTE	°dH	2,8	2,8	1,2	0,9		
SÄUREBINDUNGSVERMÖGEN pH 4,3	mmol/l	1,0	1,0	0,4	0,3		
FREIE KOHLENSÄURE	mg/l				3,7		
CALCIUM gelöst	mg/l	6,5	6,7	6,5	6,1	10,9	6,1
MAGNESIUM gelöst	mg/l	< 1	< 1	< 1		1,2	1,9
NATRIUM gelöst	mg/l	1,0	0,8	0,8	0,8	1,1	0,6
KALIUM gelöst	mg/l	1,5	1,4	1,4	1,3	2,6	0,8
EISEN gelöst	µg/l	54,0			20,4		
MANGAN gelöst	µg/l	5,7			8,7		
CADMIUM gelöst	µg/l	< 0,1			< 0,1		
ZINK gelöst	µg/l	5,7			< 2		
KUPFER gelöst	µg/l	1,3			< 1		
ALUMINIUM gelöst	µg/l	24,3			< 10		
BLEI gelöst	µg/l	< 0,5			< 0,5		
CHROM gelöst	µg/l	< 0,5			< 0,5		
BOR gelöst	µg/l	< 10			< 10		
AMMONIUM-N	µg/l	5,0	4,3	4,7	< 4	33,0	44
NITRAT-N	µg/l	411	304	377	411	561	258
NITRAT	mg/l	1,8	1,3	1,7	1,8		
AMMONIAK frei	µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1			
HYDROGENKARBONAT	mg/l	61,0	61,0	26,4	19,9		
ORTHOPHOSPHAT-P	mg/l	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,0051	0,0017
KIESELSÄURE	mg/l	4,0	3,9	4,1	4,5	5,1	1,8
PHOSPHOR GESAMT	µg/l	7,6	9,2	7,7	8,1	12,0	19
SULFAT	mg/l	5,1	4,9	5,6	5,8	12,3	3,7
CHLORID	mg/l	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,4	0,9
SUMME KATIONEN	mval/l	0,4	0,4	0,4	0,4		
SUMME ANIONEN	mval/l	0,1	0,1	0,6	0,5		
CHLOROPHYLL B	µg/l		1,7	0,1	1,0		
CHLOROPHYLL A	µg/l		9,3	2,3	7,5		
PERIDININ	µg/l		0,1	0,1	0,1		
FUCOXANTHIN	µg/l		0,8	0,3	0,4		
ALLOXANTHIN	µg/l		0,2	0,2	0,5		
ECHINENON	µg/l		0,1	0,1	0,1		
GESAMTBIOMASSE	mg/m ³		1589,3	457,7	1248,3		
BACILLARIOPHYCEAE	%		39,7	48,3	17,0		
CRYPTOPHYCEAE	%		9,3	28,0	35,7		
CHLOROPHYCEAE	%		50,7	15,7	40,0		
CYANOPHYCEAE	%				7,0		
DINOPHYCEAE	%			8,0			

In Tabelle 2 sind die Ergebnisse der Untersuchungen an den vier Beprobungsterminen, aufgrund der homogenen Verteilung der Wasserinhaltsstoffe in Form von Mittelwerten aus den Tiefenstufen 1, 3 und 5 m zusammengefasst. Die mit (*) markierten Parameter weisen Vorortmesswerte aus. Weiteres werden in der Tabelle 2 die Ergebnisse für den Stappitzer See aus dem Jahr 1986 (HONSIG-ERLENBURG & PSENNER 1986) zitiert. Zum Vergleich findet sich auch eine Spalte mit Mittelwerten einzelner Parameter über alle damals untersuchten 30 Hochgebirgsseen.

Mallnitzer Seebach

Der Mallnitzer Seebach fließt im unteren Abschnitt des Seebachtales am Stappitzer See vorbei. Auf Höhe des Alpengasthofes Alpenrose mündet der Ausrinn des Stappitzer Sees in den Mallnitzer Seebach.

Methode

Die Wasserchemie des Mallnitzer Seebaches wurde im Rahmen dieses Projektes an zwei Stellen untersucht, der Ausrinn des Stappitzer Sees an einer Stelle. Die Probestelle „Mallnitzer Seebach - Höhe Stappitzer See“ und der „Stappitzer Seeausrinn“ wurden von 2001 bis 2002 an insgesamt 6 Terminen beprobt. Von der Probestelle des Seebaches an der Brücke des Gasthofes Alpenrose (EU-Referenzstelle) liegen hingegen im Untersuchungszeitraum Ergebnisse von 29 Beprobungsterminen vor. Zu jedem Termin wurde je eine Wasserprobe (1 Liter) aus der fließenden Welle entnommen und dem Umweltschuttlabor des Amtes der Kärntner Landesregierung, Abt. 15, zur Analyse übermittelt.

Ergebnisse

Wassertemperatur

Wegen der großen Turbulenzen und kontinuierlichen Mischung gibt es in Fließgewässern keine den Seen vergleichbare Temperaturschichtung. Sie zeigen aber einen charakteristischen Temperatur-

verlauf entlang der Fließstrecke. Quellen sind sehr temperaturkonstant, ihre Austrittstemperatur hängt in unseren Breiten von der Umgebungstemperatur im Einzugsgebiet ab und liegt bei 8 °C. Mit zunehmender Fließstrecke gleicht sich die Temperatur der fließenden Welle dann immer mehr der mittleren Temperatur der Luft an. Im Sommer steigt die Temperatur langsam an, im Winter nimmt sie ab. Dieser langsamen Veränderung ist eine tagesperiodische Variabilität überlagert. Kleine Fließgewässer mit geringem Volumen werden durch die Sonneneinstrahlung während des Tages aufgeheizt und kühlen in der Nacht wieder ab. Die tagesperiodische Schwankung kann bis zu 6 °C betragen. Große Gewässer mit großer Wärmekapazität zeigen nur geringe tagesperiodische Schwankungen. Wenn Fließgewässer in ihrem Verlauf einen See durchfließen, sind sie deutlich wärmer als vergleichbare, die keinen See passiert haben. Das liegt daran, dass der Abfluss eines Sees während der Sommerstagnation fast nur das erwärmte Oberflächenwasser (Epilimnion) des Sees aufnimmt. Der kühlere Zufluss schichtet sich in der seiner Temperatur entsprechenden Tiefe ein und verdrängt das warme Wasser nach oben. Fließgewässer werden je nach sommerlichen Höchsttemperaturen in sommerwarme (> 16 °C) und - kalte (< 16 °C) Fließgewässer unterschieden.

Während der Sommermonate wurden im Seeausrinn aufgrund des warmen austretenden Oberflächenwassers höhere Temperaturen als an den beiden Probestellen des Seebaches gemessen. Im Spätherbst lagen die Temperaturen im Seeausrinn aufgrund der stärkeren Abkühlung der oberflächenschicht des Sees niedriger.

Auch in den beiden Seebachstellen wurden zum Teil unterschiedliche Temperaturen gemessen. Nach der Mündung des Seeausrins in den Mallnitzer Seebach wurden auf Höhe des Gasthauses Alpenrose in den Sommermonaten um 1 °C höhere Temperaturen gemessen als im Seebach auf Höhe des Stappitzer Sees (Tab. 3). Im November 2001 war die Temperatur des Seebaches nahe dem Gasthaus Alpenrose durch den Einfluss des Seeausrins deutlich niedriger als bei der oberen Seebachprobestelle (Höhe Stappitzer See) .

Tab. 3: Wassertemperatur [°C] und elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$] im Mallnitzer Seebach und Seeausrinn.

Wassertemperatur [°C]	20.06.2001	21.06.2001	31.07.2001	09.10.2001	21.11.2001	01.10.2001
Mallnitzer Seebach - Höhe Stappitzer See	7,2	8,9	10,3	9,1	6	8,3
Stappitzer Seeausrinn	8,8	11,5	13,6	9,3	3	7
Seebach - bei GH Alpenrose	7,8		11,4	9	3,9	8,7

Elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	20.06.2001	21.06.2001	31.07.2001	09.10.2001	21.11.2001	01.10.2001
Mallnitzer Seebach - Höhe Stappitzer See	32	32	29	83	47	41
Stappitzer Seeausrinn	46	42	45	93	49	52
Seebach - bei GH Alpenrose	35		31	61	46	46

Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit gibt die Menge der im Wasser gelösten elektrisch geladenen Teilchen (Ionen), - Salze, an. Je nachdem welches Gestein im Einzugsgebiet vorhanden ist, kann die Leitfähigkeit natürlicher Weise zwischen 100 (sehr weiches Wasser) und 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (extrem hartes Wasser) liegen. Die Leitfähigkeit des Wassers an einem Untersuchungspunkt kann keine Aussage über den Belastungszustand eines Gewässers liefern. Es muss die Leitfähigkeit benachbarter Messstellen verglichen werden, um eine Erhöhung bedingt z. B. durch Abwässer zu erkennen.

Alle drei Probestellen weisen geringere Leitfähigkeitswerte als der See auf. Da sich im See wegen des stehenden Charakters mehr Nährsalze anreichern als im fließenden Wasser, liegt im Seeausrinn die Leitfähigkeit aufgrund des Abflusses des Seewassers etwas höher als in den Probestellen des Seebaches (Tab. 3).



Foto 2: Umweltlabor, Abt. 15. Foto: G. Santner

pH-Wert

Der pH-Wert ist ein Maß für den Gehalt an Wasserstoffionen. Die Versauerung der Gewässer ist in hohem Maß abhängig von der Pufferkapazität des Wassers der anstehenden Bodenhorizonte und den Niederschlags- und Abflussverhältnissen. Wegen des ungepufferten Abfließens kommt es bei Starkregen oder Schneeschmelze zu einer pH-Wert-Erniedrigung.

Die pH-Werte der drei Fließgewässerstellen schwankten zwischen 6,7 bis 8,9. An der Probestelle auf Höhe des „Gasthofes Alpenrose“ wurde im Mittel ein pH-Wert von 7,3 ($\pm 0,6$ Stabw.; $n = 29$) gemessen. An der Messstelle auf Höhe des Sees lag der Mittelwert bei 7,4 ($\pm 0,4$ Stabw.; $n = 6$) und im Seeausrinn bei 7,2 ($\pm 0,3$ Stabw.; $n = 6$). Diese Werte liegen um den Neutralpunkt und lassen ein geringes Potential an Pufferkapazität erkennen.

Gesamt-Phosphor

Der Gesamt-Phosphor ist in Fließgewässern oft nur in geringen Konzentrationen vorhanden. In sehr sauberen, natürlichen Gewässern kann daher der Phosphor zum limitierenden Faktor für die Primärproduktion werden, was aber viel seltener ist als in entsprechenden Seen. Wie bereits erwähnt, setzt sich der Phosphor aus mehreren Fraktionen zusammen (anorganischem, organisch gelöstem und organisch gebundenem Phosphat), wobei in naturnahen Fließgewässern der partikulär organisch gebundene Phosphor überwiegen kann. Der Phosphorgehalt kann extrem schwanken und nach großen Unwettern stark zunehmen. In einen Fluss eingebrachte Phosphate werden über Transport im Wasser, Bindung im Sediment, vor allem an Eisen und Aufnahme durch Organismen (bis zu seiner Wiederfreisetzung) rasch eliminiert.

Tab. 4: Gesamt-Phosphor [$\mu\text{g/l}$] und Ammonium-Stickstoff [$\mu\text{g/l}$] im Mallnitzer Seebach und Seeausrinn.

Gesamt-Phosphor [$\mu\text{g/l}$]	20.06.2001	21.06.2001	31.07.2001	09.10.2001	21.11.2001	01.10.2001
Mallnitzer Seebach - Höhe Stappitzer See	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Stappitzer Seeausrinn	11	10	7	< 5	6	7
Seebach - bei GH Alpenrose	< 5		< 5	< 5	6	< 5

Ammonium - Stickstoff [$\mu\text{g/l}$]	20.06.2001	21.06.2001	31.07.2001	09.10.2001	21.11.2001	01.10.2001
Mallnitzer Seebach - Höhe Stappitzer See	7	7	5	< 4	15	9
Stappitzer Seeausrinn	18	10	11	8	5	5
Seebach - bei GH Alpenrose	13		7	10	17	10

Der Phosphorgehalt des Seebaches ist sehr gering. Auf Höhe des Stappitzer Sees lagen die Werte an den Beprobungsterminen stets unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< 5 \mu\text{g/l}$). Im Seeausrinn wurden aufgrund des nährstoffreicheren Seewassers hingegen Werte von bis zu $11 \mu\text{g/l}$ festgestellt (Tab. 4). Die Einmündung des Seeausrines zeigte im Seebach auf Höhe des Gasthauses Alpenrose keinen großen Einfluss auf die Nährstoffsituation des Seebaches. Dies ist einerseits darin begründet, dass das phosphorreichere Wasser des Seeausrines recht schnell durch das phosphorärmere Bachwasser verdünnt und andererseits entlang einer relativ kurzen Fließstrecke über Bindung im Sediment oder durch die Aufnahme von Organismen reduziert wird (Selbstreinigung).

Ammonium- Stickstoff

Die wichtigsten Quellen für den Stickstoffhaushalt der Fließgewässer sind der Nitratintrag und das aus dem Eiweißabbau stammende Ammonium. Die Ammoniumproduktion (NH_4^+) kann in stehenden

Gewässern bei Sauerstoffmangel zur Bildung von Ammoniak (NH_3) führen, in Fließgewässern bei guter Sauerstoffversorgung wird er jedoch schnell oxidiert. Stickstoff- und Sauerstoffhaushalt sind eng aneinander gekoppelt. In naturnahen Gewässern sind die Stickstoffgehalte nach dem herbstlichen Laubfall und nach den Frühjahreseinschwemmungen am höchsten, im Winter bei gefrorenen Böden am geringsten.

Im Seebach wird auch im Ammonium-Stickstoffgehalt der Einfluss des Stappitzer Sees sichtbar. Unterhalb der Einmündung des Seeausrines wurden im Seebach stets höhere Stickstoffwerte nachgewiesen als auf Höhe des Stappitzer Sees. Dennoch sind die Konzentrationen im Allgemeinen sehr gering. Niedrige Ammonium-Stickstoffkonzentrationen weisen auf geringe Mengen an abbaubarer organischer Substanz hin (Tab. 4).



Foto 3: Umweltlabor, Abt. 15. Foto: G. Santner

Plankton - Leben im Wasser

Der Großteil der Lebewelt eines Sees wird nicht von den mit freiem Auge „sichtbaren“ Organismen wie Fische und Unterwasserpflanzen gebildet, sondern von mikroskopisch kleinen Pflanzen und Tieren, die als Plankton bezeichnet werden. Unter Plankton versteht man die Gesamtheit der im Wasser schwebenden pflanzlichen und tierischen Lebewesen, die keine oder nur eine geringe Eigenbewegung haben, sodass Ortsveränderungen überwiegend durch Wasserströmungen erfolgen. Planktonorganismen haben meist besondere Körperformen, die das Absinken im Wasser verlangsamen, wie z. B. Ölkugeln, Gasblasen oder lange Körperfortsätze in Form von Borsten, Haaren und Stacheln. Pflanzliches Plankton wird als Phytoplankton und tierisches als Zooplankton bezeichnet.

Phytoplankton

Das Phytoplankton ist die Grundlage des Lebens im Wasser. Die Schwebalgen sind, wie alle grünen Pflanzen, in der Lage aus Kohlendioxid (CO_2), Wasser und Sonnenenergie Biomasse aufzubauen. Da bei diesem Prozess auch Sauerstoff frei wird, schaffen sie die Basis für alle anderen Organismen im Wasser. Das Phytoplankton wird daher als Primärproduzent bezeichnet.

Im Nahrungsnetz eines Sees stellt das Phytoplankton die Basis dar, auf der alle anderen Lebensvorgänge beruhen. Ein gewisser Anteil dieser Phytoplanktongemeinschaft stirbt laufend ab und sinkt dabei in die Tiefe des Gewässers, ein anderer Teil wird von den Mitgliedern des Nahrungsnetzes (kleinen Krebsen und Rädertieren) gefressen. Während des Absinkvorgangs werden die toten Planktonorganismen von Bakterien und Pilzen wieder weitgehend in ihre mineralischen Bestandteile zerlegt. Bei diesem Abbau und bei den Stoffumsätzen in den höheren Stufen des Nahrungsnetzes - dem Zooplankton und den Fischen - wird Sauerstoff verbraucht. Sauerstoff ist in den Seen bekanntlich nur begrenzt vorhanden und wird vor allem durch Zirkulations- und Assimilationsvorgänge wieder ins Gewässer eingebracht.

Methode

Die Probeentnahme erfolgte über der tiefsten Stelle des Sees. Mit Hilfe des Schindlerschöpfers (Foto 4) wurden aus den Tiefenstufen 1, 3 und 5 m ca. 70 ml Wasser abgefüllt und das Phytoplankton mittels Lugol'scher Lösung (Jod-Kaliumjodid) fixiert.



Foto 4: Schindler-Schöpfer. Foto: M. Reichmann

Zur Bestimmung der Biomasse wurde das Phytoplankton nach UTERMÖHL (1958) in Verbundkammern mit Hilfe eines Umkehrmikroskops gezählt und das Ergebnis mit dem Körpervolumen der Algen multipliziert. Um das Körpervolumen der Schwebalgen zu bestimmen, werden die Algen vermessen und einfachen geometrischen Formen wie z. B. Kugeln, Spindeln oder Quadern zugeordnet. Das spezifische Gewicht der Algen entspricht jenem des Wassers, sodass man das Volumen (cm^3) direkt in die Biomasse (mg) überführen kann.

Zwischen den beprobten Tiefenstufen wurden die Biomassewerte in Ein-Meter-Schritten linear interpoliert.

Neben den quantitativen Phytoplanktonproben wurden an jedem Probenahmeterrmin Netzzüge ($10 \mu\text{m}$) gewonnen, die mit Pfeifferscher Lösung fixiert wurden. Die Netzzüge wurden zur Bestimmung des Arteninventars ausgewertet.

Ergebnisse

Artenzusammensetzung des Phytoplanktons

Im Untersuchungszeitraum wurden im Stappitzer See 25 Phytoplanktonarten und -formen (Tab. 5) gefunden, die sechs Algenklassen zugeordnet werden.

Tab. 5: Im Untersuchungszeitraum nachgewiesene Phytoplanktonarten.

Name	Lateinischer Name
Bacillariophyceae	<i>Asterionella formosa</i>
(Kieselalgen)	<i>Fragilaria construens</i>
	<i>Fragilaria crotonensis</i>
	<i>Melosira varians</i>
	<i>Fragilaria acus</i>
	<i>Fragilaria</i> sp.
	<i>Tabellaria fenestrata</i>
Chlorophyceae	<i>Chlamydomonas</i> sp.
(Grünalgen)	<i>Coenococcus planctonicus</i>
	<i>Pediastrum boryanum</i>
	<i>Pediastrum tetras</i>
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
Conjugatophyceae	<i>Sphaeroszma granulatum</i>
(Jochalgen)	<i>Staurastrum</i> sp.
Chrysophyceae	<i>Erkenia subaequiciliata</i>
(Goldalgen)	<i>Mallomonas</i> sp.
	<i>Uroglena</i> sp.
Cryptophyceae	<i>Cryptomonas</i> sp.
(Schlundalgen)	<i>Katablepharis phoenikoston</i>
	<i>Rhodomonas minuta</i>
Dinophyceae	<i>Gymnodinium</i> sp.
(Panzeralgen)	<i>Peridinium</i> sp.
	<i>Peridinium aciculiferum</i>
Versch. Formen	Coccale Formen

Kieselalgen (Bacillariophyceae)

Kieselalgen oder Bacillariophyceae sind schon aus der Kreidezeit bekannt. Die Klasse zeichnet sich durch Kieselsäureeinlagerungen in den Zellwänden aus, wodurch die Zellwände hart und widerstandsfähig werden. Dieser Panzer umschließt den Zellkörper in Form von zwei Theken (Schalenhälften).

Man unterscheidet zwischen den centralen und den pennaten Kieselalgen. Erstere zeichnen sich durch kreisrunde, unbewegliche Zellen aus, die sich zu langen Fäden vereinigen können. Die pennaten Kieselalgen bilden langgestreckte Zellen. Kieselalgen besiedeln den freien Wasserkörper von Seen und bilden Aufwüchse auf festem Substrat stehender und fließender Gewässer.

* Ordnung Centrales

Die Ordnung Centrales ist im Stappitzer See durch 1 Art, *Melosira varians*, vertreten.

Faden-Kieselalge (*Melosira varians*)

Melosira varians (Foto 5) bildet Ketten aus trommelförmigen Zellen aus. Die Zellen sind rund 20 µm lang und zwischen 8 und 35 µm breit. *Melosira varians* ist eine Uferform in stehenden und fließenden Gewässern.



Foto 5: *Melosira varians*. Foto: G. Deisinger

* Ordnung Pennales

Fenster-Kieselalge (*Tabellaria fenestrata*)

Tabellaria fenestrata (Foto 6) bildet Kolonien aus zickzack- oder sternförmig angeordneten Zellen. Die Länge schwankt zwischen 30 und 140 µm und die Breite zwischen 3 und 9 µm.

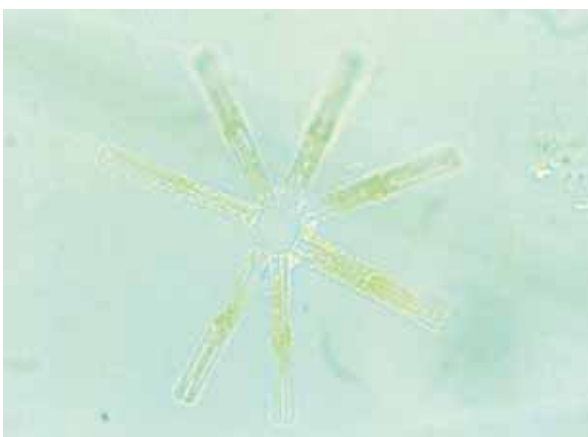


Foto 6: *Tabellaria fenestrata*. Foto: M. Mairitsch

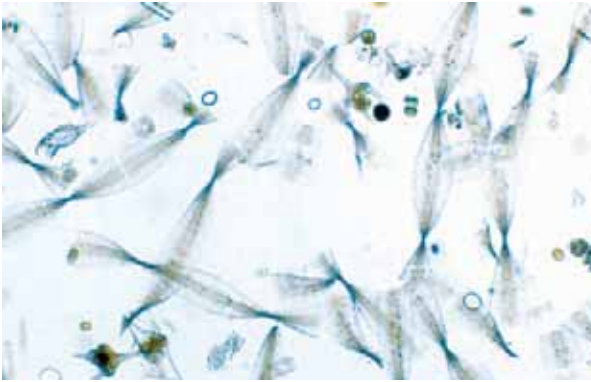


Foto 7: *Fragilaria crotonensis*. Foto: G. Deisinger



Foto 9: *Asterionella formosa*. Foto: G. Deisinger

Kamm-Kieselalge (*Fragilaria crotonensis*)

Die langen (40 bis 150 µm) und sehr schmalen (1 bis 3 µm) Zellen bilden „lauskammähnliche“ Kolonien. *Fragilaria crotonensis* (Foto 7) kann vor allem in den Sommermonaten zur Massenentwicklung gelangen.

Dickbauchige Bruch-Kieselalge (*Fragilaria construens*)

Im Habitus erinnert *Fragilaria construens* an *Fragilaria crotonensis*. Die Schalen von *Fragilaria construens* sind im Umriss stark veränderlich. Die Zellen sind 7 bis 30 (50) µm lang und 5 bis 12 µm breit. Die Art tritt in allen Gewässern oft sehr zahlreich auf.

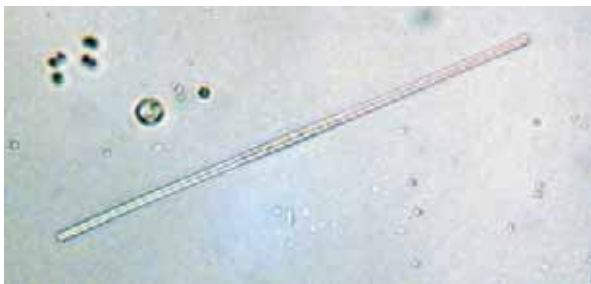


Foto 8: *Fragilaria acus*. Foto: J. Mildner

Nadel-Kieselalge (*Fragilaria acus*)

Wie der Name schon vermuten lässt, handelt es sich um eine sehr langgestreckte (100 bis 300 µm) und schmale (ca. 6 µm in der Mitte, ca. 1,5 µm an den Enden) Art. *Fragilaria acus* (Foto 8) kommt häufig im Litoral (Uferregion) von Gräben und Teichen vor. Im Plankton von Seen handelt es sich meist um die noch deutlicher gestreckte Unterart *Fragilaria acus angustissima*.

Schwebesternchen (*Asterionella formosa*)

Asterionella formosa (Foto 9) formiert sich sternförmig zu meist achtzelligen Kolonien. Die Einzelzelle ist langgestreckt (40 bis 130 µm lang und rund 2 µm breit).

Grünalgen (Chlorophyceae)

Die Klasse der Chlorophyceae setzt sich aus acht Ordnungen zusammen, die hinsichtlich ihrer Organisationsstufen recht heterogen sind. Im Stappitzer See wurden Vertreter aus 2 Ordnungen gefunden:

* Ordnung Volvocales (Grünmonaden):

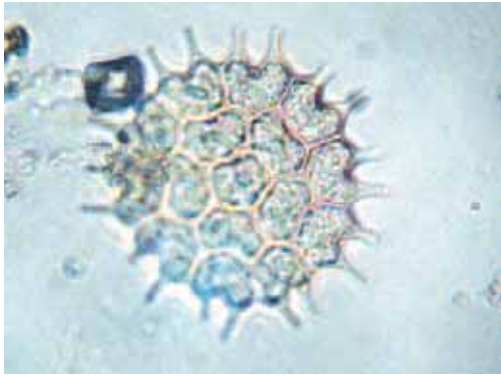
Diese Ordnung beinhaltet alle Grünalgen, die dem Flagellatentypus zugeordnet werden. Sie können sich mittels zweier Geißeln aktiv bewegen und leben solitär oder sind in Kolonien organisiert. Die Organisation der Kolonie geht bis zur Arbeitsteilung der Zellen und, wie im Falle von *Volvox* sp., sogar bis hin zur Ausbildung unterschiedlicher Koloniebezirke mit unterschiedlichen Funktionen.

Hüllenflagellat (*Chlamydomonas* sp.)

Chlamydomonas - Arten zeigen unter veränderlichen Umweltbedingungen eine große Variationsbreite.

* Ordnung Chlorococcales (coccale Algen)

In dieser Ordnung sind alle unbeweglichen, geißellosen und von einer Zellwand umschlossenen Formen zusammengefasst. Chlorococcale Grünalgen bilden häufig den Hauptanteil am Plankton kleinerer, nährstoffreicher Seen.

Foto 10: *Pediastrum boryanum*. Foto: J. Mildner

Geschwänzte Gürtelalge (*Scenedesmus quadricauda*)

Scenedesmus quadricauda bildet Kolonien aus 4, 8 oder 12 Zellen. Die beiden Endzellen tragen je zwei nach außen gebogene Stacheln.

Warziges Zackenrädchen (*Pediastrum boryanum*)

Namensgebend für diese Art sind die knöpfchenartig auslaufenden Randzellen. *Pediastrum boryanum* (Foto 10) bildet Kolonien mit bis zu 128 Einzelzellen aus. Die Zellen können einen Durchmesser von bis zu 40 µm erreichen.

Goldalgen (Chrysophyceae)

Die meisten Goldalgen sind recht klein und oft ohne feste Zellwand. Manche Arten bauen Gehäuse. Namensgebend sind ein bis zwei goldbraune Chloroplasten. Einige Chrysophyceae tragen zwei oft ungleich lange Geißeln. Ungünstige Umweltbedingungen können viele Arten in Form von Dauerstadien (Cysten) überstehen. Viele Arten können mit Hilfe von Scheinfüßchen (Pseudopodien) feste Nahrung aufnehmen.

Nano-Goldalge (*Erkenia subaequiciliata*)

Die Zelle ist mit 5 - 9 µm Länge und 3 - 5 µm Breite sehr klein. Vor allem im Frühjahr kommt *Erkenia subaequiciliata* oft massenhaft im Seeplankton vor.

Mallomonas sp.

Die Gattung *Mallomonas* beinhaltet nur solitär lebende Arten. Sie besitzt auf die Hülle aufgelagerte Kieselplättchen (Schuppen). Ein weiteres wichtiges systematisches Merkmal sind meist relativ lange Borsten oder Nadeln.

Foto 11: *Uroglena* sp. Foto: G. Deisinger

Uroglena sp.

Die Gattung *Uroglena* (Foto 11) beinhaltet koloniebildende Formen mit zwei ungleich langen Geißeln. Der Protoplast ist eiförmig.

Panzeralgen (Dinophyceae)

Die namensgebende Panzerung kann fehlen oder sehr massiv sein. Charakteristisch für die Panzeralgen sind je eine Längs- und eine Quergeißel, die in eigenen Furchen liegen.

* Ordnung Peridinales (Dinoflagellaten):

Panzerflagellat (*Gymnodinium* sp.)

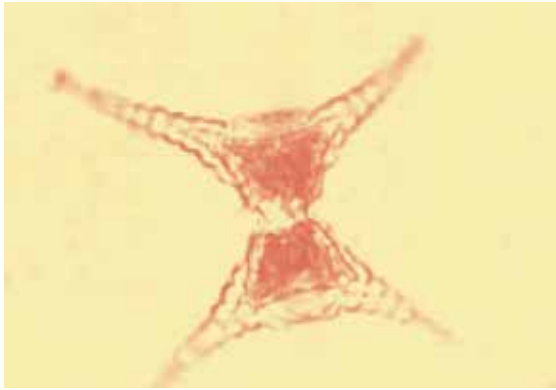
Trotz des Synonyms „Panzerflagellat“ sind die Vertreter der Gattung *Gymnodinium* nackt oder nur von einem Periplast umgeben. Die Querrfurche verläuft in der äquatorialen Ebene des Protoplasten.

Panzertafelflagellat (*Peridinium* sp.)

Peridinium sp. zeigt eine deutliche Panzerung. Der Habitus erscheint kugel- bis eiförmig. Die Querrfurche verläuft meist etwas unterhalb der Körpermitte. Der Panzer besteht aus art- bzw. gruppenspezifisch geformten Zellulosetafeln.

Jochalgen (Conjugatophyceae)

Die Klasse der Jochalgen beinhaltet nur Süßwasserformen. Man unterscheidet die einzelligen Zieralgen (Ordnungen Desmidiales, Mesotaeniales und Gonatozygales) von den Faden-Jochalgen (Zygnemales), die aus unverzweigten Fäden bestehen.

Foto 12: *Staurastrum* sp. Foto: G. DeisingerFoto 13: *Cryptomonas* sp. Foto: G. Deisinger

* Ordnung Desmidiiales:

Stachelstern (*Staurastrum* sp.)

Das Merkmal der Ordnung ist die Zweiteiligkeit der Zellwand. Die Enden der Zellen der Gattung *Staurastrum* (Foto 12) laufen in schmalen Fortsätzen (Armen) aus. Man unterscheidet 4- und 6-armige Vertreter.

Cryptophyceae

Die Klasse der Cryptophyceae beinhaltet nur Flagellatenformen. Typisch für die Zellen ist ihre Asymmetrie. Sie sind abgeflacht und ohne Hülle. Des Weiteren sind die Zellen durch zwei geringfügig unterschiedlich lange Geißeln gekennzeichnet.

Rhodomonas minuta

Die Zellen sind kegelförmig mit einem verbreiterten Vorderende. Die Länge beträgt zwischen 9 und 14 μm , die Breite zwischen 4 und 7 μm .

Schlundflagellat (*Cryptomonas* sp.)

Die Zellen sind eher walzenförmig (Foto 13). Die Länge schwankt zwischen 7 und 80 μm .

Individuendichte und Biomasse

Für den ersten Probenahmetermin am 21. Juni 2001 ergab sich eine mittlere Biomassekonzentration (Abb. 10) von rund 410 mg/m^3 . Die oberste Tiefenstufe wies aufgrund der Lichthemmung nahe der Oberfläche nur eine Konzentration von ca. 240 mg/m^3 auf. Die höchste Biomassekonzentration zeigte sich bei 3 m Tiefe mit rund 780 mg/m^3 . Mit zunehmender Tiefe nahm die Biomasse wieder ab. In 5 m Tiefe betrug die Konzentration nur mehr

275 mg/m^3 . Hinsichtlich der Artenzusammensetzung waren *Rhodomonas minuta* (Cryptophyceae) mit einem Biomasseanteil von 47 % und *Fragilaria acus* (Kieselalgen) mit 42 % die am stärksten repräsentierten Arten.

Beim zweiten Termin am 31. Juli 2001 (Abb. 11) betrug die mittlere Biomassekonzentration ca. 730 mg/m^3 . Die einzelnen Tiefenstufen unterschieden sich jedoch erheblich in ihren Konzentrationen. Während in der obersten Schicht nur rund 20 mg/m^3 und in 3 m Tiefe rund 240 mg/m^3 errechnet wurden, war in 5 m Tiefe die Konzentration mit über 1.800 mg/m^3 am stärksten. *Fragilaria acus* (Kieselalge), welche noch vor einem Monat eine der dominierenden Arten war, ist aus dem Plankton des Sees nahezu gänzlich verschwunden. *Rhodomonas minuta* (Cryptophyceae) bildete einen Anteil von 54 % an der Gesamtbiomasse. An zweiter Stelle stand ein großer, nicht näher bestimmbarer Vertreter der Gattung *Chlamydomonas* sp. (Grünalgen) mit 33 %. Zum Herbsttermin am 8. Oktober 2001 (Abb. 12) zeigte sich eine deutliche Abnahme der Biomassekonzentration. Sie betrug im Mittel nur rund 260 mg/m^3 . Auch die Unterschiede zwischen den einzelnen Tiefenstufen waren deutlich geringer. Die Maxima traten in der obersten (275 mg/m^3) und in der tiefsten Schicht (385 mg/m^3) auf. Das Minimum lag bei 3 m (85 mg/m^3). An diesem Termin konnte keine Art so deutliche Dominanzen ausbilden, wie es an den vorangegangenen Probenahmeterminen der Fall gewesen ist. Den größten Biomasseanteil stellten mit 33 % *Melosira varians* (Bacillariophyceae), gefolgt von *Rhodomonas minuta* (Cryptophyceae 19 %) und einem nicht näher bestimmten Vertreter der Gattung *Gymnodinium* sp. (Panzeralgen 12 %).

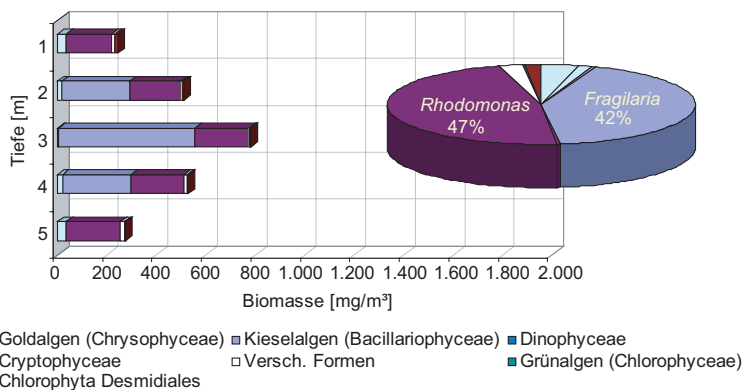


Abb. 10: Biomassekonzentration [mg/m³] am 21.06.2001 und Tiefenverteilung nach Gruppen und prozentueller Anteil in der Wassersäule nach Gattungen.

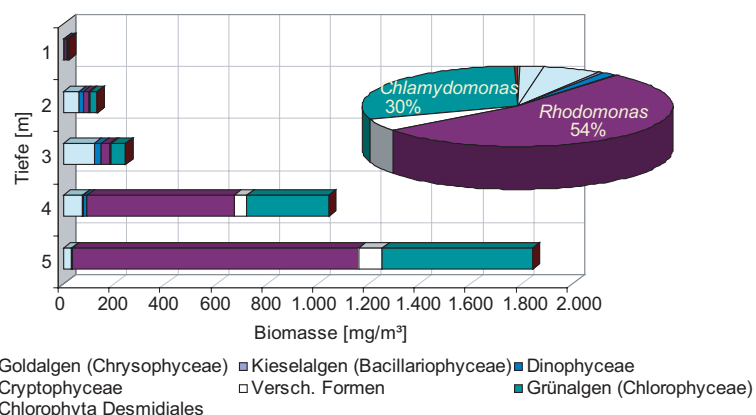


Abb. 11: Biomassekonzentration [mg/m³] am 31.07.2001 und Tiefenverteilung nach Gruppen und prozentueller Anteil in der Wassersäule nach Gattungen.

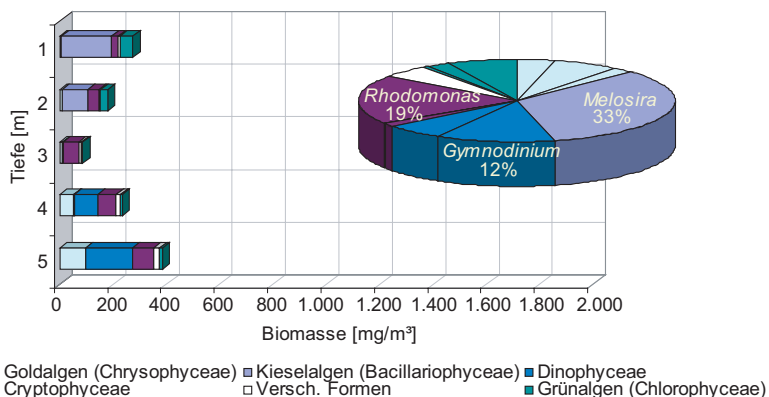


Abb. 12: Biomassekonzentration [mg/m³] am 08.10.2001 und Tiefenverteilung nach Gruppen und prozentueller Anteil in der Wassersäule nach Gattungen.

Vergleich mit anderen Kärntner Gebirgsseen

Die Ergebnisse der Phytoplanktonuntersuchung im Stappitzer See werden mit den Ergebnissen sieben anderen Kärntner Gebirgsseen verglichen. Es sind dies der Falkertsee, der Eben-Lanisch-See, der Melniksee, der Goaßeelsee und die drei Langtalseen. Einschränkend sei angemerkt, dass

diese Seen alle deutlich höher gelegen sind als der Stappitzer See. Für den Vergleich wurden taxonomische Einheiten auf Gruppenniveau zusammengefasst und die Ergebnisse in den Tabelle 6 a und 6 b gegenübergestellt. Die mittlere Phytoplanktonbiomasse des Stappitzer Sees liegt im Bereich

Tab. 6 a, b: Morphologie und Phytoplanktondaten von Kärntner Gebirgsseen und des Stappitzer Sees.

Gewässer	Falkertsee		Eben-Lanisch-See	Melniksee	Goaßelessee
Seehöhe [m]	1.680		2.368	2.440	2.145
Fläche [ha]	4,32		3,45	2,35	0,87
Max. Tiefe [m]	13,2		6,5	13,2	6
Gesamt-Phosphor [$\mu\text{g/l}$]	8 bis 57		14 bis 28 (101)	3 bis 7 (55)	8 bis 48
Datum	02.08.1983	11.11.1983	29.08.1983	14.09.1982	05.09.1984
Biomasse Wassersäule [g/m^2]	11,9		22	5,6	7,3
Biomasse Epilimnion [mg/m^3]	1095		1508	933	332
Prozentuelle Verteilung					
Diatomeae	52 %		38 %	4 %	10 %
Chrysophyceae	16 %		85 %	67 %	19 %
Cryptophyceae	15 %		6 %	1 %	11 %
Chlorophyceae	14 %		51 %	9 %	17 %
Cyanophyceae					> 1 %
Dinophyceae				4 %	31 %
Conjugatophyceae					
Dominante Arten	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> (November)		<i>Dinobryon sociale Chrysidiastrium catenatum</i>	<i>Dinobryon sociale Synura</i> sp.	<i>Melosira</i> sp. (über Grund)
Einstufung	mesotroph			oligotroph	
Quelle	SCHULZ ET AL. 1983		SCHULZ ET AL. 1984	HONSIG-ERLENBURG ET AL. et al. 1983	SCHULZ ET AL. 1988

Gewässer	Langtalseen			Stappitzer See		
	(vorderer)	(mittlerer)	(hinterer)			
Seehöhe [m]	2.310	2.372	2.363	1.250		
Fläche [ha]	2,4	1,6	2	3,6		
Max. Tiefe [m]	3,7	3,4	3,6	6		
Gesamt-Phosphor [$\mu\text{g/l}$]	6	5	5	8 bis 19		
Datum		08.09.1999		21.06.2001	31.07.2001	08.10.2001
Biomasse Epilimnion [mg/m^3]	948	433	234	410	730	260
Prozentuelle Verteilung						
Diatomeae				43 %		25 %
Chrysophyceae	94 %	85 %	94 %	5 %	9 %	15 %
Cryptophyceae				47 %	54 %	24 %
Chlorophyceae					30 %	8 %
Cyanophyceae						
Dinophyceae						22 %
Conjugatophyceae						
Dominante Arten	<i>Chrysococcus</i> sp.			<i>Rhodomonas minuta</i>	<i>Rhodomonas minuta</i>	<i>Melosira varians</i>
				<i>Fragilaria acus</i>	<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Rhodomonas minuta</i>
Quelle	FRESNER ET AL. 2000					

der unteren Konzentrationen der Vergleichseen. Betrachtet man die prozentuelle Verteilung der Biomasse auf die einzelnen Gruppen, so fällt auf, dass in den höher gelegenen Seen mit Ausnahme des Goaßelessees durchwegs die Chrysophyceen die dominante Gruppe sind. Im Stappitzer See sind es vor allem die Cryptophyceen im Sommer bzw. die Conjugatophyceae im Herbst, die das Gruppenspektrum dominieren. Das Algenspektrum

des Stappitzer Sees ist aufgrund der häufig vorkommenden Kieselalgen am ehesten mit dem des mesotrophen Falkertsees zu vergleichen. Dieser wird im Spätsommer von den Kieselalgen dominiert. Im Stappitzer See dominierten im Juni die Cryptophyceen vor den Kieselalgen (Bacillariophyceae) und im Oktober herrschen die Kieselalgen gemeinsam mit den Cryptophyceen vor. Anzumerken ist, dass im Stappitzer See die

Biomassekonzentration deutlich niedriger ist als im Falkertsee. In allen Seen fehlen die Conjugatophyceen völlig. Die Cyanophyceen waren nur im Goaßeelsee mit weniger als 1 % vertreten. Eine Ähnlichkeit bezüglich der prozentuellen Verteilung der Algengruppen besteht zwischen den Oktoberwerten des Stappitzer Sees und den Septemberwerten des Goaßeelsees (Tab. 6 a, b).

Ein Vergleich der Gebirgsseen auf Artniveau brachte aufgrund des großen unterschiedlichen Algenspektrums keine aussagekräftigen Ergebnisse. Nennenswert ist hier lediglich die Dominanz von *Rhodomonas minuta* im Stappitzer See. Die Gattung *Rhodomonas* wird in den anderen Seen, sofern vertreten, immer von *Rhodomonas lacustris* repräsentiert.

Zooplankton

Alle planktischen Organismen, die keine Photosynthese betreiben, sondern sich von anderen Organismen ernähren, werden zum Zooplankton gezählt. Dabei wird zwischen herbivoren (pflanzenfressenden), carnivoren (fleischfressenden) und omnivoren (allesfressenden) Zooplanktern unterschieden. Viele Zooplankter ernähren sich jedoch durch Filtration, sie suchen also ihre Ernährung nach der Partikelgröße und nicht nach der Qualität des Futters aus, d. h. sie filtrieren Schwebalgen aus dem Wasser. Arten die sich von den Primärproduzenten - Schwebalgen - ernähren, werden als Primärkonsumenten bezeichnet. Zum Zooplankton der Binnengewässer zählen hauptsächlich Rädertierchen (Rotatorien), Kleinkrebse (Crustacea) und Wimpertiere (Ciliaten). Fast alle Plankter sind zur aktiven Bewegung im Wasser fähig, sie schwimmen wenigstens so schnell, dass das Absinken kompensiert wird. Zooplankton kommt in allen stehenden Gewässern bis hin zur kleinsten Wasseransammlung vor. In schnellströmenden Fließgewässern können sie sich aber aufgrund ihrer geringen Größe und ihrer schwebenden Lebensweise nicht entwickeln. Zooplankter haben als „Fischnährtiere“ eine besondere Bedeutung im Lebensraum See.

Methode

Die quantitativen Proben wurden mit Hilfe eines Schindler-Schöpfers (5 Liter) in den Tiefenstufen 1, 3 und 5 m entnommen und durch ein Netz mit einer Maschenweite von 40 µm gesiebt und mit Formol (Endkonzentration 4 %) fixiert. Die Kleinkrebse wurden in einer Petrischale mit Hilfe des Binokulars gezählt. Zur Ermittlung der Individuendichte und Biomasse der Rotatorien erfolgte eine direkte Zählung der Organismen nach UTERMÖHL (1958) in Verbundkammern mit Hilfe eines Umkehrmikroskopes.

Die Proben wurden einzeln gezählt und die Ergebnisse von 0 - 5 m linear interpoliert. Die genauen Zählergebnisse des Zooplanktons sind im Anhang aufgelistet.

Zusätzlich wurde pro Termin ein Netzzug (40 µm) von 0 - 5 m für die Bestimmung der Organismen durchgeführt.

Ergebnisse

Artenzusammensetzung

Im Stappitzer See wurden insgesamt 23 Zooplanktonarten (5 Kleinkrebse, 17 Rädertiere und 1 Muschelkrebse) gefunden, die in Tabelle 7 angeführt sind.

Tab. 7 Im Untersuchungszeitraum nachgewiesene Zooplanktonarten.

Kleinkrebse (Crustacea):	Rädertiere (Rotatoria):
Ruderfußkrebse (Copepoda):	<i>Ascomorpha saltans</i>
<i>Cyclops vicinus</i>	<i>Asplanchna priodonta</i>
	<i>Cephalodella</i> sp.
Blattfußkrebse (Cladocera):	<i>Kellicottia longispina</i>
<i>Arcroperus harpae</i>	<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>hispidia</i>
<i>Bosmina coregoni</i>	<i>Keratella quadrata quadrata</i>
<i>Daphnia</i> sp.	<i>Keratella quadrata</i> var. <i>frenzeli</i>
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	<i>Lepadella patella</i> f. <i>oblonga</i>
	<i>Lepadella patella patella</i>
Muschelkrebse (Ostracoda):	<i>Notholca squamula squamula</i>
<i>Ostracoda</i> gen. indet	<i>Polyarthra aptera</i>
	<i>Polyarthra vulgaris</i> var. <i>longiremis</i>
	<i>Trichocerca</i> sp.
	<i>Trichocerca capucina capucina</i>
	<i>Trichocerca similis</i>
	<i>Lecane flexilis</i>
	<i>Ploesoma truncatum</i>

Kleinkrebse (Crustacea)

Zu dieser Gruppe gehören Kleinkrebse, die einen zarten Chitinpanzer aufweisen. Da dieser Panzer nicht mitwächst, müssen sich die Krebse im Laufe ihrer Entwicklung mehrmals häuten. Im Plankton finden sich am häufigsten Vertreter von zwei Unterklassen, nämlich Ruderfuß- und Blattfußkrebse. Muschelkrebse hingegen besiedeln hauptsächlich den Boden und werden sporadisch als „Irrgäste“ im Plankton gefangen. Die beiden ersten Gruppen unterscheiden sich, wie der Name schon sagt, durch die unterschiedliche Gestaltung der Schwimmbeine.

Bei den Ruderfußkrebsen (z. B. *Cyclops vicinus*) sind die fünf Brustbeinpaare als Ruderorgane ausgebildet, mit denen sie ruckartige Bewegungen im Wasser durchführen können, daher tragen Vertreter dieser Gruppe auch häufig den Namen „Hüpferlinge“. Ihre Körperform ist länglich.

Bei den Blattfußkrebsen (z. B. *Daphnia* sp., *Bosmina coregoni*) dienen hingegen die Antennen als Bewegungsorgane. Mit Hilfe ihrer blattförmig gelappten Rumpfbeine filtern sie das Wasser auf fressbare Partikel durch, sie dienen zur Nahrungsaufnahme. Ihre Körperform ist bei den meisten Arten rundlich bis oval.

Muschelkrebse ähneln äußerlich sehr kleinen Muscheln, da ihr Körper von einer zweiklappigen Schale umschlossen ist. Sie leben hauptsächlich am Grund in beinahe jeder Wasseransammlung.

Ruderfußkrebs (Copepoda)

Ruderfußkrebse (Copepoda) entwickeln sich in mehreren Stadien, die durch Häutungen eingeleitet werden.

Aus den Eiern schlüpfen Nauplien (Foto 14), die 6 Stadien durchlaufen. Mit der Häutung des 6. Naupliusstadiums erhalten die Larven ein Aussehen, das dem der erwachsenen Tiere ähnlich sieht und als Copepodid (Foto 15) bezeichnet wird und sich fünfmal häutet ehe es seine volle Größe und Geschlechtsreife (Foto 16) erreicht.

Cyclops vicinus

Ein deutliches morphologisches Kennzeichen für den „erwachsenen“ *Cyclops vicinus* sind die breiten, zugespitzten Flügel des 4. Thoracomers (Brustsegment) (Foto 17).

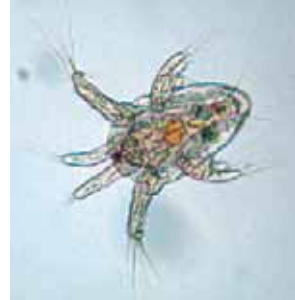


Foto 14: Naupliuslarve. Foto: G. Santner



Foto 15: Copepodidstadium. Foto: G. Santner



Foto 16: *Cyclops vicinus* (Weibchen mit Eisäckchen). Foto: G. Santner

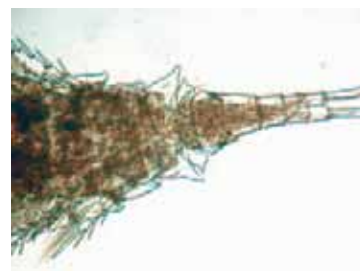


Foto 17: „Flügel“ des 4. Thoracomers (Brustsegment) von *Cyclops vicinus*. Foto: G. Santner

Die Weibchen erreichen je nach Temperatur eine Größe von 1,5 bis 2,3 mm, die Männchen sind hingegen um etwa ein Fünftel kleiner. *Cyclops vicinus* breitete sich im nördlichen Alpenvorland während der letzten Jahrzehnte großräumig aus, wobei sicher die zunehmende Eutrophierung der Gewässer eine Rolle spielte, ebenso auch der mobile Besatz mit Jungfischen aus anderen Seen EINSLE (1993). Für den Stappitzer See ist es durchaus denkbar, dass *Cyclops vicinus* mit den Besatz von Jungfischen eingeschleppt wurde, da Transportgefäße Wasser mit lebendem Plankton enthalten. Vor allem *Cyclops vicinus* konnte sich auf diesem Weg im Alpenvorland stark ausbreiten. Im Stappitzer See ist *Cyclops vicinus* der einzige Hüpferling.

Blattfußkrebse (Cladocera)

Wie die Ruderfußkrebse müssen sich auch die Blattfußkrebse mehrmals häuten, da der Chitinpanzer nicht mitwachsen kann. Im Unterschied zu den Ruderfußkrebsen gibt es jedoch keine unterschiedlichen Larvenstadien, d. h. aus dem Ei schlüpft ein Jungtier, das sich vom adulten Blattfußkrebs nur durch die Größe unterscheidet.

Eine Besonderheit der Blattfußkrebse liegt in der Fähigkeit, sich durch Jungfernzeugung (parthenogenetisch) fortzupflanzen. Die Weibchen entwickeln unbefruchtete Eier, aus denen wiederum Weibchen schlüpfen. Durch diese Jungfernzeugung kann es in kurzer Zeit unter optimalen Bedingungen zu Massenentwicklungen kommen. Unter ungünstigen Lebensbedingungen (z. B. wenig Nahrung) schlüpfen aus unbefruchteten Eiern Männchen. Die Männchen befruchten die Eier der Weibchen, daraus entstehen Dauer- oder Latenzeier, die über mehrere Jahre ohne Weiterentwicklung ruhen können. Diese Dauereier werden oft von Vögeln in andere Gewässer übertragen. Unter günstigen Lebensbedingungen schlüpfen aus diesen Dauereiern wieder Weibchen.

Rüsselkrebs (*Bosmina coregoni*)

Dieser „Rüsselkrebs“ weist eine rundliche Körperform auf. Die Größe der Weibchen schwankt zwischen 0,5 bis 1,5 mm, die Männchen werden maximal 0,6 mm groß. Als Nahrung dienen den Rüsselkrebsen Schwebealgen, die sie aus dem



Foto 18: *Bosmina coregoni*. Foto: G. Santner

Wasser filtern. *Bosmina coregoni* lässt sich in ganz Europa vor allem in nährstoffreichen Gewässern finden. Oligotrophe Seen werden normalerweise nicht besiedelt. Im Stappitzer See wurde *Bosmina coregoni* (Foto 18) nur an einem Termin (9. Oktober 2001) nachgewiesen. Der Anteil an der Gesamtbiomasse betrug 40 %. Die Ursache für das Auftreten von *Bosmina coregoni* im Stappitzer See könnte wie bei *Cyclops vicinus* eine Folge des Fischbesatzes sein.

Spring-Wasserfloh (*Diaphanosoma brachyurum*)

Die Körperform dieser Art ist länglich oval, die Weibchen werden zwischen 0,75 - 1,3 mm groß, die Größe der Männchen schwankt zwischen 0,7 - 0,85 mm. Dieser Krebs filtert das Wasser, wodurch er sich hauptsächlich von Bakterien, Algen und Feindetritus ernährt.



Foto 19: *Diaphanosoma brachyurum*. Foto: R. Fresner

Diaphanosoma brachyurum (Foto 19) lässt sich vor allem als Teichplankton im nährstoffreichen und klaren Wasser finden. Sie hält sich bevorzugt in wasserpflanzenreichen Uferzonen auf.

Diaphanosoma brachyurum ist eine typische Warmwasserform. Das Temperaturoptimum dieses Krebses liegt zwischen 15 °C und 23 °C, er tritt somit häufig in Gewässern der tieferen Lagen auf. Im Stappitzer See wurde *Diaphanosoma brachyurum* nur zum Julitermin nachgewiesen. Zu diesem Termin wurde nur 0,4 % der Zooplanktonbiomasse von *Diaphanosoma* eingenommen. Laut FLÖSSNER (2000) tritt *Diaphanosoma brachyurum* in tieferen Lagen ab April/Mai bei Temperaturen von 6 - 8 °C auf. Im Herbst verschwindet diese Art wieder, wenn die Temperaturen unter 10 °C sinken. Außerdem ist diese Art empfindlich gegenüber Turbulenzen (FLÖSSNER 2000). Der Stappitzer See wird aber aufgrund seiner geringen Tiefe und der windexponierten Lage häufig durchmischt. Dies und die niedrigen Wassertemperaturen des Sees erklären die geringen Abundanzen von *Diaphanosoma brachyurum*.

Acroperus harpae

Acroperus harpae gehört zur Familie der Chydoridae und weist einen länglichen, seitlich sehr abgeflachten Körper auf, der völlig von einem Kopfschild und einer Rumpfschale umhüllt ist. Die Chydoriden sind bodenbewohnende Formen, die sich in dichten Unterwasserpflanzenbeständen aufhalten. Mit Hilfe ihrer Antennen können sie schwimmen, mit Hilfe ihrer Greiffüße kriechen und sich an Pflanzen festklammern. Die Weibchen und die Männchen erreichen eine Größe von 0,5 bis 1 mm. *Acroperus harpae* ist sehr anpassungsfähig, und kommt in unseren Breiten häufig vor. Die Tiere ernähren sich, indem sie Algen und Detritus aus dem Wasser filtrieren. Im Stappitzer See wurde *Acroperus harpae* nur in einer Probe, die in der Mitte des Sees genommen wurde, in geringer Individuendichte nachgewiesen. Um die tatsächliche Individuendichte dieser Krebsart festzustellen, müsste der Lebensraum des Krebses - die wasserpflanzenreichen Uferregionen - genauer untersucht werden.

Muschelkrebse (Ostracoda)

Die Ostracoden gleichen äußerlich sehr kleinen Muscheln, da ihr Körper von einer zweiklap-pigen, kalkreichen Schale umschlossen wird. Die Muschelkrebse können mit Hilfe ihrer Antennen schwimmen, indem sie mit beiden Antennenpaaren gleichzeitig schlagen. Männchen treten selten oder gar nicht auf. Die Weibchen legen ihre Eier an Steinen, Pflanzen und Ästen ab.

Muschelkrebse nehmen je nach Art unterschiedliche Nahrung zu sich. Neben Algen und pflanzlichem Material werden auch Detritus und tierische Partikel gefressen.

Aufgrund ihrer Schalen, die sie fest zusammendrücken können, überleben die Muschelkrebse auch lange in ausgetrockneten oder zugefrorenen Pfützen. Im Stappitzer See waren Ostracoden nur an einem Termin (21. Juni 2001) in geringer Individuendichte nachzuweisen.

Rädertiere (Rotatoria)

Rotatorien sind die kleinsten Metazoa (Mehrzeller), ihre Größe schwankt zwischen 90 - 500 µm, einige Arten können hingegen eine Größe von bis zu 2,5 mm erreichen. Wie bei den Crustaceen sind die Männchen, wenn sie bekannt sind, deutlich kleiner als die Weibchen. Ihr Körper gliedert sich in Kopf, Rumpf und Fuß. Rädertiere sind zellkonstant, d. h. die aus den Eiern schlüpfenden Jungtiere besitzen bereits die endgültige Zahl an Zellen - keine einzige Körperzelle kommt beim späteren Wachstum der Tiere neu hinzu. Ihre Lebensdauer beträgt ca. 1 Woche, planktische Formen leben oft nicht länger als einen Tag.

Die Rotatorien pflanzen sich wie die Blattfußkrebse durch Jungfernzeugung (parthenogenetisch) fort. Nur unter ungünstigen Bedingungen werden Männchen erzeugt, die die Eier der Weibchen befruchten. Aus diesen befruchteten Eiern entstehen die Dauer- oder Latenzeier. Bei vielen Rotatorienarten sind Männchen nicht bekannt.

Ihren Namen haben die Rädertiere durch ihr Räderorgan (Corona) am Kopf erhalten. Dieses Organ ist mit Cilien (feinen Härchen) besetzt und dient zur Nahrungsaufnahme sowie zur Fortbewegung. Im Rumpf befinden sich neben den Verdauungsorganen auch die Reproduktions-



Foto 20, 21: *Keratella cochlearis* (links), *Keratella quadrata* (rechts). Foto: G. Santner.

organe. Ein Fuß ist vor allem bei bodenlebenden Arten ausgebildet. Jungfische ernähren sich, kurz nachdem sie geschlüpft sind, überwiegend von Rotatorien und anderen Planktonorganismen. Einige Rädertiere haben als Fraßschutz einen Panzer (Lorica) mit Dornen und Fortsätzen ausgebildet. Mehr als 2.000 Arten sind bisher aus dem Süßwasser bekannt.

Facetten-Rädertier (Gattung *Keratella*)

Tiere der Gattung *Keratella* (Foto 20, 21) weisen einen kräftigen rechteckigen Panzer auf. Am Vorderende befinden sich 6 Dornen. Das fußlose Hinterende ist je nach Art mit 2 Dornen oder mit einem Dorn ausgestattet. Als Nahrung dienen kleinste Planktonalgen. *Keratella cochlearis* ist eine häufige Art des Planktons der Kärntner Seen. Schon kurz nach der Fertigstellung des Speichersees Koralpe (1.080 m Seehöhe) konnte *Keratella cochlearis* festgestellt werden. Im Stappitzer See waren in allen Proben *Keratella*-Arten vorhanden. Den höchsten Anteil an der Rotatorien-Biomasse bildete *Keratella cochlearis* mit 9,8 % am 1. Oktober 2002.

Furchenpanzer-Rädertier (Gattung *Notholca*)

Der Körper ist durch einen Panzer geschützt und weist eine schlanke bis schiffchenförmige Gestalt auf. Wie bei der Gattung *Keratella* sind am Vorderend 4 - 6 Dornen vorhanden, das Hinterende kann jedoch sehr variabel gestaltet sein. Als Nahrung dienen ihnen kleine Kiesel-, Grün- und Panzeralgen.

Als Lebensraum bevorzugen sie kältere Gewässer, wie Hochgebirgsseen (z. B. Langtalseen). Als kaltstenotherme Art findet man *Notholca squamula* auch im Winterplankton oder im kalten Hypolimnion von Seen der tieferen Lagen (JERSABEK 1995). Sie treten selten bei Wassertemperaturen über 10 °C auf (MAY 1980). Im Stappitzer See wurde *Notholca squamula* in zwei Proben in geringer Individuendichte (80 - 100 Ind./m³) nachgewiesen.

Einhorn-Rädertier (Gattung *Kellicottia*)

Der Körper weist eine ei- bis kegelförmige Gestalt auf. Am Hinterende ist ein langer Dorn vorhanden. Am Vorderende befinden sich vier oder sechs verschieden lange Dornen.

Kellicottia longispina (Foto 22) lässt sich vor allem in oligotrophen Seen finden. Als Nahrung dienen kleine Phytoflagellaten. In allen vier Zooplanktonproben des Stappitzer Sees war *Kellicottia longispina* vertreten.



Foto 22: *Kellicottia longispina*. Foto: G. Santner.

Mützen-Rädertier (Gattung *Lepadella*)

Die Tiere dieser Gattung haben einen ei- bis kreisförmigen Umriss, und sind seitlich abgeflacht. Der Panzer weist für Kopf und Fuß tiefe Ausschnitte auf. Bei dieser Gattung treten zeitweise auch Männchen in Erscheinung. Ihre Lebensweise ist benthisch, d. h. sie leben vorwiegend am oder im Sediment der Gewässer oder auf Unterwasserpflanzen. Nur selten lassen sie sich in Planktonproben finden. Im Stappitzer See konnte *Lepadella patella* f. *oblonga* nur zum ersten Termin am 21. Juni 2001 nachgewiesen werden.

Zangen-Rädertier (Gattung *Cephalodella*)

Vertreter dieser Gattung haben langgestreckte, gerade oder gekrümmte Körper. Der Kopf ist deutlich abgesetzt. Vereinzelt wurde diese Gattung auch in den Langtalseen (FRESNER et al. 2000) nachgewiesen. Im Stappitzer See fanden sich Individuen dieser Gattung in zwei Proben.

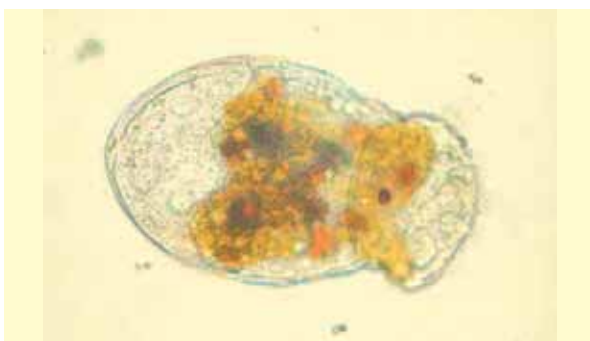
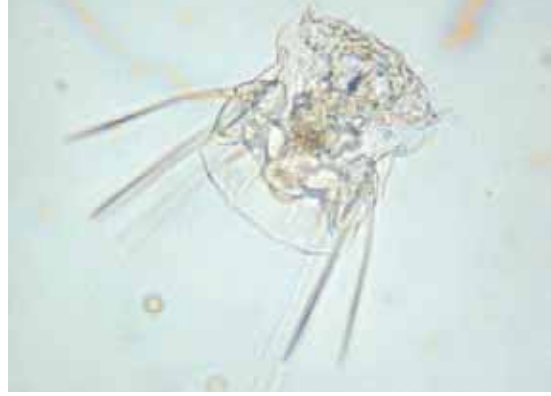
Foto 23: *Trichocerca* sp. Foto: G. Santner.

Rattenschwanz-Rädertier (Gattung *Trichocerca*)

Trichocerca (Foto 23) weisen eine langgestreckte Körporgestalt auf, die bei einigen Arten schraubig verdreht sein kann. Am Vorderende des Panzers befinden sich mehrere Dornen. Der Fuß inseriert am Hinterende schräg in den Rumpf. Einige Arten ernähren sich, indem sie die Eier von anderen Rotatorien (z. B. *Keratella*) aussaugen, andere saugen wiederum angestochene Algenzellen aus. Im Stappitzer See traten die Arten *Trichocerca similis* und *Trichocerca capucina capucina* in geringer Abundanz auf.

Blindsack-Rädertier (Gattung *Ascomorpha*)

Der Körper dieser Tiere ist fußlos und von sack- bis eiförmiger Gestalt (Foto 24). Charakteristisch für Vertreter der *Ascomorpha saltans*-Gruppe ist der Tentakel, der zum Festhalten und zum Aussaugen der Panzeralgen dient. *Ascomorpha saltans* lässt sich vor allem im Freiwasserkörper und in der Uferregion von nährstoffarmen bis mesotrophen Gewässern finden. Im Stappitzer See wurde an zwei Probenahmeterminen die Art *Ascomorpha saltans* festgestellt.

Foto 24: *Ascomorpha saltans*. Foto: G. Santner.Foto 25: *Polyarthra* sp. Foto: G. Santner.

Schwertborsten-Rädertier (Gattung *Polyarthra*)

Der Körper dieser Gattung ist zylindrisch. Seitlich des Körpers sind blatt- oder flossenartige Schwimmanhänge vorhanden. Im Stappitzer See trat *Polyarthra vulgaris* (Foto 25) als Vertreter dieser Gattung in Erscheinung. *Polyarthra vulgaris* bevorzugt als Lebensraum sauerstoffreiches Wasser. Die höchste Abundanz erreichte diese Art am 9. Oktober 2001, wo eine Individuendichte von rund 9.600 Ind./m³ errechnet wurde. Zu diesem Termin wurde die Hälfte der Rotatorienbiomasse von *Polyarthra vulgaris* gestellt.

Schaum-Rädertier (Gattung *Ploesoma*)

Der Körper ist sack- bis kegelförmig und von einem Panzer umgeben. Die Oberfläche des Panzers kann verschieden ausgebildet sein (blasig, gepunktet, genarbt, bestachelt). Der Fuß ist bei dieser Gattung geringelt und hat kräftige Zehen ausgebildet. Alle Vertreter dieser Gattung sind carnivor, d. h. sie ernähren sich von anderen planktischen und benthischen Rädertieren.

Auch Kannibalismus wurde bei dieser Gattung schon beobachtet. Im Stappitzer See trat die Art *Ploesoma truncatum* (Foto 26) in nur einer Probe (1. Oktober 2002) auf. *Ploesoma truncatum* wird in der Literatur als Sommerform beschrieben. Warum diese Art im Stappitzer See beobachtet wurde, ist nicht leicht zu erklären. Möglicherweise besteht auch hier ein Zusammenhang mit dem Fischbesatz.

Sack-Rädertier (Gattung *Asplanchna*)

Die Vertreter dieser Gattung zählen zu den größten heimischen Rotatorien-Arten (250 - 1.500 µm). Ihre Körporgestalt ist sackförmig und mit einer



Foto 26: *Ploeosoma truncatum*. Foto: G. Santner.

dünnen, durchsichtigen Haut umgeben (kein Panzer). *Asplanchna*-Arten besitzen keinen Anus (After), daher werden unverdauliche Reste wieder erbrochen. Als Nahrung dienen neben Kiesel- und Panzeralgen auch andere Rotatorien.

Am häufigsten lassen sich diese Rädertiere in nährstoffarmen Gewässern finden. *Asplanchna priodonta* (Foto 27) gilt als Kosmopolit, wurde daher schon auf der ganzen Welt gefunden. In Kärnten tritt *Asplanchna priodonta* z. B. auch im Stausee der Koralpe und im Speicher Schlegeis als wichtiger Bestandteil des Rotatorienplanktons auf. *Asplanchna* trat im Stappitzer See an nur einem Probenahmetermin (21. Juni 2001) auf. Die Individuendichte war mit errechneten 67 Ind./m³ sehr gering, aufgrund ihrer Größe aber bildete diese Art einen Rotatorien-Biomasseanteil von 41 % aus.

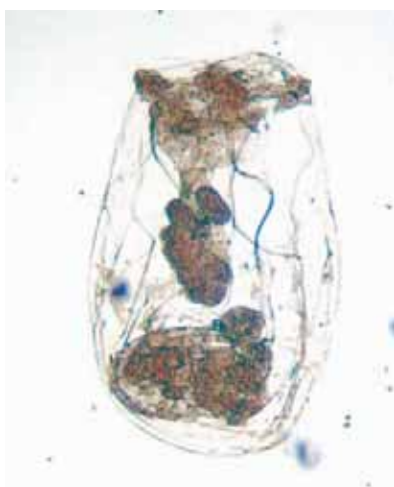


Foto 27: *Asplanchna priodonta*. Foto: G. Santner.

Planktonzönose

Im Folgenden wird die Gemeinschaft des Zooplanktons anhand der Individuendichten (Abundanzen) und der Biomasse beschrieben. Die vier Termine sind als Einzeltermine zu bewerten und erlauben kaum Aussagen über Sukzession und Populationsentwicklungen der Zooplanktonarten im Stappitzer See.

Individuendichte (Abundanz)

Trotz der großen Artenvielfalt scheinen die Rotatorien den Crustaceen in Bezug auf Individuendichte unterlegen zu sein. Üblicherweise überschreitet die Individuenzahl der Rotatorien die der Crustaceen um das Zehnfache oder mehr, ihre Biomasse ist aber aufgrund der geringen Körpergröße bis um das Hundertfache geringer.

Wie aus Abbildung 13 und 14 zu erkennen ist, lagen nur am 9. Oktober 2001 die Individuendichten pro m³ der Crustaceen und der Rotatorien in etwa gleich auf.

Die höchste Zooplanktonindividuendichte (Abundanz) wurde am 31. Juli 2001 mit 46.631 Ind./m³ nachgewiesen, 73 % davon stellen die *Cyclops*-Copepodide. Im Juni 2001 und Oktober 2002 dominierten hingegen die cyclopoiden Nauplien in Bezug auf die Individuenzahl. Mit 11.700 Ind./m³ war am 9. Oktober 2001 die höchste Dichte der Rotatorien festzustellen, 83 % davon wurden von nur einer Art - *Polyarthra vulgaris* gebildet.

Die typische Zooplanktongemeinschaft eines fischreichen Sees ist dominiert von kleinen Crustaceen-Arten (*Bosmina coregoni* und Cyclopoiden) (ANDERSON 1972, NORTHCOTE 1988, MURTAUGH 1985, SCHABETSBERGER et al. 1996). Große Crustaceen (> 1,5 mm, wie z. B. *Daphnia longispina*, *Arctodiaptomus alpinus* usw.) werden durch den hohen Raubdruck der größenselektiv fressenden Fische eliminiert. Der starke Fraßdruck auf das Crustaceenplankton führt schließlich zu einer Zunahme der Rädertierpopulationen wie z. B. *Polyarthra* und *Keratella* (GLIWICZ & ROWAN 1984), da die effizienteren großen Phytoplanktonfiltrierer fehlen und das Nahrungsangebot den Rädertieren zur Verfügung steht. Im Stappitzer See weist die Zusammensetzung des Zooplanktons auf einen übermäßigen Fischbestand hin. So herrschen kleine Crustaceen wie *Bosmina coregoni* und

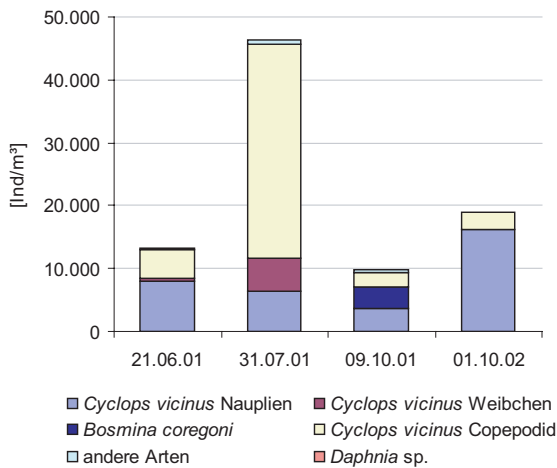


Abb. 13: Individuendichte der Crustaceen [Ind./m³] im Stappitzer See.

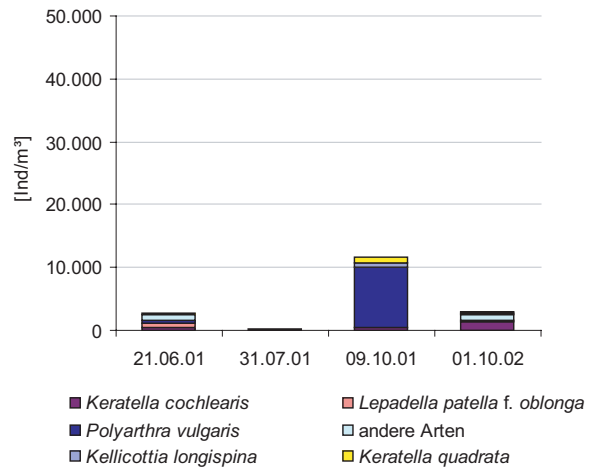


Abb. 14: Individuendichte der Rotatorien [Ind./m³] im Stappitzer See.

Cyclops vicinus im Stappitzer See vor. Arten die möglicherweise über den Fischbesatz eingebracht wurden und aufgrund ihrer geringen Größe im Vorteil gegenüber größeren, dem Fraßdruck ausgesetzten Arten waren. Auch ist für die Populationsentwicklung der Zooplanktonarten das niedrige Nährstoffangebot (Gesamt-Phosphor von ca. 8 µg/l) und das daraus resultierende geringe Angebot an Schwebealgen (max. 730 mg/m³) von essenzieller Bedeutung. Nahrungsmangel und Fraßdruck führen zwangsläufig zu niedriger Biomasse und kleinen Populationen.

In nachstehender Tabelle 8 werden die Abundanzen der drei Zooplanktongruppen (Rotatoria, Cladocera und Copepoda) des Stappitzer Sees mit anderen Seen (Speicher: Schlegeis, Durlaßboden, Großer Mühdorfer See und Koralpe, Feldsee, Hafnersee und Keutschacher See) verglichen.

Vergleicht man die Zooplanktongemeinschaft des Stappitzer Sees mit den drei Speicherseen der Hochgebirgsregion (Schlegeis, Durlaßboden und Großer Mühdorfer See), ist festzustellen, dass im gegenüberliegenden See die Crustaceen mit ihren kleinen Arten höhere Individuendichten erzielten (Tab. 8), die Rädertiere hingegen mit Ausnahme des Mühdorfer Sees ein ähnliches Ausmaß erreichten. Im Koralpenspeicher dominieren die Cladoceren und nicht wie im Stappitzer See die Cyclopoiden. Der Feldsee, Hafnersee und Keutschacher See als mesotrophe Voralpenseen zeigen ein gänzlich anderes Bild in der Verteilung der Abundanzen auf die drei Zooplanktongruppen. In allen drei Seen sind die Rädertiere die individuenreichste Gruppe, gefolgt von den Copepoden mit Ausnahme des Feldsees, hier reihen sich die Cladoceren an die zweite Stelle. Der Stappitzer See reiht sich im Vergleich zu den in Tabelle 8 angeführten Seen

Tab. 8: Vergleich der Individuendichten des Stappitzer Sees (Mittelwert aus allen 4 Probenahmeterminen) mit drei Seen der Tallagen - mesotropher Feldsee (SCHARF 1995), mesotropher Keutschacher See und eutropher Hafnersee (RAKOBITSCH 1985) - und vier hochgelegenen Speicherseen der Alpen - Speicher Schlegeis, Speicher Durlaßboden, Speicher Großer Mühdorfer See (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 1994) und Speicher Koralpe (SOMMER 1996).

	Seehöhe [m. ü. A.]	Individuendichte [x 10³ Ind./m³]			
		Rotatoria	Cladocera	Copepoda	Summe
Stappitzer See	1.250	4,36	2,14	21,01	26,06
Speicher Schlegeis	1.782	12,24	0,02	0,44	12,7
Speicher Durlaßboden	1.405	1,81	0,5	0,01	2,31
Speicher Großer Mühdorfer See	2.319	176,24	0	0,1	176,33
Speicher Koralpe (1992 - 1994)	1.080	17,43	4,69	0,42	22,54
Feldsee 1994	739	71,37	9,28	6	86,65
Hafnersee 1983/1984	510	857,88	50,63	84,75	993,25
Keutschacher See 1983/1984	506	56,63	11,07	21,6	89,29

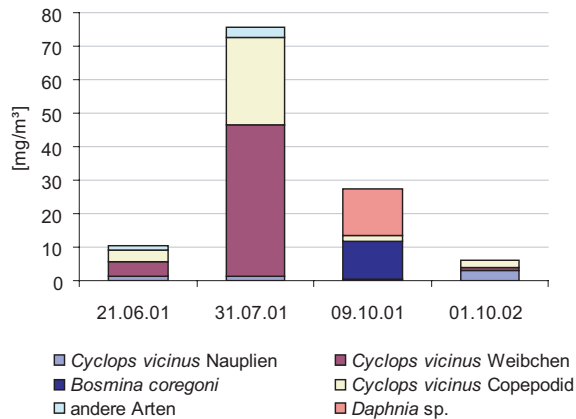


Abb. 15: Biomasse der Crustaceen [mg/m³] im Stappitzer See.

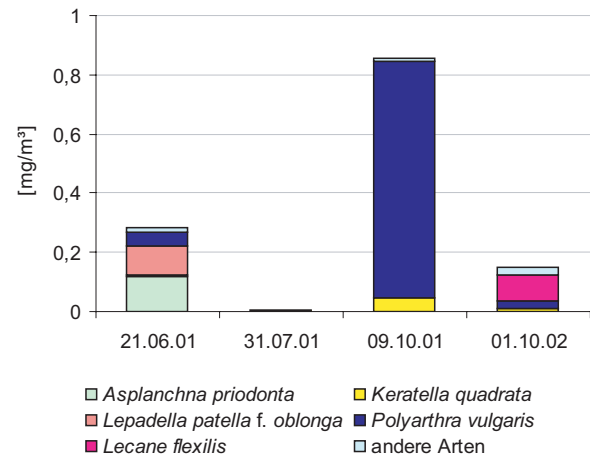


Abb. 16: Biomasse der Rotatorien [mg/m³] im Stappitzer See.

aufgrund der Verteilung der Individuendichten der drei Zooplanktongruppen: Rädertiere, Cladoceren und Copepoden eher zu den Voralpenseen als zu den höher gelegenen Speicherseen.

Biomasse

Neben der Bestimmung der Abundanz ist auch die Biomasse für die Beschreibung des Zooplanktonbestandes eines Sees von Bedeutung. Aufgrund ihrer Körpergröße dominieren stets die Crustaceen die Zooplanktonbiomasse (Abb. 15, 16).

Eine maximale Crustaceen-Biomasse wurde am 31. Juli 2001 mit rund 75,5 mg/m³ nachgewiesen. Die Weibchen von *Cyclops vicinus* bildeten 60 %, obwohl ihre Abundanz zu diesem Zeitpunkt nur 11 % betrug. Die kleinen cyclopoiden Copepodide (2. Larvenstadium) von *C. vicinus* erzielten

aufgrund ihrer geringen Größe einen Biomasseanteil von 34 %, obwohl sie das Zooplankton in bezug auf Individuendichte mit 73 % dominierten. Am deutlichsten wird der Unterschied zwischen Abundanz und Biomasse bei *Daphnia* sp. sichtbar. Am 9. Oktober 2001 waren *Daphnia*-Individuen nur mit einer Abundanz von 2,5 % vertreten, diese wenigen Individuen nahmen aufgrund ihrer Größe die Hälfte der Zooplanktonbiomasse ein. Mit 0,85 mg/m³ wurde am 9. Oktober 2001 die höchste Rotatorien-Biomasse festgestellt, die zu 92 % von *Polyarthra vulgaris* Individuen gebildet wurde.

Tab. 9: Vergleich Zooplanktonbiomasse des Stappitzer Sees (Mittelwert aus allen 4 Probenahmeterminen) mit drei Seen der Tallagen - mesotropher Feldsee (SCHARF 1995), mesotropher Keutschacher See und eutropher Hafnersee (RAKOBITSCH 1985) - und vier hochgelegenen Speicherseen der Alpen - Speicher Schlegeis, Speicher Großer Mühldorfer See (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 1994) und Speicher Koralpe (SOMMER 1996).

	Seehöhe [m. ü. A.]	Biomasse [mg/m ³]			Summe
		Rotatoria	Cladocera	Copepoda	
Stappitzer See	1.250	0,32	6,31	23,43	30,06
Speicher Schlegeis	1.782	2	1,3	2,07	5,37
Speicher Großer Mühldorfer See	2.319	5,15	0	0,14	5,29
Speicher Koralpe (1992 - 1994)	1.080	4,16	10,74	0,18	15,08
Feldsee 1994	739	2,33	48,7	17,12	68,15
Hafnersee 1983/1984	510	126	47	321	494
Keutschacher See 1983/1984	506	6	14	117	137

Vergleicht man die Zooplanktonbiomasse des Stappitzer Sees mit den zwei Speicherseen (Schlegeis und Großer Mühlendorfer See) der Hochgebirgsregion, ist festzustellen, dass im Stappitzer See die Crustaceen höhere Biomassewerte erzielten (Tab. 9), die Rädertiere hingegen geringere.

Im Koralpenspeicher und im mesotrophen Feldsee dominierten die Cladoceren und im Stappitzer See und im mesotrophen Hafnersee und Keutschacher See die Copepoden.

Der Stappitzer See reiht sich im Vergleich zu den in Tabelle 9 angeführten Seen aufgrund der Verteilung der Biomasse der Cladoceren und Copepoden in die Nähe der mesotrophen Voralpenseen. Die Rotatorien-Biomasse ist im Vergleich im gegenständlichen See am geringsten.

Bodenfauna (Makrozoobenthos)

Neben den Fischen und Amphibien beherbergen stehende und fließende Gewässer eine Fülle an wirbellosen Organismen, die den Gewässergrund besiedeln. Dies sind Vertreter der unterschiedlichsten Tiergruppen, wie z.B. verschiedenste Würmer, Muscheln und eine Fülle an Insektenlarven. Diese Tiere bilden am Gewässerboden eine eigene Lebensgemeinschaft, die organische Stoffe abbaut und somit dem Gewässer Nährstoffe entzieht. Vereinfacht ausgedrückt ist diese Lebensgemeinschaft für die Selbstreinigung der Gewässer verantwortlich. Die Zusammensetzung der Bodenfauna wird weiters für die Bestimmung der biologischen Gewässergüte verwendet. Es gibt vier biologische Gewässergüteklassen, mit denen der Zustand von Fließgewässern dokumentiert werden kann. Die biologische Gewässergüteklasse I entspricht einem reinen Fließgewässer, ein mäßig belastetes Gewässer der Güteklasse II. Als stark verschmutzt bezeichnet man ein Gewässer der biologischen Güteklasse III, mit Güteklasse IV werden übermäßig verschmutzte Gewässer gekennzeichnet. Die am Boden lebenden Organismen spielen als Fischnährtiere eine wesentliche Rolle.

Um die Bodenfauna des Stappitzer Sees und des Seebaches zu dokumentieren, wurden an insgesamt vier ausgewählten Stellen Proben entnommen.

Stappitzer See

Ergebnisse

Die Uferbereiche (Litoral) des Stappitzer Sees (Foto 28) wurden über eine Strecke von etwa 100 Meter besammelt. Unterschiedliche Lebensräume, wie Bodenschlamm, aus dem Wasser ragende Vegetation bzw. direkter Wellenschlagsbereich, konnten dabei untersucht werden.



Foto 28: Stappitzer See. Foto: M. Konar

Zuckmücken (Chironomidae) und Ringelwürmer (Oligochaeta)

Die weitaus meisten der den See bewohnenden Bodenorganismen sind naturgemäß Larven der Zuckmücken (Chironomidae) (Foto 29) und kleine aquatische Verwandte der Regenwürmer (Ringelwürmer, Oligochaeta) (Foto 30). Diese Tiere leben je nach Art entweder frei oder in selbstgebauten Röhren im Schlamm und Feinsediment. Sie ernähren sich zumeist von toten organischen Substanzen (Falllaub, totes Plankton), die sich auf dem Seegrund ansammeln. Zuckmücken und Würmer machen fast die Hälfte der sich im See befindlichen Bodenorganismen aus. Auch die zum Schlüpfen des Imaginalstadiums an die Wasseroberfläche schwimmenden Puppen, der übrigens völlig harmlosen Zuckmücken, werden sehr gerne von Fischen gefressen.



Foto 29: Zuckmückenlarve. Foto: M. Konar



Foto 31: Erbsenmuschel. Foto: M. Konar

Erbsenmuscheln (*Pisidium* sp.)

Weitere interessante, den Schlamm bewohnende Tiere sind Kugelmuscheln (Sphaeriidae), zu denen auch die Gattung *Pisidium* (Erbsenmuscheln) gehört (Foto 31). Im Gegensatz zu den weitaus bekannteren Großmuscheln werden die Erbsenmuscheln nur wenige mm groß und werden somit kaum bemerkt. Sie ernähren sich, wie alle Muscheln, als Filtrierer. Sie besitzen zu diesem Zweck eine Einströmöffnung, in die Seewasser eingestrudelt wird, und eine Ausströmöffnung, wo das von Partikeln befreite Wasser wieder abgegeben wird.

Gnitzenlarve (Ceratopogonidae)

Die Larven der ebenfalls im Schlamm zu findenden Gnitzen (Ceratopogonidae) sind dünn und peitschenförmig (Foto 32). Sie sind Räuber und ernähren sich unter anderem von Zuckmückenlarven und können ob ihrer Kleinheit ebenfalls nur mit einer entsprechenden Vergrößerung (starke Lupe) wahrgenommen werden. Mit der geschlüpften, sehr vagilen Mücke kommt man dagegen leichter in Berührung. Die nur 2 mm großen Weibchen sind Blutsauger an Tieren und auch am Menschen. Sie verfügen über ein stark gerinnungshemmendes Gift, welches zu heftig juckenden Pusteln führt.



Foto 30: aquatischer Ringelwurm. Foto: M. Konar



Foto 32: Gnitzenlarve. Foto: M. Konar

Foto 33: *Sialis lutaria*. Foto: M. Konar

Schlammfliegenlarve (*Sialis lutaria*)

Auffälliger sind die räuberischen Larven der Schlammfliege *Sialis lutaria* (Foto 33). Die Larven haben einen großen Kopf mit massiven Kiefern, mit denen sie andere Organismen überwältigen. Der Lebenszyklus der Schlammfliege führt von einer planktischen Erstlarve über 10 bodenbewohnende Larvenstadien und über eine Verpuppung außerhalb des Gewässers zu einer bis 3 cm großen dunklen, mit rauchigen Flügeln ausgestatteten Fliege. Das geflügelte Stadium nimmt kaum Nahrung auf (gelegentlich findet man es an Blüten) und widmet sich nur mehr der Paarung und der Eiablage. Die Eier werden in Paketen an über dem Wasserspiegel befindlichen Pflanzenteilen abgelegt. Die schlüpfende Erstlarve fällt einfach ins Wasser und die Entwicklung beginnt von Neuem.

Steinfliegenlarve (*Plecoptera* sp.)

In der Verlandungszone mit dichtem Sumpfpflanzenbewuchs ist eine kleine Steinfliege aus der Familie Nemouridae (Foto 34) beheimatet. Dieses Insekt weist in seinem Entwicklungszyklus kein Puppenstadium auf, sondern die Larven häuten sich viele Male und werden dabei dem fertigen Insekt immer ähnlicher. Das letzte Larvenstadium verlässt schließlich das Wasser und daraus schlüpft ein geflügeltes Insekt.



Foto 34: Steinfliegenlarve. Foto: M. Konar

Weitere den See bewohnende Organismen sind Strudelwürmer, die mit ihrem muskulösen Schlund andere Tiere aussaugen. Auch Köcherfliegen und Wasserkäfer sowie kleine Milben und der Egel *Helobdella stagnalis* sind Bewohner der Seeuferbereiche.

Seeausrinn

Ergebnisse

Der Abfluss eines Sees wird als Seeausrinn bezeichnet. Der Seeausrinn (Foto 35) des Stappitzer Sees weist die biologische Gewässergüteklasse I auf.

Polyp (*Hydra* sp.)

Im langsam dahinfließenden Seeausrinn des Stappitzer Sees sind zum Teil Organismen zu finden, die auch im See vorkommen. So findet man z. B. noch Erbsenmuscheln und sogar den Polypen *Hydra* sp. (Foto 36), der seine Arme mit Nesselfäden bestückt in die langsame Strömung hält.

Dagegen sind andere Organismen unbedingt auf fließendes Wasser angewiesen. Manche dieser Tiere können dabei auf das vorbei driftende Wasser als Nahrungsquelle zurückgreifen.



Foto 35: Seeausrinn des Stappitzer Sees. Foto: L. Schulz

Kriebelmückenlarve (Simuliidae)

Die Larven der Kriebelmücken (Simuliidae) (Foto 37) besitzen am Hinterende einen Saugnapf, mit dem sie sich an der Oberfläche von Steinen oder Holz anheften. Am Kopf weisen sie einen feinen Filtrierapparat auf, mit dem sie Partikel aus dem vorbeiströmenden Wasser aufnehmen können. Der Name der Kriebelmücken geht auf ein typisches Verhalten der weiblichen Mücke zurück: Nachdem ein Säugetier bzw. Mensch angefliegen wurde, läuft die Mücke noch kurz auf ihrem Wirt herum, um eine geeignete Stelle für ihre Blutmahlzeit zu finden. Dies verursacht ein Kitzeln, das den erfahrenen Wirt auf den Parasiten hinweisen sollte. Der Stich ist relativ schmerzhaft, Schwärme dieser Mücken führen immer wieder zu Verlusten beim Weidevieh (anaphylaktischer Schock).

Köcherfliegenlarve (*Plectrocnemia conspersa*)

Auch die Köcherfliege *Plectrocnemia conspersa* (Foto 38) ernährt sich aus der fließenden Welle. Sie baut aus Gespinst Wohnröhren, die sich an ihrer Vorderseite in die Strömung öffnen. Die darin hängenbleibenden Partikel und Organismen werden anschließend gefressen.

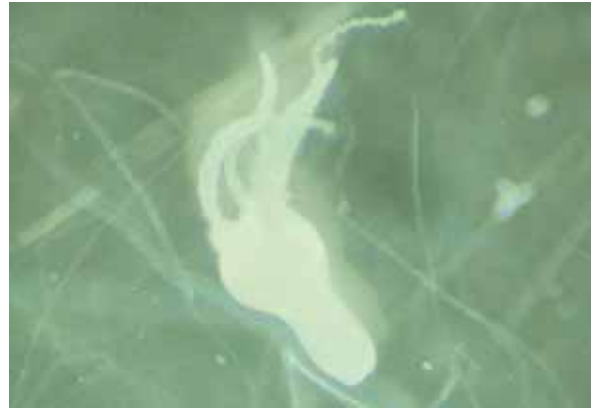
Foto 36: *Hydra* sp.. Foto: M. Konar

Foto 37: Kriebelmückenlarve. Foto: M. Konar

Foto 38: *Plectrocnemia conspersa*. Foto: M. Konar

Faltenmückenlarve (*Dicranota* sp.)

Interessant sind auch die hohen Dichten von Larven der Faltenmücke *Dicranota* sp. (Foto 39). Diese wurmförmigen Larven laufen auf kurzen Stummelbeinen am Gewässergrund umher und suchen nach kleinen Beuteorganismen, wie Zuckmückenlarven und Würmern.



Foto 39: *Dicranota* sp.. Foto: M. Konar

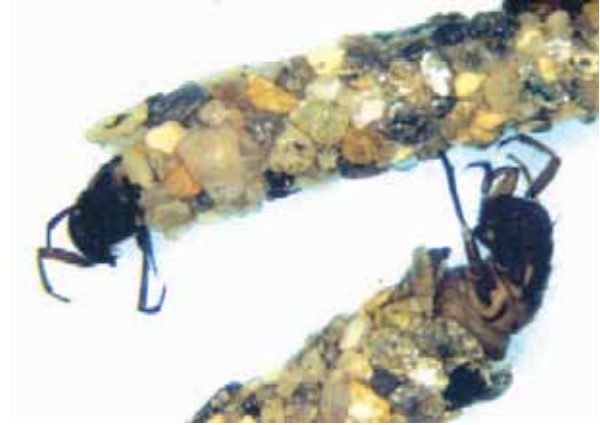


Foto 41: *Allogamus auricollis*. Foto: M. Konar

Mallnitzer Seebach

Ergebnisse

Die Fauna des Mallnitzer Seebaches ist eine typische Fließwasserlebensgemeinschaft. Auf der Höhe des Stappitzer Sees mäandriert das Gewässer und bildet größere Schotterbänke aus (Foto 40). Das reichlich vorhandene Totholz bietet in Kombination mit dem gut strukturierten Gewässergrund einen reich ausgestatteten Lebensraum für die Bodenfauna. Die Zusammensetzung der Bodenfauna weist dem Seebach in diesem Bereich die biologische Gewässergüteklasse I zu.



Foto 40: Mallnitzer Seebach, Höhe Stappitzer See.
Foto: L. Schulz

Steinfliegenlarve (*Protonemura*)

Besonders häufig sind Steinfliegen der Gattung *Protonemura*. Diese Tiere ernähren sich von organischen Substanzen, wie z. B. Falllaub, aber auch vom Algenaufwuchs.

Köcherfliegenlarve (*Allogamus auricollis*)

In den strömungsberuhigten Bereichen findet man Larven der Köcherfliege *Allogamus auricollis* (Foto 41). Sie sind Allesfresser (Omnivoren) und fressen neben Pflanzenresten und Algenaufwuchs auch kleinere Tiere, die sie überwältigen können. Sie können bei Nahrungsmangel aber auch auf eine filtrierende Lebensweise umsteigen. Zu diesem Zweck halten sie sich mit zwei Beinpaaren an der Oberseite von Steinen, Totholz etc. fest und strecken ihre stark beborsteten Vorderbeine in die Strömung. Vorbeidriftende Partikel können so genutzt werden.

Eintagsfliegenlarve (*Baetis alpinus*)

Auffällig ist auch die häufige kleine Eintagsfliege *Baetis alpinus* (Foto 42). Eintagsfliegen weisen einen interessanten Entwicklungszyklus auf, sie sind die einzigen Insekten mit zwei geflügelten Stadien. Die Larve entwickelt sich über viele Häutungen zu einem ersten geflügelten Stadium, dem sogenannten Subimago. Dieses Stadium ist an rauchig bis dunklen Flügeln erkennbar. Aus dem Subimago schlüpft anschließend das zweite geflügelte Stadium, das fertige geschlechtsreife Insekt. Eintagsfliegen nehmen als Adulttiere keine Nahrung mehr auf und haben nur mehr die

Foto 42: *Baetis alpinus*. Foto: M. KonarFoto 44: *Rhyacophila vulgaris*. Foto: M. Konar

Funktion sich zu paaren und Eier abzulegen, anschließend sterben sie.

Beim Hotel Alpenrose steigt das Gefälle an und die Strömungsgeschwindigkeit vergrößert sich (Foto 43). Die Zusammensetzung der Bodenfauna verschiebt sich somit zu strömungsresistenteren Arten.



Foto 43: Mallnitzer Seebach, Höhe Hotel Alpenrose. Foto: M. Konar

mückenlarven erreichen. Da sie Gefahr läuft, ihre erbeutete Nahrung in der Strömung zu verlieren, wird die Beute zwischen den Vorderbeinen (ähnlich der Gottesanbeterin) eingeklemmt.

Foto 45: *Rhithrogena* sp.. Foto: M. Konar

Köcherfliegenlarve (*Rhyacophila vulgaris*)

Hier findet man viele Köcherfliegen der Art *Rhyacophila vulgaris* (Abb. 44). Dieses Tier ist auf strömendes, kaltes Wasser angewiesen und stirbt in einem stehenden Gewässer unweigerlich nach sehr kurzer Zeit. Mit extrem langen und spitzen Klauen kann diese räuberische Köcherfliege auch bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten auf Nahrungssuche gehen und z. B. die auf der Oberfläche der Steine haftenden Kriebel-

Eintagsfliegenlarve (*Rhithrogena* sp.)

Die Larven der Eintagsfliege *Rhithrogena* sp. (Foto 45) sind abgeflacht und bilden mit ihren auf der Unterseite befindlichen Kiemen eine Art Bauchsaugnapf, mit dem sie sich auch in starker Strömung an der Steinoberseite halten können. So können sie den Algenaufwuchs auf der Steinoberseite nutzen.



Foto 46: *Crenobia alpina*. Foto: M. Konar

Strudelwurm (*Crenobia alpina*)

Der Strudelwurm *Crenobia alpina* (Foto 46) ist eine auf kalte, sauerstoffreiche Gewässer beschränkte Art mit weiter Verbreitung. Strudelwürmer besitzen ein Wimperkleid, mit dem sie ruhig dahingleiten, sie können sich aber auch spanneraugenartig fortbewegen. Erstaunlich ist die Regenerationsfähigkeit dieser Tiere. Schneidet man einen Wurm auseinander, so gleiten beide Teile oft ohne merkbare Reaktion weiter. Auch aus kleinsten Stücken wird nach einiger Zeit wieder ein ganzer Wurm.

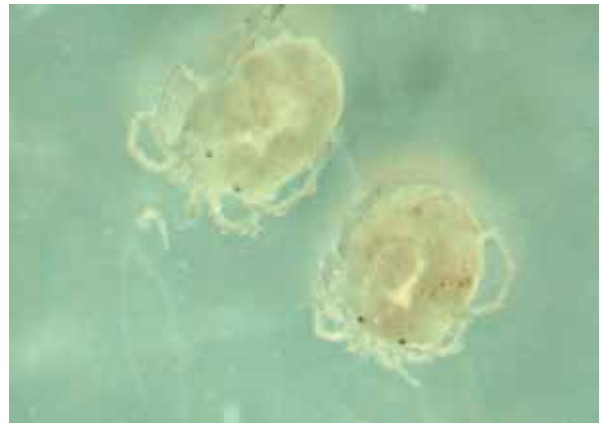


Foto 47: *Hydracarina* sp.. Foto: M. Konar

Wassermilben (*Hydracarina* sp.)

Wassermilben (*Hydracarina* sp.) (Foto 47) sind entfernte Verwandte der Zecken und ernähren sich auch dementsprechend. Allerdings saugen sie an Wasserinsekten, indem sie ihre Mundwerkzeuge in die weichen Häute zwischen den für sie nicht durchdringbaren härteren Chitin-Segmenten einstechen. Oft findet man sie massenhaft auf den geflügelten Stadien der Wasserinsekten, von denen sie sich in neue Lebensräume transportieren lassen.

Alle gefundenen wirbellose Organismen sind in Tabelle 10 mit den jeweiligen Fundorten aufgelistet.

Tab. 10: Im Untersuchungszeitraum nachgewiesene Makrozoobenthosarten.

	Stappitzer See	See- ausrinn	Seebach – Höhe Stappitzer See	Seebach – GH Alpenrose
Nesseltiere (Coelenterata):				
<i>Hydra</i> sp.		x		
Strudelwürmer (Turbellaria):				
<i>Crenobia alpina</i>			x	x
Turbellaria Gen. indet.	x			
Schnurwürmer (Nematoda):				
Nematoda Gen.	x			
Weichtiere (Mollusca):				
Mollusca sonstige	x			
Sphaeriidae Gen. indet.	x	x		
Regenwurmverwandte (Oligochaeta):				
<i>Eiseniella tetraedra</i>		x		
<i>Fridericia</i> sp.	x		x	x
<i>Haplotaxis gordioides</i>	x			
<i>Limnodrilus</i> sp.		x		
<i>Nais alpina</i>				x
<i>Nais</i> sp.	x	x	x	x
Oligochaeta Gen. indet.	x	x	x	
<i>Stylogdrilus heringianus</i>	x			x
Tubificidae Gen. sp.	x		x	x
Egel (Hirudinea):				
<i>Helobdella stagnalis</i>	x			
Wassermilben (Hydracarina):				
Hydracarina Gen.	x	x	x	x
Eintagsfliegen (Ephemeroptera):				
<i>Baetis alpinus</i>			x	x
<i>Baetis rhodani</i>			x	x
<i>Baetis</i> sp.		x	x	x
<i>Ecdyonurus</i> sp.			x	
<i>Ecdyonurus venosus</i>				x
<i>Ephemerella mucronata</i>			x	x
<i>Rhithrogena degrangei</i>				x
Steinfliegen (Plecoptera):				
<i>Amphinemura</i> sp.		x		
<i>Isoperla grammatica</i>			x	x
<i>Isoperla rivulorum</i>			x	x
<i>Isoperla</i> sp.			x	x
<i>Leuctra braueri</i>				x
<i>Leuctra handlirschi</i>			x	
<i>Leuctra inermis</i> gr.		x	x	x
<i>Leuctra</i> sp.				x
<i>Nemoura cinerea</i>			x	
<i>Nemoura mortoni</i>			x	x
<i>Nemoura</i> sp.			x	
Nemouridae Gen. sp.	x	x		
<i>Nemurella pictetii</i>		x	x	
<i>Perlodes</i> sp.				x
<i>Protonemura nimborum</i>				x
<i>Protonemura</i> sp.		x	x	x

	Stappitzer See	See- ausrinn	Seebach – Höhe Stappitzer See	Seebach – GH Alpenrose
Köcherfliegen (Trichoptera):				
<i>Allogamus auricollis</i>			x	x
<i>Drusus biguttatus</i>				x
<i>Halesus digitatus</i>			x	
<i>Limnephilus coenosus</i>	x			
Limnephilidae	x	x	x	
<i>Limnephilus extricatus</i>			x	
<i>Micrasema minimum</i>			x	
<i>Oligotricha striata</i>			x	
<i>Plectrocnemia conspersa</i>		x		
<i>Plectrocnemia</i> sp.		x		
<i>Potamophylax luctuosus</i>		x		x
<i>Rhyacophila</i> s. str. sp.				x
<i>Rhyacophila tristis</i>			x	x
<i>Rhyacophila vulgaris</i>		x	x	x
Käfer (Coleoptera):				
<i>Agabus</i> sp.	x			
Dytiscidae Gen. sp.	x			
Schlammfliegen (Megaloptera):				
<i>Sialis lutaria</i>	x		x	
Falt- und Stelzenmücken (Limoniidae):				
<i>Dicranota</i> sp.		x	x	x
<i>Molophilus</i> sp.			x	
Gnitzen (Ceratopogonidae):				
<i>Bezzia</i> sp.	x			
Kriebelmücken (Simuliidae):				
<i>Prosimulium hirtipes</i>				x
<i>Prosimulium</i> sp.			x	x
<i>Simulium brevidens</i>			x	
<i>Simulium carthusiense</i>			x	
<i>Simulium monticola</i>				x
<i>Simulium</i> sp.		x	x	x
Tanzfliegen (Empididae):				
<i>Chelifera</i> sp.				x
Empididae Gen. sp.			x	
<i>Hemerodromia</i> sp.	x			
Zuckmücken (Chironomidae):				
<i>Brillia modesta</i>		x	x	
Chironomidae Gen. Indet.	x			
Chironominae Gen. Indet	x			
<i>Chironomus</i> sp.	x			
<i>Corynoneura</i> sp.			x	
<i>Diamesa</i> sp.			x	x
<i>Heleniella</i> sp.			x	x
<i>Micropsectra</i> sp.	x	x	x	
<i>Microtendipes</i> sp.	x	x		
Orthocladinii COP		x	x	
<i>Parametrioctenemus stylatus</i>			x	x
<i>Prodiamesa olivacea</i>	x			
Tanypodinae sp.	x	x		

Fischökologie



Abb. 17: Karte vom Stappitzer See und Mallnitzer Seebach mit Markierung der Befischungsstellen.

Methode

Die Befischungen wurden am 8. und 9. Oktober 2001 durchgeführt, die genauen Standorte der Befischungen in See und Seebach sind Abbildung 17 ersichtlich.

In Tabelle 11 sind nähere Angaben zu den Befischungen im Stappitzer See und Mallnitzer Seebach angeführt.

Netzbefischung

Bei der Netzbefischung werden meist Kiemennetze verwendet. Diese bestehen aus einer Netzwand, in der sich die dagegen schwimmenden Fische, die die Nylonfäden nur schwer wahrnehmen, mit ihren Kiemendeckeln, Flossen, Schuppen oder Zähnen verfangen. Die Netze werden mit Hilfe von Bojen und Ankern in die gewünschte Tiefe gesetzt.

Für die Netzbefischung am Stappitzer See wurden zwei Multimaschennetze (Maße je 45 x 1,2 m mit Netzmaschenweiten zwischen 6,25 und 70 mm) und dazwischen ein Einfachmaschen-Stellnetz (Maße 50 x 2,5 m, Netzmaschenweite 30 mm; Tab. 11)

am späten Nachmittag des 8. Oktober 2001 ausgesetzt und am nächsten Tag mit Beginn um 10:15 Uhr eingeholt (Foto 48).

Elektrofischung

Bei einer Elektrofischung wird im Wasser ein Kraftfeld aufgebaut, das zwischen Anode (Fangpol) und Kathode (Scheuchpol) wirkt. Die Größe und Wirksamkeit des Kraftfeldes hängt von der Leitfähigkeit des Wassers sowie von der Dimension des Gewässers ab. Nur Fische, die innerhalb des Kraftfeldes einer genügend hohen Spannung ausgesetzt sind, werden durch die Befischung erfasst. Fische, die sich außerhalb des Kraftfeldes befinden, werden verschreckt. Größere Fische sind einer höheren Spannung ausgesetzt, als kleinere Fische. Während die kleinen Fische jedoch kaum eine Fluchtreaktion zeigen, ist das Fluchtverhalten der großen Fische stärker ausgeprägt. Die Elektrofischung ist somit größenselektiv. Der Fangerfolg wird aufgrund der Beobachtungen des Polführers sowie der Fänger geschätzt.

Tab. 11: Angaben zu den Befischungen im Stappitzer See und Mallnitzer Seebach.

Gewässer	Abschnitt	Strecke, Nummer	Methode	Befischungslänge [m]	Befischungsfläche [m ²]
See	Mitte-Ostufer	Pelagial 1	Multimaschennetz (1.2 m Höhe)	45	54
See	Mitte	Pelagial 2	einfaches Maschennetz (2,5 m Höhe)	50	125
See	Mitte-Westufer	Pelagial 3	Multimaschennetz (1.2 m Höhe)	45	54
See	Schilfrand Ostufer	Seeufer 1	Elektroaggregat, Boot	100	300
See	Westufer	Seeufer 2	Elektroaggregat, Boot	90	270
Seebach	300 m oberhalb Abflusseinmündung	Seebach 1	Elektroaggregat	120	1.020
Seebach	30 m oberhalb Abflussein- mündung	Seebach 2	Elektroaggregat	39	312

Bootsbefischung

Bei der Bootsbesfischung kam ein für Elektrobefischungen adaptiertes Boot zum Einsatz (Foto 49). Es handelt sich hierbei um ein Schlauchboot mit einem eigens dafür konstruierten Aufbau. Das Stromaggregat befindet sich an Bord. 1,5 m vor dem Bug hängen 10 Anodenkabel (20 bis 40 cm) ins Wasser. In der Bootsmittle befinden sich links- und rechtsseitig je ein Kathodenkabel, welches ungefähr 1 m tief ins Wasser reicht. Um die Scheuchwirkung zu minimieren wird der Stromfluss mittels Todmannschalter unterbrochen um die Fische überraschen zu können.



Foto 48: Stappitzer See, Netzbefischung im Oktober 2001.
Foto: F. Uiblein

Befischung watend

Bei der watenden Befischung wird flussaufwärts gefischt (Foto 50). Das Aggregat befindet sich am Ufer. Die Polstange des Polführers wird über ein Kabel mit Strom versorgt. Der Polführer geht dabei vor den Kescherführern, die die betäubten Fische aus dem Wasser entnehmen.

Im See erfolgten am 9. Oktober 2001 noch zwei Elektrobefischungen mittels Elektrobefischungsboot. Zwei weitere Befischungen mittels Elektro-Standardaggregat erfolgten in zwei Abschnitten des Seebaches. Der Fangerfolg lag bei ca. 80 Prozent.



Foto 49: Stappitzer See, Elektrobefischung im Oktober 2001.
Foto: F. Uiblein



Foto 50: Mallnitzer Seebach, Elektrofischung im Oktober 2001. Foto: F. Uiblein

Infolge der geringen Leitfähigkeit (bei $40 \mu\text{S}/\text{cm}$) konnten insbesondere kleine Fische nur schwer erfasst werden. In allen Fällen wurde ein Gleichstromelektrofischungsgerät, Marke Grassl, mit 10,5 kW-Leistung bei einer Spannung von 600 V verwendet.

Auswertung

Die in Tabelle 11 angegebene und zur Berechnung von Dichte- und Biomassedaten herangezogene Befischungsfläche bezieht sich bei der Netzfangmethode auf die Netzfläche, bei der Elektrofischmethode auf die befischte Bodenfläche. Zum Vergleich der unterschiedlichen Netztypen und Befischungstrecken wurden die Daten getrennt ausgewertet und anschließend für das jeweils befischte Habitat (Pelagial, Seeufer, Seebach) zusammengefasst.

Die gefangenen Fische wurden nach Artzugehörigkeit bestimmt und die Totallänge in mm und das Totalgewicht in g gemessen. Belegfotos wurden angefertigt und ein Teil der Seesaiblinge wurde ins Labor gebracht und dort für spätere Untersuchungen weiterer biologischer Parameter eingefroren. Später wurden diese Exemplare bezüglich Kondition, Gonadenwachstum, Geschlechtsverhältnis, Alter, Nahrungswahl und Variabilität der Körperstruktur genauer untersucht. Stücke der Fettflosse für spätere genetische Untersuchungen und Otolithen zur Altersbestimmung wurden entnommen.

Der Fulton'sche Konditionsfaktor wurde nach der Formel $K=(W*100)/(L^3)$ berechnet, wobei L die Totallänge in cm und W das Gesamtgewicht in g angibt. Als weiteres Maß für die Kondition wurde das größenkorrigierte Totalgewicht (= Residuen aus der Regression zwischen den logarithmierten Werten von Totalgewicht und Totallänge, UIBLEIN et al. 2000) verwendet. Die Maturität wurde mittels gonadosomatischem Index (GSI = Gonadengewicht/Totalgewicht x 100) errechnet.

Als Maße für die Körperstruktur wurden neben der Totallänge auch die Kopflänge, die Oberkieferlänge, die maximale Körperhöhe und die Zahl der Kiemenreusen bestimmt. Die drei zusätzlichen Körperstrukturmaße wurden zum Vergleich größenkorrigiert und in Prozent Totallänge dargestellt (UIBLEIN & WINKLER 1994). Zum Vergleich der aus dem Stappitzer See gewonnenen Körperstrukturdaten wurden Ergebnisse von früheren morphologischen Untersuchungen aus österreichischen und bayrischen Voralpenseen (HONSIGERLENBURG 1980, HECHT et al. 1992) sowie aus dem mittleren Landschitzsee herangezogen. Zusätzlich erfolgte noch anhand von Fotos ein Vergleich der relativen Kopflängenmaße von Individuen aus dem Stappitzer See mit vier Formen des Seesaiblings aus dem Thingvallavatn-See in Island (SANDLUNG et al. 1992).

Zur Altersbestimmung der Seesaiblinge wurden die Otholithen (Gehörknöchelchen) herangezogen. Zu diesem Zweck wurden die Otholithen mittels feinem Schleifpapier so lange bearbeitet, bis man unter dem Binokular die Wachstumsringe abschätzen konnte.

Analyse der Mageninhalte: Die zur Untersuchung bestimmten Fische wurden getötet, in Plastiksäcke verpackt und tiefgefroren. Zur Mageninhaltsuntersuchung wurden die Mägen der Fische entnommen, der Inhalt abgestreift, gewogen und unter dem Binokular prozentuell auf seine Zusammensetzung untersucht. Dabei wurde zwischen folgenden Komponenten unterschieden:

- * Anflug
- * Benthos (inklusive Chironomidenlarven)
- * Chironomidenpuppen
- * Zooplankton
- * Fische
- * Sonstiges (z. B. Pflanzen, weitere Tiergruppen)

Stappitzer See

Ergebnisse

Die Befischungsergebnisse mit dem Netz sind in Tabelle 12 aufgelistet. Es wurden 51 Seesaiblinge und 4 Bachforellen (*Salmo trutta*) mit einer errechneten Dichte von 23,6 Individuen und einer Biomasse von 4 kg pro 100 m² Netzfläche gefangen. Die höchsten errechneten Fischdichten und Biomassewerte erbrachten die Fänge mit den beiden Multimaschennetzen (Pelagial 1, Pelagial 3; Tabelle 12).

Ein Vergleich zwischen den Befischungsterminen 2001 und 1994 ist in Tabelle 13 dargestellt. Da ungefähr mit der gleichen Netzfläche und Fangmethode (jeweils zwei Multimaschennetze und ein einfaches Maschennetz, FRIEDL et al. 1995) befishet wurde, sind diese Daten weitestgehend vergleichbar. Dabei zeigt sich eine deutliche Erhöhung der Fangzahl, Dichte und Biomasse zwischen den beiden Befischungsterminen. Der relative Anteil an Seesaiblingen nahm leicht zu.

Die Befischungsergebnisse mit dem Elektroaggregat im Uferbereich des Stappitzer Sees sind in Tabelle 14 dargestellt. Es wurden insgesamt 36 Fische gefangen, davon 9 Seesaiblinge, 10 Bachforellen, 15 Elritzen (*Phoxinus phoxinus*) und 2 Bachsaiblinge (*Salvelinus fontinalis*). Die Elritze als numerisch häufigste Art hat nur einen sehr kleinen Biomasse-Anteil (Tab. 14). Die höchste Biomasse zeigten die nächsthäufigsten Arten - Seesaibling und Bachforelle.

Die aufgrund der beiden Elektrofischungen errechnete Gesamtdichte lag bei 631,6 Individuen und die Biomasse bei 66,7 kg pro ha. Im Bereich des mit Schilf bewachsenen Befischungsabschnittes (Seeufer 1) wurden insgesamt höhere Fischdichten festgestellt (Tab. 14). Die beiden Bachsaiblinge wurden am gegenüberliegenden Ufer nahe dem Ausrinn in den Seebach gefangen. Bei der im Jahre 1994 durchgeführten Elektrofischung im See wurden nur sieben Bachforellen gefangen (FRIEDL et al. 1995).

Tab. 12: Ergebnisse der Netzbefischungen im See, mit Abkürzung der Artnamen (Sa...Seesaibling, St...Bachforelle).

Strecke	Art	Zahl	Relative Häufigkeit [%]	Totallänge [mm]	Totalgewicht [kg]	Relative Biomasse [%]	Dichte [pro 100 m ²]	Biomasse [pro 100 m ²]
Pelagial 1	Sa	23	62,2	235 – 321	3,97	63,4	42,6	7,35
Pelagial 2	Sa	12	32,4	237 – 323	1,82	29,2	9,6	1,46
Pelagial 2	St	2	5,4	282 – 303	0,46	7,4	1,6	0,37
Pelagial 3	Sa	16	88,9	243 – 302	2,68	87,7	29,6	4,96
Pelagial 3	St	2	11,1	254 – 277	0,37	12,3	3,7	0,69
Gesamt	Sa	51	92,7	235 – 323	8,48	91	21,9	3,64
Gesamt	St	4	7,3	243 – 303	0,84	9	1,7	0,36
Summe		55			9,32		23,6	4

Tab. 13: Vergleich der 1994 und 2001 erfolgten Netzbefischungen im Stappitzer See.

	1994	2001
Netzfläche [m ²]	200,8	233
Zahl der gefangenen Fische	27	55
Dichte pro 100 m ² Netzfläche	13,4	23,6
Biomasse pro 100 m ² Netzfläche [in kg]	2,5	4
Anteil Seesaiblinge [%]	81,5	92,7

Tab. 14: Ergebnisse der Elektrofischungen im See (Sa - Seesaibling, St - Bachforelle, Pp - Elritze, Sf - Bachsaibling).

Strecke	Art	Zahl	Relative Häufigkeit [%]	Totallänge [mm]	Totalgewicht [g]	Relative Biomasse [%]	Dichte [pro ha]	Biomasse [pro ha]
Seeufer 1	Sa	7	24,1	208 - 320	1,29	46	233,3	43,06
Seeufer 1	St	8	27,6	164 - 321	1,43	51,1	266,7	47,9
Seeufer 1	Pp	14	48,3	64 - 107	0,08	2,9	466,7	2,7
Seeufer 2	Sa	2	28,6	282 - 295	0,4	41,1	74,1	1,5
Seeufer 2	St	2	28,6	147 - 303	0,31	31,5	74,1	11,51
Seeufer 2	Sf	2	28,6	145 - 291	0,26	26,6	74,1	9,74
Seeufer 2	Pp	1	14,3	97	0,01	0,9	37	0,33
Gesamt	Sa	9	25	208 - 320	1,69	44,7	157,9	29,78
Gesamt	St	10	27,8	147 - 321	1,74	46	175,4	30,66
Gesamt	Sf	2	5,6	145 - 291	0,26	6,9	35,1	4,61
Gesamt	Pp	15	41,7	64 - 107	0,09	2,4	263,2	1,57
Summe		36			3,78		631,6	66,62

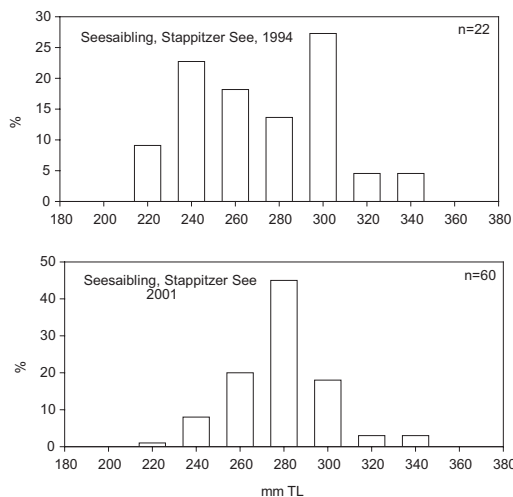


Abb. 18: Längenverteilung der im Stappitzer See bei den Befischungen 1994 und 2001 gefangenen Seesaiblinge.

Die in großer Zahl gefangenen Seesaiblinge konnten bezüglich fischbiologischer Parameter untersucht und zum Teil mit den 1994 gefangenen Exemplaren verglichen werden. Die Längenverteilung war bei beiden Befischungen ähnlich mit einer Dominanz der Längensklassen zwischen 240 und 300 mm (Abb. 18).

Die Längen-Gewichtsbeziehung für beide Fangjahre ist in Abbildung 19 und die Daten zur Kondition sind in Abbildung 20 dargestellt. Es zeigt sich ein deutlicher Rückgang im Gewicht bzw. in der Kondition mit einem Durchschnittswert von 0,93 im Jahre 1994 auf 0,86 im Jahre 2001. Die Unterschiede in Kondition und in der größenkorrigierten Biomasse sind jeweils hochsignifikant ($p < 0,005$).

Die gefangenen Seesaiblinge hatten eine sehr schöne Laichfärbung und standen offenbar kurz vor dem Abläichen oder hatten bereits abgeläicht. 42 Exemplare wurden bezüglich Gonadenreife, Mageninhalten und Körperstrukturmerkmalen genauer untersucht. Es zeigte sich dabei ein Geschlechtsverhältnis von 1 : 0,82 (Männchen : Weibchen). Die Männchen wiesen eine durchschnittliche Maturität von 2,87, die Weibchen einen GSI von 11,27 auf.

Bei den Nahrungsuntersuchungen zeigte sich, dass drei Seesaiblinge (= 7,1 %) leere Mägen hatten. Von den insgesamt 42 untersuchten Fischen wiesen 39 in ihren zumindest teilweise gefüllten Mägen 69,2 % Bodenfauna und zum überwiegenden Teil davon Chironomidenlarven (92,6 %) auf. Von diesen Fischen wurden Chironomidenpuppen während deren Aufstieg vom Boden zur Wasseroberfläche zu 59 % gefressen. Zooplankton mit 7 % und Anflugsahrung mit 8 % Auftrittshäufigkeit waren deutlich seltener in den Mägen zu finden. 13 Seesaiblinge (= 33,3 %) fraßen ausschließlich Bodennahrung und 12 Individuen (= 30,8 %) nur Freiwassernahrung inklusive Chironomidenpuppen.

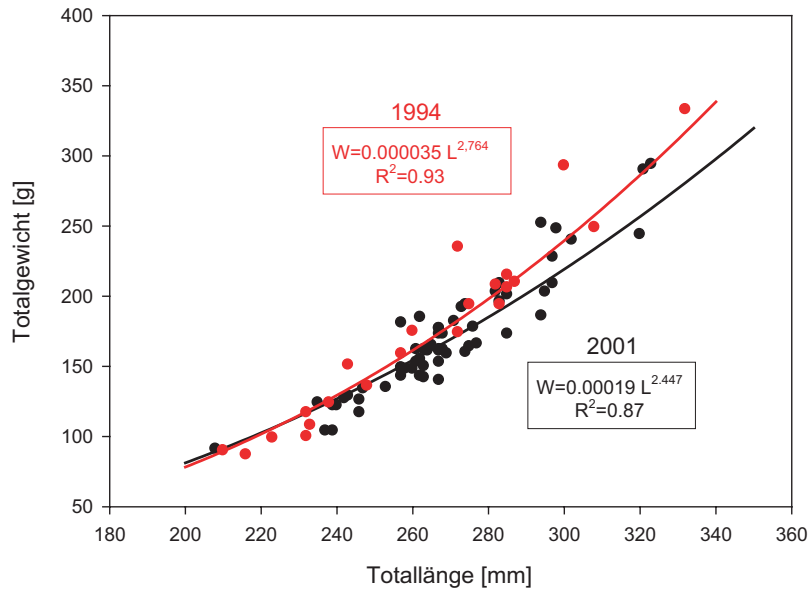


Abb. 19: Längen-Gewichtsbeziehung der 1994 und 2001 im Stappitzer See gefangenen Seesaiblinge.

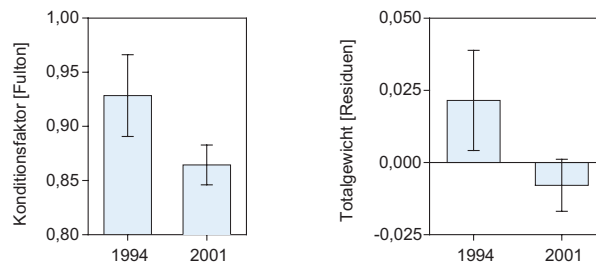


Abb. 20: Fulton'sche Konditionsfaktor und größenkorrigiertes Totalgewicht (Residuen der Regression zwischen den logarithmierten Werten von Totalgewicht und Totallänge).

Tab. 15: Totallänge (TL), drei Körperstrukturmaße (in % TL) und ein meristisches Maß der zwei morphologisch unterscheidbaren Formen des Seesaiblings aus dem Stappitzer See, nach Geschlecht getrennt.

	Form 1						Form 2					
	Männchen (n=7)			Weibchen (n=4)			Männchen (n=16)			Weibchen (n=15)		
	Min	Mw	Max	Min	Mw	Max	Min	Mw	Max	Min	Mw	Max
Totallänge [cm]	224	[241,0]	260	240	[258,3]	304	230	[254,9]	285	230	[262,5]	310
Kopflänge [in % TL]	12,9	[15,1]	16,9	13,2	[14,0]	14,7	20	[21,9]	23,3	18,4	[19,9]	21,3
Oberkieferlänge [in % TL]	9,3	[10,7]	11,4	9	[9,7]	10,2	8,7	[10,9]	12,5	8	[9,2]	10
Max. Körperhöhe [in % TL]	16,1	[18,3]	21,2	17,1	[19,9]	22	17,4	[20,3]	23,2	17,4	[20,1]	22,4
Anzahl der Kiemenreusen	19	[22,7]	26	23	[24,3]	27	17	[21,9]	27	19	[22,3]	28

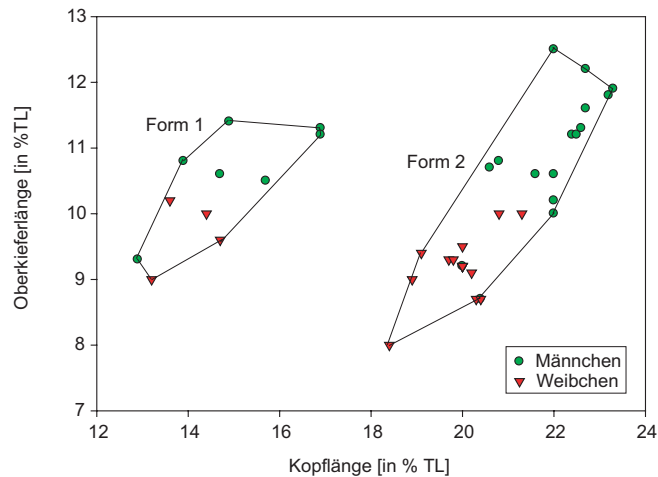


Abb. 21: Beziehung zwischen den relativen Maßen für Kopflänge und Oberkieferlänge bei Seesaiblingen aus dem Stappitzer See, mit Umrissen der mittels dieser beiden Körperstrukturmaße deutlich trennbaren morphologischen Formen und Trennung nach Geschlecht. Längen-Gewichtsbeziehung der 1994 und 2001 im Stappitzer See gefangenen Seesaiblinge.



Foto 51, 52: Beide Formen der Seesaiblinge aus dem Stappitzer See (Form 1 oben, Form 2 unten). Foto: F. Uiblein.

Tabelle 15 und Abbildung 21 zeigen die Ergebnisse zu den Untersuchungen der Körperstruktur der Seesaiblinge des Stappitzer Sees.

Mittels vergleichender gemeinsamer Betrachtung von relativer Kopflänge und Oberkieferlänge können deutlich zwei Formen unterschieden werden, wobei die Form 1 deutlich kleinere Köpfe bei gleicher Oberkieferlänge aufweist. Dieser Unterschied ist sogar mit freiem Auge erkennbar (Foto 51, 52). Bei beiden Formen zeigt sich eine deutlich positive Korrelation zwischen den beiden relativen Kopfmaßen. Die Weibchen zeigen dabei jeweils geringere Maße als die meisten Männchen. Bezüglich Körperhöhe und Kiemenreuzenzahl wurden keine deutlichen Unterschiede zwischen den beiden Formen oder Geschlechtern gefunden.

In Tabelle 16 und Abbildung 22 erfolgt ein Vergleich der Körperstrukturdaten der hier vorliegenden Untersuchung mit Ergebnissen aus früheren Untersuchungen von Seesaiblingspopulationen aus vier österreichischen Voralpenseen (HONSIG-ERLENBURG 1980). Deutlich lässt sich die Form 1 des Stappitzer Sees von allen anderen Seen unterscheiden, während die Form 2 eng mit den meisten Seen überlappt. In der relativen Kopflänge kommt es zu einer nur geringfügigen Überlappung zwischen Form 1 und Formen aus dem Altauseer See. Jedoch unterscheiden sich die beiden Populationen deutlich in der relativen Kieferlänge. Ein weiterer Vergleich mit Daten zur Kopflänge aus dem bayrischen Königssee (HECHT et al. 1992) erbrachte ebenfalls eine starke Überlappung mit der Form 2 und den Seesaiblingen aus österreichischen Voralpenseen. Ähnliches ergab auch ein Vergleich mit einem Individuum der kleinwüchsigen Population („Schwarzreuter“) des mittleren Landschitzsees. Und auch die anhand von Fotos erhobenen relativen Kopflängenmaße der Form 2 und vier Formen des Seesaiblings aus dem Thingvallavatn-See in Island (SANDLUND et al. 1992) überlappten deutlich. Die Form 1 aus dem Stappitzer See kann somit von allen verglichenen Seesaiblingspopulationen durch ihre deutlich kürzere Kopflänge unterschieden werden.

Tab. 16: Totallänge (TL) und drei Körperstrukturmaße (in % TL) der zwei Formen des Seesaiblings aus dem Stappitzer See und Populationen aus vier weiteren Seen.

	Stappitzer See Form 1 (n=11)			Stappitzer See Form 2 (n=31)			Hallstätter See (n=68)			Attersee (n=5)			Altausseeer See (n=3)			Fuschlsee (n=3)		
	Min	Mw	Max	Min	Mw	Max	Min	Mw	Max	Min	Mw	Max	Min	Mw	Max	Min	Mw	Max
Totallänge [cm]	224	[247]	304	230	[258,6]	310	281	[321,7]	378	210	[225]	240	347	[362]	371	246	[286,7]	318
Kopflänge [in % TL]	12,9	[14,7]	16,9	18,4	[21,0]	23,3	16,9	[20,0]	23,1	18,4	[19,3]	19,9	16,4	[16,8]	17,1	21,5	[22,1]	22,3
Oberkieferlänge [in % TL]	9	[10,4]	11,4	8	[10,1]	12,5	7,3	[9,8]	12,3	7,9	[8,3]	8,6	7	[7,5]	7,8	9,8	[10,3]	11
Max. Körperhöhe [in % TL]	16,1	[18,9]	22	17,4	[20,2]	23,2	12,3	[16,0]	20,8	13,7	[16,5]	18,6	14,9	[15,5]	16,4	15,9	[16,5]	17

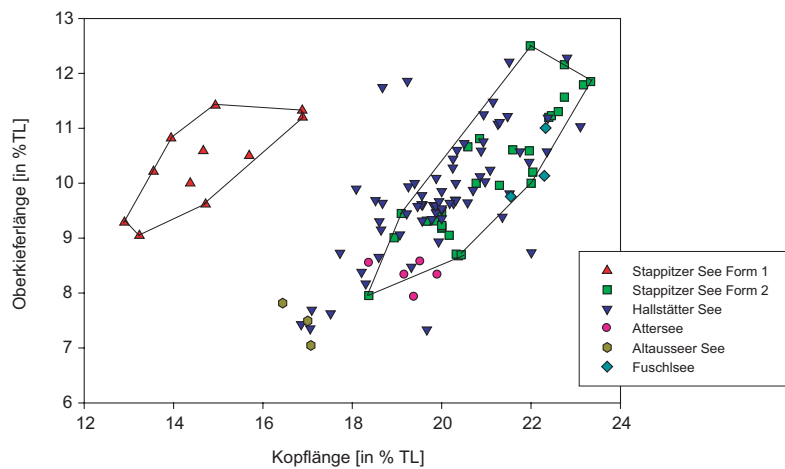


Abb. 22: Beziehung zwischen den relativen Maßen für Kopflänge und Oberkieferlänge bei Seesaiblingen aus dem Stappitzer See und vier Voralpenseen. Mit Umrissen für die mittels dieser beiden Körperstrukturmaße deutlich trennbaren morphologischen Formen des Stappitzer Sees.

Mallnitzer Seebach

Ergebnisse

Die Befischungsergebnisse für die beiden Abschnitte im Seebach sind in Tabelle 17 dargestellt.

Insgesamt wurden in diesem Gewässer 67 Fische gefangen, davon 22 Bachforellen, 40 Bachsaiblinge und ein Hybride zwischen beiden Arten. Die errechnete Dichte ist 473 Individuen und die Biomasse 53,3 kg pro ha. Zwischen den beiden Befischungstrecken zeigt sich ein deutlicher Unterschied im relativen Anteil der beiden Fischarten, wobei im oberen Bereich (Seebach 1) der Bachsaibling zahlenmäßig und - in einem etwas geringeren Maße - auch gewichtsmäßig dominiert.

Die Strecke Seebach 2 nahe der Ausmündung des Sees weist eine mit der Befischung 1994 vergleichbare Fläche auf und wurde in Tabelle 18 den Ergebnissen des Befischungstermins im Jahre 1994 gegenübergestellt. Es wurden in diesem Abschnitt weniger Fische gefangen und deutlich weniger Bachforellen, aber wesentlich mehr Bachsaiblinge. Auch die Gesamtdichte und die Biomasse nahmen zwischen 1994 und 2001 deutlich ab. Dieser Trend zeigt sich noch deutlicher, wenn auch die Befischungstrecke Seebach 1 in den Vergleich miteinbezogen wird (siehe Tabelle 17).

Tab. 17: Ergebnisse der beiden Elektrofischungen im Seebach, mit Abkürzung der Artnamen (St - Bachforelle, Sf - Bachsaibling, St x Sf - „Tigerfisch“).

Strecke	Art	Zahl	Relative Häufigkeit [%]	Total-länge [mm]	Total-gewicht [g]	Relative Biomasse [%]	Dichte [pro ha]	Biomasse [pro ha]
Seebach 1	St	9	24,3	103 - 332	1,618	40	88,2	15,863
Seebach 1	Sf	27	73	47 - 308	2,431	60	264,7	23,833
Seebach 1	St x Sf	1	2,7	60	-	-	9,8	-
Seebach 2	St	13	50	145 - 284	1,23	40,4	416,7	39,423
Seebach 2	Sf	13	50	72 - 281	1,815	59,6	416,7	58,173
Gesamt	St	22	34,9	103 - 332	2,848	40,2	165,2	21,381
Gesamt t	Sf	40	63,5	47 - 308	4,246	59,9	300,3	31,877
Gesamt t	St x Sf	1	1,6	60	-	-	9,8	-
Summe		63			7,094		473	53,258

Tab. 18: Ergebnisse der 1994 und 2001 im Abschnitt Seebach 2 durchgeführten Elektrofischungen.

	1994	2001
Befischte Fläche [m ²]	332,6	312
Zahl der gefangenen Fische	59	26
Dichte pro ha	2139	833,4
Biomasse pro ha [in kg]	179	97,6
Anteil Bachforellen [%]	84,7	50
Anteil Bachsaiblinge [%]	15,3	50

Die Längenverteilung der in den beiden Abschnitten des Seebaches gefangenen Bachforellen ist in Abbildung 23 den Ergebnissen zur Seepopulation gegenübergestellt. Im Seebach 1 treten deutlich kleinere Bachforellen auf als im oberen Abschnitt Seebach 2 und im See. Im Vergleich zu 1994 zeigen sich aber weniger kleine und mehr größere Bachforellen (Abb. 24). Kleine Bachforellen der Jahrgangsklasse 0+ wurden 2001 nicht gefangen. Bezüglich Längen-Gewichts-Beziehung zeigten sich nur sehr geringe Unterschiede in der Kondition zwischen den beiden Befischungsterminen mit mittleren Werten von 0,96 im Jahre 1994 und 0,94 im Jahre 2001. Es wurden keine signifikanten Unterschiede in der Kondition oder der größenkorrigierten Biomasse zwischen den beiden Befischungsterminen festgestellt.

Die Längenverteilung der Bachsaiblinge im Seebach ist jener der Bachforellen entgegengesetzt mit zahlreichen kleinen, der Jahrgangsklasse 0+ zurechenbaren Individuen im oberen Bereich Seebach 1 (Abb. 25). Nahe der Ausmündung des Sees im Abschnitt Seebach 2 wurden vor allem größere Bachsaiblinge gefangen.

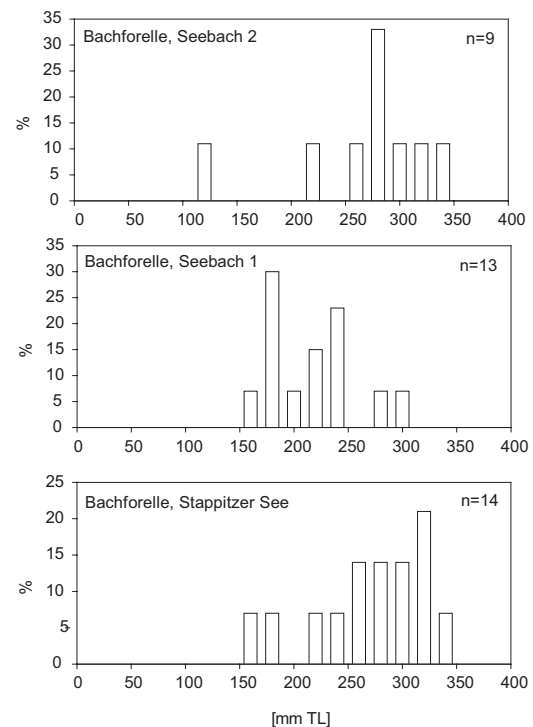


Abb. 23: Längenverteilung der in zwei Abschnitten des Seebaches und im Stappitzer See gefangenen Bachforellen.

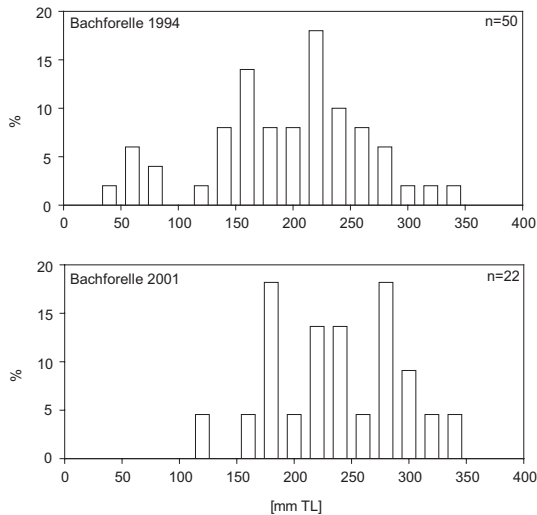


Abb. 24: Längenverteilung der 1994 und 2001 im Seebach gefangenen Bachforellen.

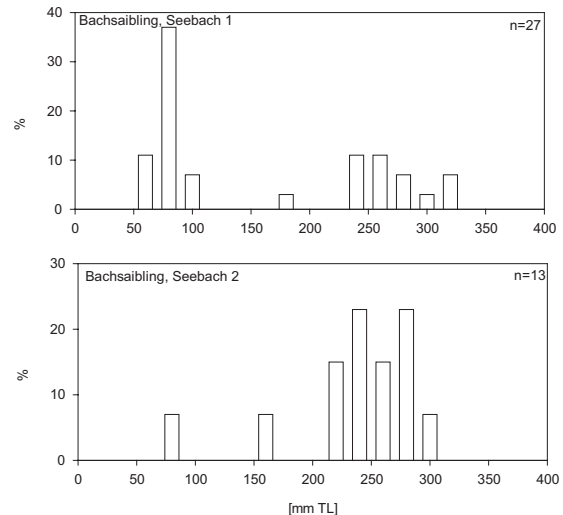


Abb. 25: Längenverteilung der in zwei Abschnitten des Seebaches gefangenen Bachsaiblinge.

Bisherige Bewirtschaftung von Stappitzer See und Mallnitzer Seebach

Ergebnisse

Das Vorkommen des Seesaiblings für den Stappitzer See wird bereits von WULFEN Ende des 18. Jahrhunderts angegeben. In einem in lateinischer Sprache verfassten Manuskript wird der Seesaibling für den Mallnitzersee (= Stappitzer See) bestätigt (HONSIG-ERLENBURG & MILDNER 1996). ARNOLD (1890) berichtet, dass „das ganze Fischwasser bis zur Mündung des Mallnitzbaches in die Möll der Wirtin von Mallnitz“ gehört. Laut Auskunft des heutigen Fischereiberechtigten, Herrn Peter Sterz, war der Name der Wirtin Agnes Noisternig. In weiterer Folge gibt ARNOLD (1890) an: „Das Fischwasser ist sehr reich an Forellen und Saiblingen, und es wurden an manchen Tagen schon an 100 Stück, darunter welche mit 2 kg Gewicht, gefangen. Während des Sommers werden Saiblinge aus dem hochgelegenen Dösender See, welcher meistens zugefroren ist, sodass sich die Fische nicht entwickeln können, in den Stappitzer See eingesetzt. Außerdem hat die Wirtin einen Weiher für künstliche Forellenzucht angelegt ...“.

Der Dösender See liegt auf einer Seehöhe von 2.260 m und entwässert in den Dösenbach, welcher südlich von Mallnitz in den Mallnitzbach mündet. In diesem See kommen heute kleinwüchsige

Seesaiblinge („Schwarzreuter“) und auch großwüchsige Formen („Wildfangsaiblinge“) vor (BALON & PENCZAK 1980; SCHULZ & WIESER 1991). Auch HARTMANN (1898) gibt das Vorkommen des Seesaiblings für den Stappitzer See an.

Ob der Seesaibling im Stappitzer See autochthon ist oder erst im Mittelalter durch Besatz in den See gekommen ist, kann derzeit nicht rekonstruiert werden. Mit großer Wahrscheinlichkeit wurden zahlreiche Hochgebirgsseen in Kärnten vor allem im Mittelalter mit Seesaiblingen aus den Seen des Salzkammergutes besetzt (HONSIG-ERLENBURG et al. 2002). Das Gebiet um Mallnitz gehörte zu dieser Zeit zum Erzbistum Salzburg.

In einem Bericht einer Erhebung über die Fischerei in Kärnten aus dem Jahre 1895 (Sterz, schriftliche Mitteilung) wird folgendes berichtet: „Um die Fischereiverhältnisse an der Mallnitz kennen zu lernen, begab ich mich nach Obervellach und Mallnitz. Das gleichnamige Flüsschen ist ein vortreffliches, wasserreiches Salmengewässer, dessen Bestände nur verhältnismäßig selten durch Hochwasser geschädigt werden.“

Rücksichtlich dieses Wasserlaufes ist eine Wirtschaftsbesitzerin im gleichnamigen Örtchen bezüglich einer großen Strecke fischereiberechtigt. Dieses Gewässer ist fast das einzige, das in rationeller, geradezu musterhafter Weise bewirtschaftet wird. Ein verlässlicher, bereits 15 Jahre im Dienst stehender Fischmeister leitet die Fischzuchtanstalt. Alljährlich werden zwischen 40.000 bis 60.000 voll-einjährige oder fast-zweijährige Saiblinge und Forellen in diesem prächtigen Wasserlauf aus den Anstaltsteichen eingesetzt.“

Der Obmann des Fischereirevierausschusses Villach schreibt in seinem Tätigkeitsbericht aus dem Jahre 1937 (Sterz, schriftliche Mitteilung): „Frau Josefine Noisternig erbrütet jährlich auch über 100.000 Bachforellenbrütlinge, welche in ihren Teichanlagen größtenteils zu Setzlingen herangezogen werden. Leider hat im Vorjahre der Forellenbestand durch furchtbare Hochwässer sehr gelitten“.

Der derzeitige fischereiliche Bewirtschafter des Stappitzer Sees und des Seebaches Herr Sterz, Mallnitz, hat seit 1992 Seesaiblinge, Bachforellen und Bachsaiblinge für Besatzzwecke verwendet. In letzter Zeit wurden allerdings nur mehr Bachforellen in den Seebach eingesetzt.

In Tabelle 19 ist die Besatzstatistik für den Stappitzer See und den Seebach für den Zeitraum von 1990 bis 2002 dargestellt. In den Jahren 1990 und 1991 nach Übernahme der Reviere wurde weder im See noch im Seebach ein Besatz vorgenommen. Im See wurden dann in den beiden Jahren 1994 und 1996 aus dem Obersee oberhalb des Königsees stammende Seesaiblinge in sehr unterschiedlicher Anzahl und mit unterschiedlicher Größe eingesetzt.

Im Seebach wurden seit 1992 mit zwei Ausnahmen jedes Jahr Bachforellen in unterschiedlicher Anzahl und Größe besetzt (Tab. 19). Bachsaiblinge wurden nur 1993 besetzt und dann nicht mehr. Die vorhandenen Bachsaiblinge reproduzieren aber offensichtlich sehr gut und sind dichte- und gewichtsmäßig dominant, was auch durch den Fang zahlreicher einsommeriger Individuen im oberen Teil des Seebaches (Seebach 1) bestätigt wurde.

Im See sowie im Bach können nur Hausgäste des Besitzers des Fischereiberechtigten Herrn Sterz fischen. Im Seebach oberhalb des Stappitzer Sees darf nicht gefischt werden, dort ist eine Schonstrecke eingerichtet.

Tab. 19: Die Besatzstatistik für den Stappitzer See und den Seebach aus dem Zeitraum zwischen 1990 und 2002 (mit Totallänge [cm] der Setzlinge in Klammern).

Jahr	Seesaibling	Bachforelle	Bachsaibling
1990		-	
1991		-	
1992		2.200 (8-10 cm)	
1993		800 (9-13 cm)	400 (9-11 cm)
1994	200 (12-15 cm)	1.300 (12-15 cm)	
1995		2.200 (10-12 cm)	
1996	10.000 (< 10 cm)		
1997		1.200 (12-15 cm)	
1998		2.000 (8-12 cm)	
1999		2.000 (8-12 cm)	
2000		-	
2001		200 (8-20 cm)	
2002		1.800 (12-15 cm)	

Wasser- und Uferpflanzen- gesellschaften

Der Makrophytenbestand des Stappitzer Sees setzt sich aus einem breiten, dem Litoral vorgelagerten Bestand an Wasserhahnenfuß (*Ranunculus peltatus*) und einer üppigen Quellmoos- (*Fontinalis antipyretica*) sowie einer kleinen Laichkraut-Gesellschaft (*Potamogeton natans*-Ass.) zusammen. Der Wasserhahnenfußgürtel löst sich am nördlichen Seeufer, aufgrund der Sedimentüberdeckung durch den Seebach in immer kleiner werdende Teilbestände auf. Der Quellmoos- und der Laichkrautbestand sind am Zufluss bzw. in der Nähe des Bootshauses angesiedelt.

Mit Ausnahme der Nordseite wird der See von einem ausgedehnten Schnabelseggenried (*Caricetum rostratae*) umgeben. Der Bestand an Teichschachtelhalm (*Equisetum fluviatile*-Ass.) ist in den flachen Bereichen im Westteil des Sees angesiedelt. Sowohl die Schnabelsegge als auch der Teichschachtelhalm sind für die Verlandung von nährstoffarmen Stillgewässern typische Arten. An einer Stelle deutet ein kleiner Bestand von Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) an eine mesotrophe Verlandungsreihe hin.

Die Schlammvegetation des Roten Fuchschwanzes (*Alopecuretum aequalis*) ist typisch für die immer wieder trockenfallende Uferbereiche. Weitere charakteristische Arten sind der Flammende Hahnenfuß (*Ranunculus flammula*), das Blaugrüne Süßgras (*Glyceria declinata*), der Froschlöffel (*Alisma plantago-aquatica*) und der Schild-Ehrenpreis (*Veronica scutellata*) als floristische Besonderheit (JUNGMEIER 1992).

Aufwuchsalgen (Phytobenthos)

Aufwuchsalgen sind in erster Linie für die Selbstreinigungskraft des Flusses (durch Aufnahme von Nährstoffen) von Bedeutung, stehen aber auch als Produzenten pflanzlicher Biomasse an der Basis der Nahrungsnetze im Gewässer. Sie können sich über den gesamten Flussquerschnitt, vorzugsweise auf festem Substrat ansiedeln. Sie bilden entweder dünne, durchscheinende Überzüge oder krustige, fädige sowie zottige Formen in unterschiedlicher Färbung aus. Die Farbpalette reicht dabei von gelb über grün bis rot, braun und schwarz. Manchmal können sie auch nahezu flächendeckende Kolonien im Fließgewässer ausbilden.

In unseren Flüssen finden sich hauptsächlich Algen folgender Gruppen:

- Chrysophyceae (Goldalgen)
- Bacillariophyceae (Kieselalgen)
- Chlorophyta (Grünalgen)
- Rhodophyta (Rotalgen)
- Cyanophyta (Blualgen)

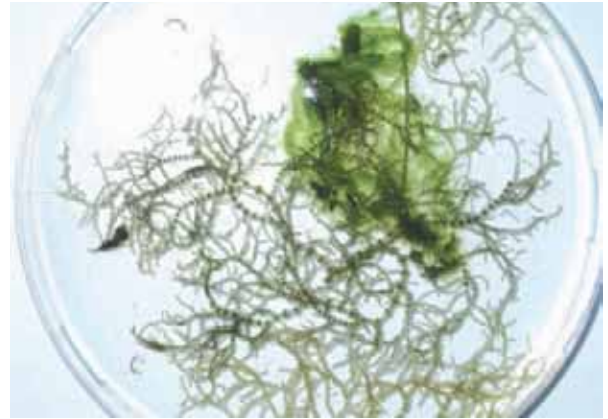
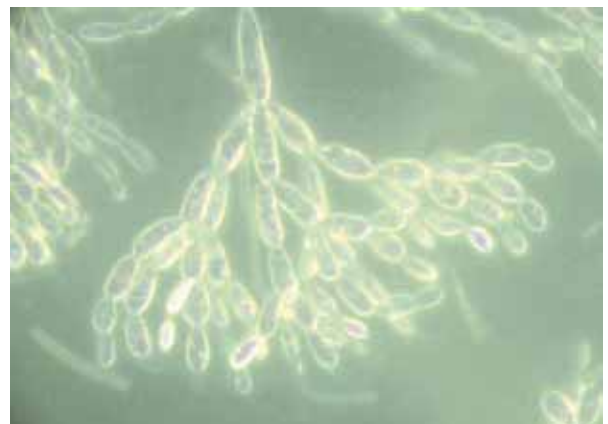
Ergebnisse

Am 31. Juli 2001 erfolgte eine Besammlung der Aufwuchsalgen an 3 Probestellen.

Grünalge (*Draparnaldia* sp.)

Im Mallnitzer Seebach auf Höhe Stappitzer See fanden sich an Holzstämmen die der Straßenbefestigung dienen, gallertige, weißlich-durchsichtige halbkugelige Gebilde, die zum Teil über der Wasserstandslinie lagen. Die mikroskopische Untersuchung im Labor ergab dass es sich um eine Grünalge der Gattung *Draparnaldia* (Foto 53) handelt. Die Arten dieser Gattung kommen nur in Gewässer mit sehr guter Wasserqualität vor (Saprobitätswerte: von 1,1 bis 1,4).

Diese Form gehört zu den fädigen Grünalgen und bildet einen relativ breiten Hauptstamm mit büschelförmig gehäuften Kurztrieben. Die Endzellen laufen meist in Haare aus.

Foto 53: Grünalge (*Drapanaldia* sp.). Foto: M. MairitschFoto 54: *Batrachospermum* sp. (Froschlaichalge). Foto: M. MairitschFoto 55: *Batrachospermum* sp. (Froschlaichalge). Foto: M. MairitschFoto 56: *Batrachospermum* sp. (Froschlaichalge). Foto: M. Mairitsch

Rotalge (*Batrachospermum* sp.)

Im Ausrinn des Stappitzer Sees kamen die „perlschnurartigen Fäden“ von *Batrachospermum* sp. (Foto 54 - 56) in größeren Mengen vor. Diese Rotalge, die wegen ihres Erscheinungsbildes auch „Froschlaichalge“ genannt wird, bildet dichte quirlartig angeordnete Astbüschel aus. Die Gattung *Batrachospermum* gilt als weit verbreitet in den unterschiedlichsten Fließgewässertypen. Sie ist ein Zeiger für eine sehr gute bis gute Wasserqualität (Saprobitätswerte: von 1,2 bis 1,8).

Foto 57: *Lemanea fluviatilis* (Rotalge). Foto: M. Mairitsch

Rotalge (*Lemanea fluviatilis*)

Auf der Höhe des Hotels Alpenrose wurde der pflanzliche Aufwuchs im Mallnitzer Seebach ebenfalls von einer Rotalge dominiert. Auf den schnell überflossenen großen Steinen wurden die mit freiem Auge gut sichtbaren „Borsten“ von *Lemanea fluviatilis* (Foto 57) gefunden. Ihre fädigen Lager sind durch Antheridien tragende Höcker

gegliedert. Sie stellt eine Charakterart schnellfließender, unbelasteter und kalkarmer Gebirgsflüsse dar. Sie ist nur in Fließgewässern mit sehr guter Wasserqualität zu finden (Saprobitätswert: 1,6). Die gefundenen Aufwuchsalgen deuten an allen drei Untersuchungsstellen auf eine sehr gute Wasserqualität hin.

Verlandungsprozesse

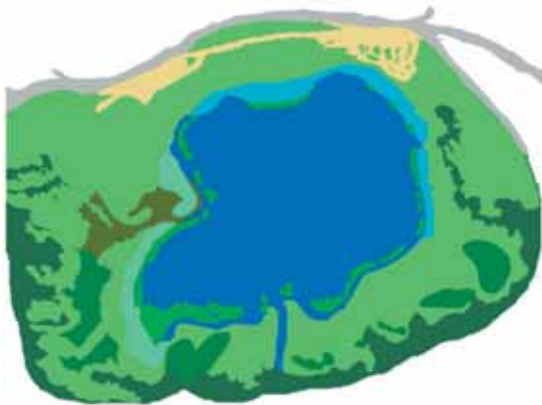


Abb. 26: Vegetationsbereiche am 16.09.1954.



Abb. 29: Legende zu den Abb. 26 - 28.

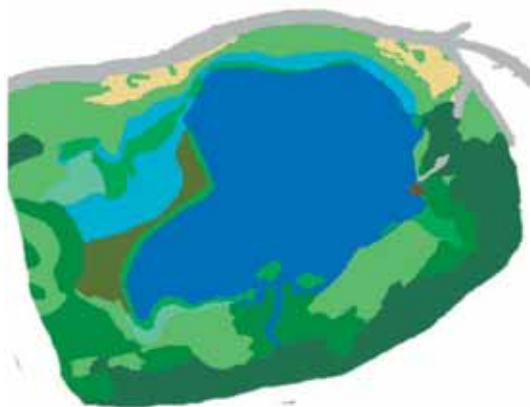


Abb. 27: Vegetationsbereiche im Jahr 1985/1986.



Abb. 28: Vegetationsbereiche am 12.09.1995.

Grundsätzlich setzt sich der Verlandungsprozess aus zwei Einzelprozessen zusammen. Einerseits biogene Verlandung durch Verlandungsröhrliche, andererseits die sedimentative Verlandung durch den Eintrag von Feinmaterial aus dem Seebach. Während Hochwassersituationen werden große Mengen feinen Sandes im Bereich zwischen Seebach und See nach Fraktionen getrennt abgelagert bzw. in den See eingetragen. Die beiden Verlandungsprozesse stehen miteinander in einem komplizierten Wechselspiel, indem sie sich gegenseitig bedingen oder ausschließen (JUNGMEIER 1992).

Für die in diesem Kapitel gezeigten Abbildungen wurden Orthofotos aus unterschiedlichen Jahren überarbeitet. Anhand der Fotos wurden See und Umland in unterschiedliche Vegetationsbereiche getrennt und farbcodiert. Aufgrund der Bildqualität der ältesten Aufnahme konnte die Unterscheidung nur recht grob erfolgen. Abbildung 26 zeigt die Situation wie sie sich am 16. September 1954 präsentiert hat. Deutlich zu erkennen sind die sandigen Flächen im Norden des Sees. Sie und die Ausdehnung des Zuflusses im Süden lassen den Schluss zu, dass die Aufnahme nach einem Hochwasser aufgenommen wurde.

Ähnlich stellen sich die Verhältnisse in den Aufnahmen aus dem Jahr 1985 oder 1986 in Abbildung 27 dar. Auch hier sind in ähnlicher Lage und Ausdehnung sandige Flächen zu erkennen. Auffällig ist, dass der über die Ufer

retende Seebach den See augenscheinlich an zwei Stellen im Südosten und im Südwesten überschwemmt. Während bei der älteren Aufnahme der Verlandungsbereich im Westen keine freien Wasserflächen zeigt, ist er in der neueren Aufnahme überschwemmt. Abbildung 28 entstand nach einem Luftbild vom 12. September 1995. Die Sandflächen sind hier bereits zum Großteil wieder von Gräsern besiedelt. Die nur gering ausgebildete Überschwemmungszone im Westen und der trockenliegende Sedimentkegel im Einmündungsbereich des südlichen Zuflusses deuten darauf hin, dass eine Niedrigwassersituation vorliegt. Aufgrund des Fehlens zuverlässiger Geländemarken ist ein Vergleich der Luftbildaufnahmen hinsichtlich der Ausdehnung bzw. Verlandung des Seebeckens nur sehr bedingt möglich. Augenscheinlich ist jedoch, dass der See und sein Umland aufgrund der oben genannten Prozesse einem ständigen Wandel unterworfen sind. Mit aller Vorsicht lässt sich anhand des zur Verfügung stehenden Photomaterials auch formulieren, dass sich die Verlandung seit 1954 in Grenzen gehalten hat.

Tiefenkarte

Am 1. Oktober 2002 wurde mittels GPS und Echolot der Stappitzer See vermessen und ausgelotet. Die Untersuchungen ergaben, dass das Seebecken wenig strukturiert ist und eine maximale Tiefe von rund 5 m aufweist (je nach Wasserstand). Die Ufer fallen relativ schnell auf 5 m ab. Das steilste Ufer befindet sich im Bereich der Bootshütte (östliches Ufer). Bei der Auslotung wurde die Seefläche anhand von vorher festgelegten Profilen (A - K) befahren, wobei die Bootshütte als Ausgangspunkt der Profile A, B, C, D, E, F, H, J und K diente (Abb. 30). Anhand der gewonnenen Daten wurde eine Tiefenkarte des Stappitzer Sees erstellt (Abb. 31).

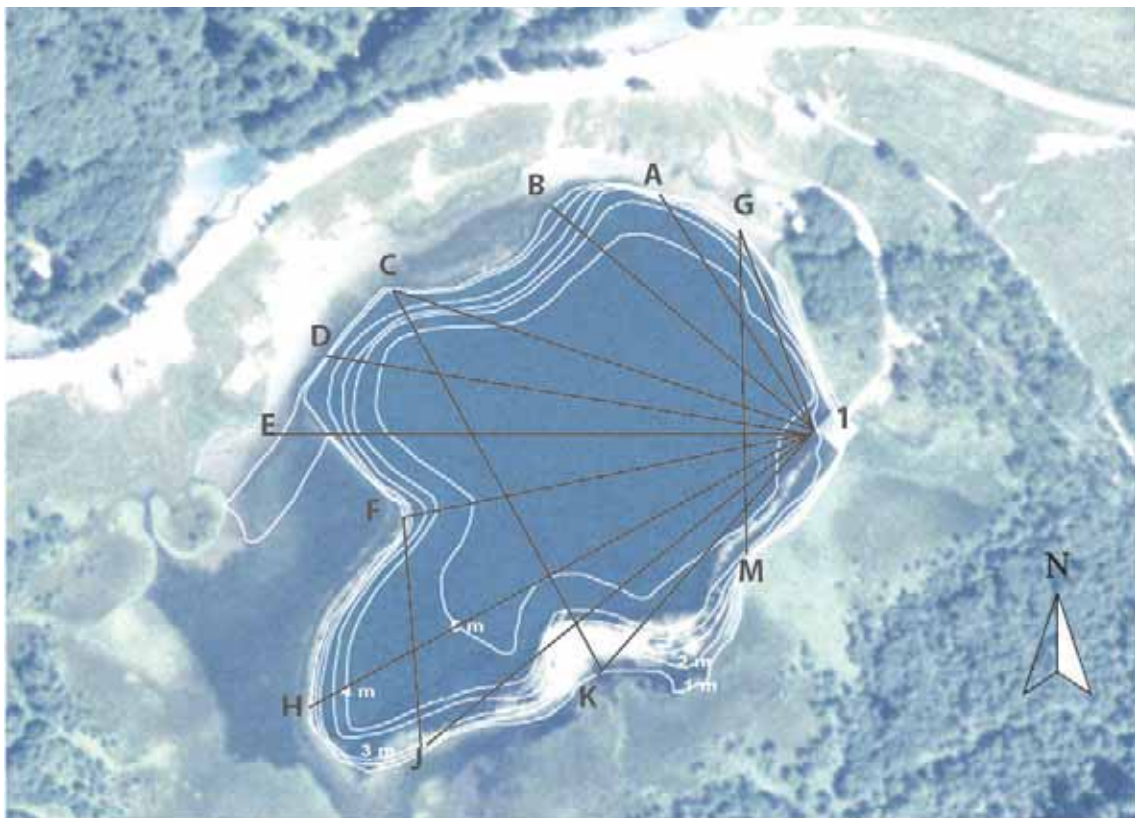


Abb. 30: Stappitzer See - die Linien markieren die mit dem Boot gefahrenen Profile bei der Auslotung, als Hintergrundbild dient ein Orthophoto aus dem Jahr 1995 (mit freundlicher Genehmigung der Abt. 20, Landesplanung, Klagenfurt und des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen, Wien).

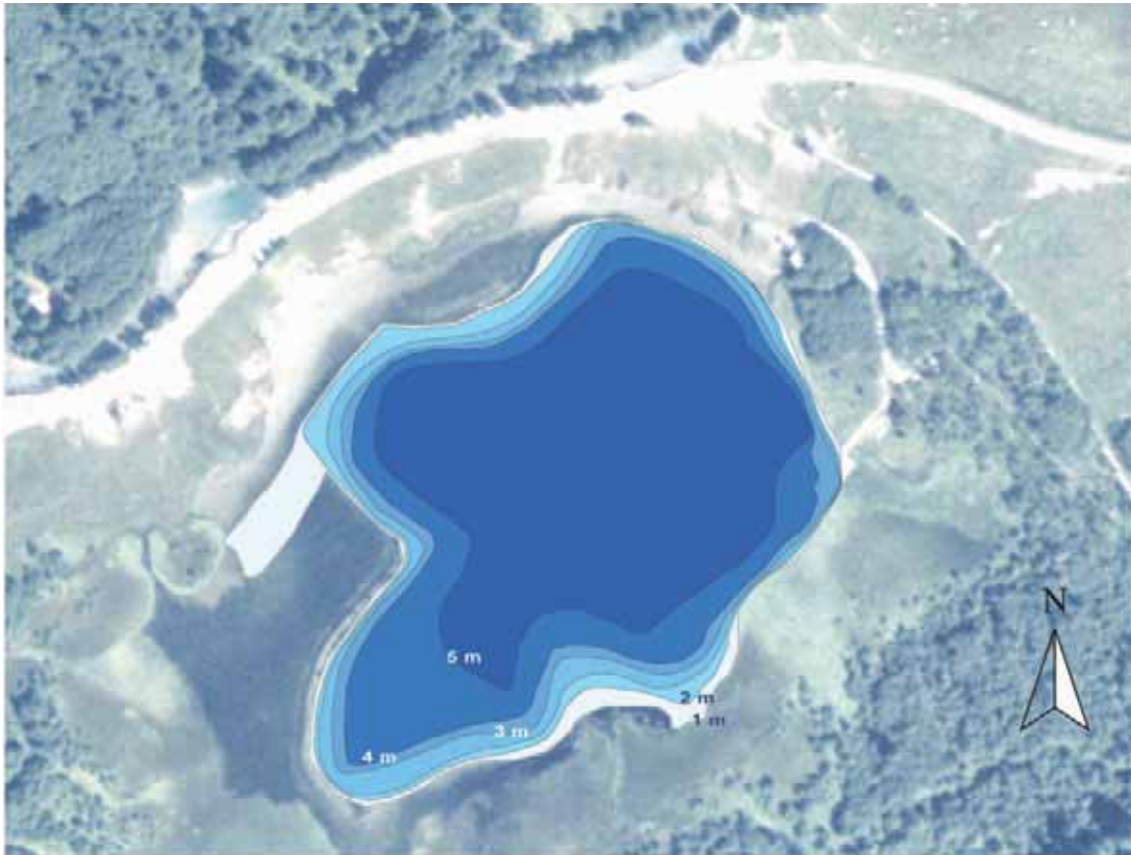


Abb. 31: Tiefenkarte des Stappitzer See, als Hintergrundbild dient ein Orthophoto aus dem Jahr 1995 (mit freundlicher Genehmigung der Abt. 20, Landesplanung, Klagenfurt und des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen, Wien).

Diskussion

Stappitzer See

Aufgrund der Ergebnisse der limnologischen Untersuchungen ist der Stappitzer See als oligotrophes (nährstoffarmes) Gewässer zu bezeichnen. Die chemischen Wasseruntersuchungen ergaben im Mittel Gesamt-Phosphorkonzentrationen von 8,6 µg/l, die Phytoplanktonbiomasse war mit rund 260 bis 730 mg/m³ ebenfalls gering.

In oligotrophen Gewässern ist auch das Nitrat-N im Verhältnis zum Ammonium-N immer in größeren Mengen vorhanden, da es aufgrund der geringen Produktion der Algenbiomasse wenig gezehrt wird. Die Konzentrationen des „Abbauproduktes“ Ammonium-N liegen im Stappitzer See knapp über der Bestimmungsgrenze von 4 µg/l. Diese niedrigen Ammonium-N-Werte weisen auf eine geringe Produktion hin.

Als Ursachen für die geringen Nährstoffgehalte des Sees sind einerseits die Naturbelassenheit des Einzugsgebietes sowie das Fehlen von Belastungsquellen (Industrie, intensive Landwirtschaft, Siedlungsnähe) und andererseits die rasche Wassererneuerungszeit von 2,5 Tagen (JUNGMEIER 1992) zu nennen.

Im Stappitzer See wurde zu allen Untersuchungsterminen eine Sauerstoffversorgung des gesamten Wasserkörpers festgestellt. Die Sauerstoffproduktion der Algen und der atmosphärische Sauerstoffeintrag überwogen die sauerstoffzehrenden Abbauprozesse.

Die Wassertemperatur lag während der Sommermonate stets über 4 °C und erzielte maximal 14,1 °C. Das und die Tatsache, dass sich bei entsprechender Einstrahlung eine Sprungschicht ausbilden kann, charakterisieren den Stappitzer See als oberflächenwarmen Hochgebirgssee (STEINBÖCK 1938). Ein weiteres Charakteristikum in diesem Gebiet sind die geringen Leitfähigkeitswerte des Wassers (rund 40 - 50 µS/cm), die sich aus dem kristallinen Untergrund ergeben.

Aufgrund der Nährstoffarmut des Sees bleibt die Phytoplankton-Biomasse mit Werten zwischen 260 - 730 mg/m³ sehr niedrig. 25 Arten aus 6 Algenklassen mit stark wechselnden Dominanzen wurden zu den einzelnen Terminen dokumentiert. Nur wenige Arten erzielten mehr als 30 % der Algenbiomasse, wobei es sich stets um euryöke Arten handelte. Im Juni

dominierten die Bacillariophyceae mit *Fragilaria acus* (Kieselalge, 42 % Algen-Biomasse) und die Cryptophyceae mit *Rhodomonas minuta* (47 %). Im Juli war *Fragilaria acus* fast vollständig verdrängt und durch *Chlamydomonas* sp. (Grünalge, ca. 30 % Algen-Biomasse) ersetzt. Im Oktober ging mit der Abnahme der Phytoplanktonbiomasse eine Zunahme der Artendiversität einher und die Kieselalge *Melosira varians* erzielte 33 % der Biomasse.

Die Zusammensetzung des Zooplanktons im Stappitzer See deutet auf einen fischreichen See hin. Größere Cladocerenarten wie Daphnien fehlen, da sie bevorzugt von den Fischen gefressen werden. Kleinere Arten, wie z. B. cyclopoide Copepoden und die kleine Cladocere *Bosmina coregoni* herrschen vor. Das Crustaceenplankton ist hauptsächlich von *Cyclops vicinus* geprägt. Mit *Cyclops vicinus*, *Diaphanosoma brachyurum* und *Bosmina coregoni* befinden sich drei Arten im Stappitzer See, die für Hochgebirgsseen untypisch sind. Sie sind vorzugsweise Bewohner von sommerwarmen Seen des Voralpengebietes niedrigerer Lagen und höherer Trophiestufen. Mit den Proben aus dem Stappitzer See konnten keine der bekannten alpinen Copepodenarten, wie *Cyclops abyssorum taticus* (GLIWITZ & ROWAN 1998), *Acanthodiaptomus denticornis*, *Mixodiaptomus laciniatus*, *Heterocope saliens* und *Arctodiaptomus alpinus* (JERSABEK et al. 2001) nachgewiesen werden. Man kann darüber spekulieren, ob das Fehlen dieser Arten mit dem Fischbesatz in Zusammenhang zu bringen ist. Untersuchungen haben gezeigt, dass eine dauerhafte Koexistenz größerer Zooplankter mit Fischen, die sich planktivor ernähren, in alpinen Seen nicht möglich ist (JERSABEK et al. 1994, SCHABETSBERGER et al. 1995). Für Fische stellen die bunt gefärbten Tiere eine hervorragende Beute dar. Der Fraßdruck könnte zur Vernichtung der ursprünglichen Crustaceenpopulationen geführt haben. Mit dem Besatzmaterial sind dann die erwähnten Crustaceen eingebracht worden, die hier ein bescheidenes Dasein fristen. In fischfreien Gebirgsseen wie dem Karsee im Dachsteinmassiv (max. Tiefe ca. 3 m) kamen zum Beispiel Adulte von *Mixodiaptomus laciniatus* im Jahresmittel mit rund 20.000 Ind./m³ vor (WUKITS 2002). Im Vergleich

dazu sind die Adulten von *Cyclops vicinus* im Stappitzer See mit Werten zwischen 100 und 5.800 Ind./m³ als gering anzusehen. Die niedrigen Populationsdichten der Crustaceen sind sowohl eine Folge der raschen Wassererneuerungszeit, des Fraßdruckes, des Nahrungsmangels sowie der Ausschwemmungen, die durch den hochwasserführenden Seebach während der Schneeschmelze auftreten können.

Die Rädertiere zeigten mit 17 unterschiedlichen Arten ein beachtliches Artenspektrum, ihre Abundanzen aber waren gering. Verantwortlich für die durchwegs geringen Individuenzahlen der Rädertiere waren sicherlich das schlechte Nahrungsangebot (niedrige Algenbiomasse) und die rasche Wassererneuerungszeit von 2,5 Tagen. In fischreichen Seen beobachtet man neben dem Verschwinden vieler Cladoceren- und Copepodenarten häufig eine Abundanzsteigerung der Rädertiere wie z. B. *Polyarthra*- und *Keratella*-Arten (GLIWICZ & ROWAN 1984), da wichtige Fressfeinde fehlen. Die Rädertierzönosen alpiner Gewässer setzen sich mehrheitlich aus Arten zusammen, die in Bezug auf chemische und physikalische Umweltfaktoren einen sehr breiten Toleranzbereich haben. Auch die meisten der im Stappitzer See vorkommenden Rädertiere sind weltweit verbreitet und gelten als Ubiquisten. Sie stellen keine besonderen Ansprüche an ihre Lebensräume und sind auch aus den Seen der Niederungen bekannt. Als typisch alpine Art ist hingegen die kaltstenotherme *Notholca squamula* zu nennen, die aber auch im Winterplankton oder im kalten Hypolimnion von Seen tieferer Lagen zu finden ist (JERSABEK 1995). Erwähnenswert ist die auffallend geringe Abundanz der Rädertiere im Stappitzer See. Grundsätzlich gelten Rädertiere in geschichteten Seen als dominant. Auch in flachen Seen und Gebirgsseen dominieren sie das Zooplankton. Im Stappitzer See erzielen sie kaum die Abundanzen der Crustaceen. Die Rädertierpopulation könnte einem vermehrten Fraßdruck durch Jungfische ausgesetzt sein. Die Wassererneuerungszeit von 2,5 Tagen (JUNGMEIER 1992) und die damit verbundene Abdrift sowie ein häufiges Umwälzen des Wasserkörpers bedingen ebenso hohe Verluste im Rotatorienplankton. Obwohl gerade bei fehlender Nahrungskonkurrenz (große Daphnien - bessere Filtrierer) auch unter schlechten Nahrungsbedingungen eine höhere Rädertierabundanz zu erwarten wäre.

Für die geringe Primär- und Sekundärproduktion des Sees stellt der Fischbesatz eine große Belastung dar. Mit großer Wahrscheinlichkeit hat der Besatz mit Fischen (wie Elritzen) zu einer Änderung der ursprünglichen Planktonzusammensetzung geführt. Die oligotrophen - nährstoffarmen Verhältnisse des Stappitzer Sees erfordern einen fischereilichen Managementplan, der diese Situation berücksichtigt.

Dieses Makrozoobenthos des Stappitzer Sees setzt sich hauptsächlich aus Larven der Zuckmücken (Chironomidae), kleinen aquatischen Verwandten der Regenwürmer (Oligochaeta), Erbsenmuscheln, Larven der Gnitzten (Ceratopogonidae) und der Schlammfliege *Sialis lutaria* zusammen. In der Verlandungszone mit dichtem Sumpfpflanzenbestand sind die Larven einer kleinen Steinfliege (Nemouridae) beheimatet. In diesem Bereich wurden auch Strudelwürmer, Köcherfliegenlarven, Wasserkäfer, Milben und der Egel *Helobdella stagnalis* nachgewiesen. Das Makrozoobenthos übernimmt wichtige ökologische Funktionen in einem Gewässersystem: Es weidet Algen ab oder wirkt beim Abbau abgestorbener Pflanzen mit, andererseits dient es als Nahrung für Fische. Die im Stappitzer See angetroffenen Arten weisen den See die biologische Gewässergüteklasse I zu.

Derzeit leben mit Seesaibling, Bachsaibling, Bachforelle und Elritze vier Fischarten im See, die sehr wahrscheinlich alle durch Besatz in diesen gelangt sind. Bei der Befischung des Sees im Jahre 1994 (FRIEDL ET. AL 1995) wurden ebenso vier Arten gefangen, wobei Seesaiblinge im Pelagial und Elritzen im Uferbereich dominierten. Damals wurde auch die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) nachgewiesen, die im Jahr 2001 nicht gefangen wurde. Bei der Befischung im Jahr 2001 wurde vom Seesaibling vermutlich eine zweite Form entdeckt.

Ein Vergleich der Ergebnisse mit den Aufnahmen von FRIEDL (1995) zeigt eine deutlich geringere Kondition des Seesaiblings, obwohl im Jahre 2001 die Gonadenreife relativ weit fortgeschritten war. Die Frage ist, ob die niedrigere Kondition lang- oder kurzfristige Einflüsse auf die Fitness der Population widerspiegelt. Zwischen den Geschlechtern besteht kein signifikanter Unterschied in der Kondition, so dürften Veränderungen in der Popula-

tionszusammensetzung nicht für diesen Befund verantwortlich sein. Die festgestellte Zunahme in der Populationsdichte des Seesaiblings könnte hingegen auf erhöhte Raum- oder Nahrungsnutzung hinweisen. Auf größere Raumnutzung im See deuten die im Jahre 2001 im Uferbereich bei der Elektrobefischung festgestellten Seesaiblinge hin. 1994 wurde kein einziges Exemplar dieser Art dort gefangen. Es könnten allerdings auch die bisweilen in diesem Gebiet zu beobachtenden Hochwasserereignisse (FRIEDL et al. 1995) für einen Rückgang der Kondition verantwortlich sein.

Die Zunahme der Seesaiblingspopulation in den letzten Jahren ist sehr wahrscheinlich auf den im Jahre 1996 erfolgten massiven Besatz zurückzuführen. Weder 1994 noch 2001 wurden kleinere, junge Seesaiblinge gefangen, und so erscheint es fraglich, ob diese Art einen für den Selbsterhalt der Population ausreichenden Fortpflanzungserfolg aufweist. Möglicherweise halten sich junge Seesaiblinge ausschließlich im dichten Schilfgürtel auf. Allerdings wurde am Rande dieses Habitates mittels Elektrobefischung ausschließlich Elritzen und große Seesaiblinge sowie Bachforellen gefangen.

Diese Studie weist erstmals die Existenz von zwei morphologisch unterschiedlichen Formen des Seesaiblings im Stappitzer See nach, wobei eine Form auch deutlich von jenen der Voralpenseen, aber auch von einem See in Island und von der Zwergform („Schwarzreuter“) höher gelegener Gebirgsseen, wie dem mittleren Landschitzsee, unterschieden werden kann (UIBLEIN & HONSIG-ERLENBURG, unpublizierte Daten). Im Unterschied von großen Seen in Nordeuropa, wo sympatrische Artbildungsprozesse bei den dort lebenden Seesaiblingen mit der Herausbildung von unterschiedlichen Ökotypen nachgewiesen wurden (SKULASON & SMITH 1995), handelt es sich im Falle des Stappitzer Sees sehr wahrscheinlich um menschliche Einflüsse durch Besatz. Die Unterschiede zwischen den beiden Formen sind aber so deutlich und ohne jeglichen Überlappungsbereich (wie im Falle von phänotypischer Plastizität zu erwarten wäre, UIBLEIN & WINKLER 1994), sodass davon ausgegangen werden muss, dass die Form 1 nicht aus den verglichenen Gewässerregionen stammt und auch keine genetische Mischform zwischen diesen Populationen darstellt (BRUNNER et al. 1998). Allerdings kann derzeit auch nicht ausgeschlossen

werden, dass es sich um einen aus Fischzuchten stammenden Saiblingshybriden handelt (SCHABETSBERGER et al. 1997). Es wurden allerdings keine weiteren klaren Unterschiede in Körperstrukturmerkmalen, Größe, Nahrungserwerb, Kondition oder Maturität gefunden, die weitere Aufschlüsse über das Vorhandensein von zwei vollkommen trennbaren Populationen im Stappitzer See bringen würden. Derzeit laufen erste genetische Untersuchungen im Rahmen eines internationalen Projektes, von denen neue Erkenntnisse zu dieser interessanten Frage zu erwarten sind.

Die Laichfärbung und die erhöhte Maturität deuten an, dass die Laichzeit bei den Seesaiblingen des Stappitzer Sees im Oktober beginnt. Allerdings wurden, wie schon erwähnt, keine Jungfische dieser Art gefangen und somit konnte kein Nachweis erfolgreicher natürlicher Fortpflanzung erbracht werden. Das Alter der gefangenen Seesaiblinge wurde aufgrund von Otolithenuntersuchungen ähnlich wie 1992 auf vier bis sechs Jahre geschätzt. Es liegen aber auch Ergebnisse aus mehreren Alpenseen vor, die von diesen Schätzungen stark abweichen und auf einer anderen Altersschätzmethode basieren (SCHABETSBERGER et al. 1996). Beobachtungen an markierten Karpfenfischen (Cyprinidae) des Mondsees zeigten, dass die Interpretation der von Schuppen oder Otolithen gewonnenen Jahresringe zumindest mit Vorsicht behandelt werden muss, da das Wachstum bei älteren Seefischen stark eingeschränkt ist bzw. kein Größenwachstum mehr stattfindet (KAINZ & UIBLEIN 1994). Hier sollten zumindest noch weitere Altersschätzmethoden verwendet werden, um Vergleichsdaten in zukünftige Untersuchungen von Wachstum und Lebensgeschichte einfließen lassen zu können. Zusätzlich sollte zur Klärung der Frage, ob junge Seesaiblinge existieren, ein intensives Monitoring mittels Elektrobefischungen in den Uferbereichen und Direktbeobachtungen unter Wasser vor allem im Bereich der Schilfzone durchgeführt werden.

Die Nahrungsuntersuchungen an den Saiblings zeigen eine sehr vielfältige Nahrungswahl mit individuellen Unterschieden in der Bevorzugung boden- oder freilebender Nährtiere. Dies könnte einerseits auf das erhöhte Nahrungsangebot zu dieser Jahreszeit und oder auch auf eine hohe Flexibilität bei der Nahrungsselektion hinweisen (UIBLEIN & WINKLER 1987). Der hohe Anteil an vollen

Mägen lässt auf einen relativ guten Bestand an Fischnährtieren oder hohe energetische Anforderungen an das Wachstum zum Beginn der Laichzeit (UIBLEIN & WINKLER 1987) schließen

Untersuchungen zur Bodenfauna des Stappitzer Sees (siehe Kapitel Makrozoobenthos) deuten auf eine vielfältige Lebewelt von Wirbellosen hin, die auch als Fischnährtiere eine wichtige Rolle spielen. Das Zooplankton des Freiwassers ist spärlich entwickelt (siehe Kapitel „Zooplankton“). Die Elritzen haben im Schilfbereich entlang des südlichen Seeufers Bedingungen gefunden, die den Lebensraumsprüchen dieser Art sehr entgegen kommen.

Der Stappitzer See hat seine direkte Verbindung mit dem Seebach verloren. Der See wurde durch dammartig aufgeschüttete Sedimente des Seebaches völlig von diesem getrennt (JUNGMEIER 1992). Der See ist einem kontinuierlichen Verlandungsprozeß ausgesetzt, welcher sich einerseits aus der biogenen Verlandung durch die Ausbreitung des Röhrichtgürtels und andererseits aus der sedimentativen Verlandung durch den Feinsand und Schwebstoffeintrag aus dem hochwasserführenden Seebach ergibt. Das Einschwemmen von Schwebstoffen und Feinsand ist durch die fehlende Direktanbindung an den Seebach jedoch nur bei größeren Hochwasserereignissen von Bedeutung, kann jedoch beachtliche Ausmaße annehmen (FRIEDL et al. 1995).

Zur Untersuchung der Veränderungen der Vegetationsbereiche und Uferlinie des Stappitzer Sees wurden Orthophotos aus unterschiedlichen Jahren (1954, 1985/1986, und 1995) miteinander verglichen. Der See und sein Umland unterliegt augenscheinlich aufgrund der oben genannten Prozesse der biogenen und sedimentativen Verlandung einem ständigen Wandel. Mit aller Vorsicht lässt sich anhand des zur Verfügung stehenden Fotomaterials auch formulieren, dass sich die Verlandung seit 1954 in Grenzen gehalten hat.

Mallnitzer Seebach und Seeausrinn des Stappitzer Sees

Die Nährstoffgehalte im Mallnitzer Seebach liegen auf Höhe des Stappitzer Sees naturgemäß niedriger. Unterhalb des Stappitzer Sees, nach Einmündung des Stappitzer Seeausrines, wird jedoch der Einfluss des nährstoffreicheren Seewassers in den Mallnitzer Seebach in höheren Ammonium-Konzentrationen sichtbar. Im Gegensatz dazu zeigt der Phosphorgehalt nach Einmündung des Seeausrines keine Erhöhung, was einerseits an der raschen Verdünnung mit dem phosphorarmen Bachwasser liegt, andererseits deutet es jedoch auf eine Selbstreinigung hin, durch die der Phosphor entlang der relativ kurzen Fließstrecke gebunden wird. Aber auch Sedimentationsvorgänge organischer Substanzen im See (Klärwirkung) tragen dazu bei.

Im Seeausrinn finden sich neben den im See vorkommenden Makrozoobenthosarten auch Polypen der Gattung *Hydra* und Organismen, die auf fließendes Wasser angewiesen sind, da sie aus dem vorbeidriftenden Wasser ihre Nahrung beziehen. Dazu gehören die Larven der Kriebelmücke (Simuliidae), der Köcherfliege (*Plectrocnemia conspersa*) und der Faltenmücke (*Dicranota* sp.).

Im Seebach lässt sich eine typische Fließwasserlebensgemeinschaft mit Steinfliegenlarven (*Protonemura* sp.), Köcherfliegenlarven (*Allogamus auricollis*) und Eintagsfliegenlarven (*Baetis alpinus*) finden. Beim Hotel Alpenrose verschiebt sich aufgrund der stärkeren Strömungsgeschwindigkeit und des steigenden Gefälles die Artenzusammensetzung in Richtung strömungsresistenter Arten. Hier findet man vor allem die Larven der Köcherfliegen (*Rhyacophila vulgaris*), der Eintagsfliegen (*Rhitrogena* sp.) und den Strudelwurm (*Crenobia alpina*).

Das Makrozoobenthos übernimmt wichtige ökologische Funktionen in einem Gewässersystem: Es weidet Algen ab oder wirkt beim Abbau abgestorbener Pflanzen mit, andererseits dient es als Nahrung für die Fische. Die angetroffenen benthischen Arten weisen dem Seeausrinn und dem untersuchten Abschnitt des Mallnitzer Seebaches die biologische Gewässergüteklasse I zu.

Im Seebach war insgesamt eine Abnahme des Fischbestandes festgestellt. Der Bachforellen-Bestand ging deutlich zurück, wohingegen die Population des Bachsaiblings deutlich zunahm. Der Bachsaibling zeigt eine besondere Strukturierung, die mit der Nutzung unterschiedlicher Habitate einhergeht. So sind die jungen, teilweise einsömmrigen Bachsaiblinge im oberen Bereich (Seebach 1) anzutreffen, während die größeren Artgenossen sich nahe der Ausmündung aus dem See aufhalten. Ganz ähnliche Beobachtungen zur alters- bzw. größenspezifischen Habitataufteilung wurden in der Königsseer Ache gemacht (KLEIN et al. 1990). Bachsaiblinge sind wie die meisten fließgewässerbewohnenden Salmoniden territorial und verteidigen möglicherweise auch Nahrungsreviere. Größere Tiere sind kleineren überlegen und können daher qualitativ hochwertigere Nahrungsreviere verteidigen.

Auch die Bachforelle verteidigt Nahrungsreviere, ist möglicherweise aber in der Habitatwahl weniger flexibel oder hat andere Ansprüche als der Bachsaibling, da in der Größenverteilung dieser Art eine dem Bachsaibling gegenläufige Tendenz festgestellt wurde. Bei Betrachtung des Rückganges der Bachforelle liegt die Vermutung jedenfalls nahe, dass diese Art in Raum- oder Nahrungskonkurrenz dem Bachsaibling unterlegen ist. Zudem besteht offensichtlich eine Überlappung der Laichaktivität, wie durch den Fang eines Hybriden zwischen diesen beiden Arten („Tigerfisch“) nachgewiesen wurde.

Vorschläge für ein fischerei-ökologisches Management

Nach Erläuterung des Ist-Zustandes der beiden Gewässer aufgrund der bisher durchgeführten Freiland- und Laboruntersuchungen sollen nun konkrete Vorschläge für Managementmaßnahmen folgen. Dies ist allerdings nicht einfach, da Erfahrungen mit dem fischereilichen Management in alpinen Nationalparks fehlen. Wie schon eingangs erwähnt, stehen menschliche Nutzungsinteressen und Ansprüche eines Nationalparks häufig nicht im Einklang miteinander. Dies gilt besonders für Habitate, in die durch den Menschen

vollkommen neue Arten, die - wie etwa Seesaiblinge - als Topprädatoren fungieren, eingebracht werden. Auf Basis der bis heute verfügbaren ökologischen Befunde und der verfügbaren Daten über Besatzmaßnahmen wird hier ein Katalog von möglichen Maßnahmen erstellt. Notwendigerweise müssten diese Vorschläge aber noch mit dem Bewirtschafter und der Nationalparkverwaltung ausdiskutiert werden, um dann als Basis in einen gemeinsam im Detail zu erarbeitenden fischökologischen Managementplan (UIBLEIN et al. 2002) einzufließen.

Eingangs muss klar festgestellt werden, dass die bisherigen ökologischen Untersuchungen im Stappitzer See noch nicht ausreichen, um ein längerfristig haltbares Managementkonzept zu entwerfen. Dazu bedürfte es zuerst eines intensiven fischökologischen Monitorings über einen Zeitraum von mindestens drei Jahren, bei dem grundlegende Populationsparameter wie Alter, Wachstum und Fortpflanzungserfolg vor allem für den Seesaibling so genau wie möglich bestimmt werden müssten. Außerdem sollte auch die Populationsentwicklung bei den anderen Arten über eine längere Zeit beobachtet werden und deren mögliche räumliche und trophische Wechselwirkung mit dem Seesaibling näher analysiert werden.

Der Fund von zwei verschiedenen Formen in einem Alpensee ist zwar interessant, es bedarf aber dringend (1) wesentlich genauerer ökomorphologischer Untersuchungen unter Einbeziehung von wesentlich mehr morphometrischen und meristischen Charakteren als hier geschehen, sowie (2) hochauflösender genetischer Feinanalysen unter Einbeziehung anderer Populationen.

Die beiden hier aufgezeigten weiterführenden Forschungsaktivitäten, das Monitoring der Fischartengemeinschaft unter besonderer Berücksichtigung des Seesaiblings und die Bestimmung der phänotypischen und genetischen Variabilität dieser Art, würden nähere Aufschlüsse darüber erbringen, ob es sich hier um einen sich selbst erhaltenden Fischbestand mit Koexistenz zweier komplett unterschiedlicher Ökotypen des Seesaiblings oder des Seesaiblings mit einer ganz anderen auf Saiblingshybriden zurückgehenden Zuchtform (SCHABETSBERGER et al. 1997) handelt. Diese Informa-

tionen sind unserer Meinung nach grundlegend für die Einrichtung eines fischökologischen Managementplanes, der auch den Ansprüchen eines Nationalparks gerecht wird.

Um die vorgeschlagenen Datenerhebungen ohne weitere menschliche Störeinflüsse durchführen zu können, sollte für den gesamten Untersuchungszeitraum (mindestens drei Jahre) im Stappitzer See kein weiterer Besatz und keine Entnahme von Fischen erfolgen. Parallel zu den fischökologischen Untersuchungen sollten nach Möglichkeit mehrmals pro Jahr eingehende Untersuchungen des Zooplanktons, der Bodenfauna und der Gewässerchemie erfolgen, um ein besseres Bild von der Nahrungsverfügbarkeit und Produktivität des Sees zu bekommen. Auf Basis dieser Daten sollte dann ein fischereiökologischer Managementplan für einen Zeitraum von 10 Jahren erstellt werden.

Im Seebach erbrachten die bisherigen fischökologischen Untersuchungen klare Hinweise auf falsche Bewirtschaftungsmaßnahmen durch die Einbringung des Bachsaiblings zu Beginn der neunziger Jahre. So hat sich die Population dieser ursprünglich aus Nordamerika stammenden Art im Verlauf der letzten acht Jahre deutlich erhöht und wird sich aufgrund der hier nachgewiesenen hohen Fortpflanzungsrate in Zukunft weiter erhöhen. Dies geht offensichtlich auf Kosten des Bachforellenbestandes, der deutlich abgenommen hat. Bachsaiblinge sind - auch als Besatzfische - sehr aggressive Verteidiger von Fressterritorien und verdrängen auf diese Weise Artgenossen aber auch andere Arten aus qualitativ hochwertigen Nahrungshabitaten (NAKANO et al. 1998). Zudem kommt es auch zu Überlappungen der Fortpflanzungsaktivität und zu Raumkonkurrenz mit der Bachforelle, wie der Fang eines Tigerfisches verdeutlicht.

Die Bachforelle ist am wahrscheinlichsten von allen angetroffenen Fischarten als eine im Untersuchungsgebiet und seiner näheren Umgebung ursprünglich beheimatete oder „autochthone“ Art zu bezeichnen, obwohl die derzeit bestehende Population sehr wahrscheinlich aufgrund der früher in ganz Mitteleuropa üblichen Einmischung von Zuchtstämmen und Besatz aus anderen Gewässern genetisch

stark von der ursprünglich hier beheimateten Form abweicht (Steven Weiss, persönliche Mitteilung). Der Versuch des Revierbetreuers, diese Population durch Nachzucht zu fördern, ist aber sehr zu begrüßen, weil dadurch eine weitere Durchmischung von Bachforellenstämmen verhindert wird und genetische Varianten mit Tendenz zur Entwicklung einer „lokalen Anpassung“ (UIBLEIN et al. 2000) gefördert werden können.

Um den Erfolg dieser auf die Bachforelle abzielende Bewirtschaftungsmaßnahme zu überprüfen, ist ein begleitendes fischökologisches Monitoring und eine verstärkte Entnahme der Bachsaiblinge bei gleichzeitiger Schonung der Bachforelle notwendig. Die genauen Besatz- und Befischungsdaten sollten aufgezeichnet werden, um in die Beurteilung des fischökologischen Monitorings mit einfließen zu können (UIBLEIN et al. 2002). Auch in diesem Fall sollte parallel zu den fischökologischen Untersuchungen eine regelmäßige Bestandsaufnahme der Bodenfauna zur Beurteilung der Nahrungsverfügbarkeit durchgeführt werden. Diese Maßnahmen sollten über einen Zeitraum von drei Jahren durchgeführt werden. Die Ergebnisse des Monitorings würden dann in den nach dieser ersten Phase zu erstellenden fischökologischen Managementplan für den Seebach einfließen.

Zusammenfassung

In den Jahren 2001 und 2002 erfolgte vom Kärntner Institut für Seenforschung am Stappitzer See und am Mallnitzer Seebach im Auftrag der Verwaltung des Nationalparks Hohe Tauern eine limnologische Bestandsaufnahme. Hierzu wurden neben der Ermittlung der chemisch-physikalischen Situation des Wassers, das Phyto- und das Zooplankton des Sees, die am Boden lebenden Organismen (Makrozoobenthos) und der Fischbestand des Sees sowie des Seebaches erhoben. Anhand verschieden alter Orthophotos wurden die Veränderungen der Seegestalt und der umgebenden Vegetationsbereiche erarbeitet. Zusätzlich wurde im Herbst 2002 durch Echolotung und Georeferenzierung eine Tiefenkarte des Sees erstellt.

Die chemischen Untersuchungen ergaben im Mittel im Stappitzer See Gesamt-Phosphorkonzentrationen von 8,6 µg/l, die Phytoplanktonbiomasse war mit rund 260 bis 730 mg/m³ gering. Die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen weisen den Stappitzer See daher als oligotrophes (nährstoffarmes) Gewässer aus.

Neben den geringen Gesamt-Phosphorgehalten waren auch andere Nährstoffparameter, wie Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff, in geringen Konzentrationen anzutreffen.

Zu den Untersuchungsterminen konnte keine Sauerstoffzehrung über Grund festgestellt werden. Über die gesamte Wassersäule war ein Sauerstoffgehalt von rund 10 mg/l vorhanden.

Die Wassertemperatur lag während der Sommermonate stets über 4 °C und erzielte maximal 14,1 °C. Das und die Tatsache, dass sich bei entsprechender Einstrahlung eine Sprungschicht ausbilden kann, charakterisieren den Stappitzer See als oberflächenwarmen Hochgebirgssee (STEINBÖCK 1938).

Ein weiteres Charakteristikum in diesem Gebiet sind die geringen Leitfähigkeitswerte des Wassers (rund 40 - 50 µS/cm), die sich aus dem kristallinen Untergrund ergeben.

Aufgrund der Nährstoffarmut des Sees blieb die Phytoplankton-Biomasse mit Werten zwischen 260 - 730 mg/m³ sehr niedrig. 25 Arten aus 6 Algenklassen mit stark wechselnden Dominanzen wurden zu den einzelnen Terminen dokumentiert.

Die Zusammensetzung des Zooplanktons im Stappitzer See entspricht fast der eines fischreichen Sees. Größere Cladocerenarten wie Daphnien fehlen, da sie bevorzugt von den Fischen gefressen werden. Das Crustaceenplankton wurde von *Cyclops vicinus* geprägt. Die Rotatorien zeigten mit 17 Arten eine beachtliche Vielfalt, ihre Abundanzen aber waren gering. Verantwortlich für die durchwegs geringen Individuenzahlen der Rädertiere ist sicherlich das schlechte Nahrungsangebot (niedrige Algenbiomasse) und die rasche Wassererneuerungszeit von 2,5 Tagen.

Das Makrozoobenthos des Stappitzer Sees setzt sich hauptsächlich aus Larven der Zuckmücken (Chironomidae), kleinen aquatischen Verwandten der Regenwürmer (Oligochaeta), Erbsenmuscheln, Larven der Gnitzen (Ceratopogonidae) und der Schlammfliege *Sialis lutaria* zusammen.

Im Stappitzer See wurden an den Befischungsterminen vier Fischarten (Seesaibling, Bachforelle, Elritze, Bachsaibling) festgestellt, die vermutlich aus Besatzmaterial stammen. Dominierend ist der Seesaibling, der im Vergleich zu Befischungen im Jahre 1994 (FRIEDL et al. 1995) in der Dichte deutlich zugenommen hat, aber eine signifikant geringere Kondition aufweist. Die Ursache der geringeren Kondition lässt neben vermehrter Raum- und Nahrungskonkurrenz auch einen negativen Einfluss durch die in diesem Gebiet häufigen Hochwässer vermuten.

Die Zunahme der Population hingegen beruht wahrscheinlich auf den im Jahre 1996 durchgeführten massiven Besatz. Da aber im Jahr 2001 keine Jungfische der Seesaiblinge gefunden wurden, ist ein Selbsterhalt der Population mit ausreichendem Fortpflanzungserfolg fraglich. Die Laichfärbung und die erhöhte Maturität deuten aber an, dass die Laichzeit bei den Seesaiblingen im Oktober beginnt. Zur Klärung der Frage ob junge Seesaiblinge existieren, sollte aber zusätzlich ein intensives Monitoring mittels Elektrobefischung in den Uferbereichen und Direktbeobachtungen unter Wasser vor allem im Bereich der Schilfzone durchgeführt werden.

Das Alter der gefangenen Seesaiblinge wurde aufgrund von Otholithenuntersuchungen auf vier bis sechs Jahre geschätzt. Die Nahrung bestand mit individuell unterschiedlicher Bevorzugung aus boden- und freilebenden Nährtieren (hauptsächlich Makrozoobenthos).

Bei den Untersuchungen der Körperstruktur konnte neben einem deutlichen Unterschied zwischen Männchen und Weibchen erstmals auch die Existenz von zwei Formen des Seesaiblings im Stappitzer See nachgewiesen werden. Eine der beiden Formen weist besonders kurze Kopflängen mit relativ großem Oberkiefer auf und unterscheidet sich in diesen Merkmalen auch von Vergleichsmaterial aus den Voralpenseen nördlich der Alpen.

Elritzen wurden in größerer Dichte im Bereich des schilfbewachsenen Ostufers angetroffen, haben aber aufgrund ihrer relativ kleinen Körpergröße nur einen sehr geringen Anteil an der Fisch-Biomasse.

Im Gegensatz zum Stappitzer See liegen die Nährstoffgehalte im Mallnitzer Seebach auf Höhe des Stappitzer Sees naturgemäß niedriger. Unterhalb des Stappitzer Sees, nach Einmündung des Stappitzer Seeausrinnens, wird jedoch der Einfluss des nährstoffreicheren Seewassers in den Mallnitzer Seebach in höheren Ammonium-N-Konzentrationen sichtbar. Im Gegensatz dazu zeigt der Phosphorgehalt nach Einmündung des Seeausrinnens keine Erhöhung, was einerseits an der raschen Verdünnung mit dem phosphorarmen Bachwasser liegt, andererseits deutet es jedoch auf eine Selbstreinigung hin, durch die der Phosphor entlang der relativ kurzen Fließstrecke gebunden wird.

Im Seeausrinn finden sich neben den im See vorkommenden Makrozoobenthosarten auch Süßwasser-Polypen der Gattung *Hydra* und andere Organismen, die auf fließendes Wasser angewiesen sind, aus dem sie ihre Nahrung beziehen. Dazu gehören die Larven der Kriebelmücken (Simuliidae), der Köcherfliege (*Plectrocnemia conspersa*), und der Faltenmücke (*Dicranota* sp.).

Im Seebach lässt sich eine typische Fließwasserlebensgemeinschaft mit Steinfliegenlarven (*Protonemura* sp.), Köcherfliegenlarven (*Allogamus auricollis*) und Eintagsfliegenlarven (*Baetis alpinus*)

finden. Beim Hotel Alpenrose verschiebt sich aufgrund der stärkeren Strömungsgeschwindigkeit und des steigenden Gefälles die Artzusammensetzung in Richtung strömungsresistenter Arten. Hier findet man vor allem die Larven der Köcherfliegen (*Rhyacophila vulgaris*), der Eintagsfliegen (*Rhitrogena* sp.) und den Strudelwurm (*Crenobia alpina*).

Im Seebach wurden an den Befischungsterminen Bachforellen, Bachsaiblinge und ein Hybride zwischen beiden Arten gefangen. Bezüglich der Befischungen im Jahre 1994 zeigte sich im Seebach eine deutliche Zunahme der Bachsaiblinge und ein Rückgang der Bachforellen. Die aus zwei Abschnitten des Seebaches (unterhalb des Sees nahe des Seeausrinnens und oberhalb des Sees) gefangenen Exemplare zeigten im Hinblick auf die Längenzusammensetzung einen gegenläufigen Trend. Größere Bachsaiblinge wurden unterhalb des Sees, größere Bachforellen und zahlreiche kleine Bachsaiblinge oberhalb des Sees gefangen. Der Fang von kleinen Bachsaiblingen in diesem Abschnitt weist auf eine natürliche Fortpflanzung hin. Die bisher durchgeführten fischökologischen Untersuchungen erbrachten im Seebach klare Hinweise auf falsche Bewirtschaftungsmaßnahmen durch die Einbringung des Bachsaiblings zu Beginn der neunziger Jahre. So hat sich die Population dieser ursprünglich aus Nordamerika stammenden Art im Verlauf der letzten acht Jahre deutlich erhöht und wird sich aufgrund der hier nachgewiesenen hohen Fortpflanzungsrate in Zukunft weiter erhöhen. Dies geht offensichtlich auf Kosten des Bachforellenbestandes, der deutlich abgenommen hat.

Es ist am wahrscheinlichsten, daß die Bachforelle von allen angetroffenen Fischarten als eine im Untersuchungsgebiet und seiner näheren Umgebung ursprünglich beheimatete oder „autochthone“ Art zu bezeichnen ist, obwohl die derzeit bestehende Population vermutlich aufgrund der früher in ganz Mitteleuropa üblichen Einmischung von Zuchtstämmen und Besatz aus anderen Gewässern genetisch stark von der ursprünglich hier beheimateten Form abweicht (Steven Weiss, persönliche Mitteilung). Der Versuch des Revierbetreuers, diese Population durch Nachzucht zu fördern ist sehr zu begrüßen, weil dadurch eine weitere Durchmischung

von Bachforellenstämmen verhindert wird und genetische Varianten mit Tendenz zur Entwicklung einer „lokalen Anpassung“ (UIBLEIN et al. 2000) gefördert werden können.

Ein Vergleich von Luftbilddaufnahmen des Stappitzer Sees hinsichtlich der Ausdehnung bzw. Verlandung des Seebeckens zeigte, dass der See unter dem Einfluss von Überschwemmungen einem ständigen Wandel unterworfen ist. Mit aller Vorsicht lässt sich anhand des zur Verfügung stehenden Fotomaterials aber formulieren, dass sich die Verlandung seit 1954 in Grenzen gehalten hat.

Der Makrophytenbestand des Stappitzer Sees setzt sich aus einem breiten, dem Litoral vorgelagerten Bestand an Wasserhahnenfuß (*Ranunculus peltatus*) und einer üppigen Quellmoos- (*Fontinalis antipyretica*) sowie einer kleinen Laichkraut-Gesellschaft (*Potamogeton natans* - Ass.) zusammen. Die Schlammvegetation des Roten Fuchsschwanzes (*Alopecuretum aequalis*) ist typisch für die trockenfallenden Uferbereiche.

Die im Mallnitzer Seebach gefundenen Aufwuchsalgen deuten an allen drei Untersuchungsstellen auf ein nährstoffarmes Wasser hin.

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 1: Übersichtskarte und Lage der Probestellen (für Chemie, Plankton, Makrozoobenthos und Phytobenthos).
Abb. 2: Temperaturverteilung [°C] im Stappitzer See.
Abb. 3: Sauerstoffgehalt [mg/l] im Stappitzer See.
Abb. 4: Elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$] im Stappitzer See.
Abb. 5: Gesamt-Phosphor [$\mu\text{g}/\text{l}$] im Stappitzer See.
Abb. 6: Chlorophyll a [$\mu\text{g}/\text{l}$] im Stappitzer See.
Abb. 7: Ammonium-N [$\mu\text{g}/\text{l}$] im Stappitzer See.
Abb. 8: Nitrat-N [$\mu\text{g}/\text{l}$] im Stappitzer See.
Abb. 9: Kieselsäure [mg/l] im Stappitzer See.
Abb. 10: Biomassekonzentration [mg/m³] am 21.06.2001 und Tiefenverteilung nach Gruppen und prozentueller Anteil in der Wassersäule nach Gattungen.
Abb. 11: Biomassekonzentration [mg/m³] am 31.07.2001 und Tiefenverteilung nach Gruppen und prozentueller Anteil in der Wassersäule nach Gattungen.
Abb. 12: Biomassekonzentration [mg/m³] am 08.10.2001 und Tiefenverteilung nach Gruppen und prozentueller Anteil in der Wassersäule nach Gattungen.
Abb. 13: Individuendichte der Crustaceen Ind./m³ im Stappitzer See.
Abb. 14: Individuendichte der Rotatorien Ind./m³ im Stappitzer See.
Abb. 15: Biomasse der Crustaceen [mg/m³] im Stappitzer See.
Abb. 16: Biomasse der Rotatorien [mg/m³] im Stappitzer See.
Abb. 17: Karte vom Stappitzer See und Mallnitzer Seebach mit Markierung der Befischungsstellen.
Abb. 18: Längenverteilung der im Stappitzer See bei den Befischungen 1994 und 2001 gefangenen Seesaiblinge.
Abb. 19: Längen-Gewichtsbeziehung der 1994 und 2001 im Stappitzer See gefangenen Seesaiblinge.
Abb. 20: Fulton'sche Konditionsfaktor und größenkorrigiertes Totalgewicht (Residuen der Regression zwischen den logarithmierten Werten von Totalgewicht und Totallänge).
Abb. 21: Beziehung zwischen den relativen Maßen für Kopflänge und Oberkieferlänge bei Seesaiblingen aus dem Stappitzer See, mit Umrissen der mittels dieser beiden Körperstrukturmaße deutlich trennbaren morphologischen Formen und Trennung nach Geschlecht. Längen-Gewichtsbeziehung der 1994 und 2001 im Stappitzer See gefangenen Seesaiblinge.
Abb. 22: Beziehung zwischen den relativen Maßen für Kopflänge und Oberkieferlänge bei Seesaiblingen aus dem Stappitzer See und vier Voralpenseen. Mit Umrissen für die mittels dieser beiden Körperstrukturmaße deutlich trennbaren morphologischen Formen des Stappitzer Sees.
Abb. 23: Längenverteilung der in zwei Abschnitten des Seebaches und im Stappitzer See gefangenen Bachforellen.
Abb. 24: Längenverteilung der 1994 und 2001 im Seebach gefangenen Bachforellen.
Abb. 25: Längenverteilung der in zwei Abschnitten des Seebaches gefangenen Bachsaiblinge.
Abb. 26: Vegetationsbereiche am 16.09.1954.
Abb. 27: Vegetationsbereiche im Jahr 1985/1986.
Abb. 28: Vegetationsbereiche am 12.09.1995.
Abb. 29: Legende zu den Abb. 26 - 28.
Abb. 30: Stappitzer See - die Linien markieren die mit dem Boot gefahrenen Profile bei der Auslotung, als Hintergrundbild dient ein Orthophoto aus dem Jahr 1995 (mit freundlicher Genehmigung der Abt. 20, Landesplanung, Klagenfurt und des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen, Wien).
Abb. 31: Tiefenkarte des Stappitzer See, als Hintergrundbild dient ein Orthophoto aus dem Jahr 1995 (mit freundlicher Genehmigung der Abt. 20, Landesplanung, Klagenfurt und des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen, Wien).

Fotoverzeichnis

- Foto 1: Sichttiefenmessung mittels Secchi-Scheibe. Foto: M. Reichmann
 Foto 2: Umweltlabor, Abt. 15. Foto: G. Santner
 Foto 3: Umweltlabor, Abt. 15. Foto: G. Santner
 Foto 4: Schindler-Schöpfer. Foto: M. Reichmann
 Foto 5: *Melosira varians*. Foto: G. Deisinger
 Foto 6: *Tabellaria fenestrata*. Foto: M. Mairitsch
 Foto 7: *Fragilaria crotonensis*. Foto: G. Deisinger
 Foto 8: *Fragilaria acus*. Foto: J. Mildner
 Foto 9: *Asterionella formosa*. Foto: G. Deisinger
 Foto 10: *Pediastrum boryanum*. Foto: J. Mildner
 Foto 11: *Uroglena* sp. Foto: G. Deisinger
 Foto 12: *Staurastrum* sp. Foto: G. Deisinger
 Foto 13: *Cryptomonas* sp. Foto: G. Deisinger
 Foto 14: Naupliuslarve. Foto: G. Santner
 Foto 15: Copepodidstadium. Foto: G. Santner
 Foto 16: *Cyclops vicinus* (Weibchen mit Eisäckchen).
 Foto 17: „Flügel“ des 4. Thoracomers (Brustsegment) von *Cyclops vicinus*. Foto: G. Santner
 Foto 18: *Bosmina coregoni*. Foto: G. Santner
 Foto 19: *Diaphanosoma brachyurum*. Foto: R. Fresner
 Foto 20: *Keratella cochlearis*. Foto: G. Santner.
 Foto 21: *Keratella quadrata*. Foto: G. Santner.
 Foto 22: *Kellicottia longispina*. Foto: G. Santner.
 Foto 23: *Trichocerca* sp. Foto: G. Santner.
 Foto 24: *Ascomorpha saltans*. Foto: G. Santner.
 Foto 25: *Polyarthra* sp. Foto: G. Santner.
 Foto 26: *Ploeosoma truncatum*. Foto: G. Santner.
 Foto 27: *Asplanchna priodonta*. Foto: G. Santner.
 Foto 28: Stappitzer See. Foto: M. Konar
 Foto 29: Zuckmückenlarve. Foto: M. Konar
 Foto 30: aquatischer Ringelwurm. Foto: M. Konar
 Foto 31: Erbsenmuschel. Foto: M. Konar
 Foto 32: Gnitzenlarve. Foto: M. Konar
 Foto 33: *Sialis lutaria*. Foto: M. Konar
 Foto 34: Steinfliegenlarve. Foto: M. Konar
 Foto 35: Seeausrinn des Stappitzer Sees. Foto: L. Schulz
 Foto 36: *Hydra* sp. Foto: M. Konar
 Foto 37: Kriebelmückenlarve. Foto: M. Konar
 Foto 38: *Plectrocnemia conspersa*. Foto: M. Konar
 Foto 39: *Dicranota* sp. Foto: M. Konar
 Foto 40: Mallnitzer Seebach, Höhe Stappitzer See. Foto: L. Schulz
 Foto 41: *Allogamus auricollis*. Foto: M. Konar
 Foto 42: *Baetis alpinus*. Foto: M. Konar
 Foto 43: Mallnitzer Seebach, Höhe Hotel Alpenrose. Foto: M. Konar
 Foto 44: *Rhyacophila vulgaris*. Foto: M. Konar
 Foto 45: *Rhithrogena* sp. Foto: M. Konar
 Foto 46: *Crenobia alpina*. Foto: M. Konar
 Foto 47: *Hydracarina*. Foto: M. Konar
 Foto 48: Stappitzer See, Netzbefischung im Oktober 2001. Foto: F. Uiblein
 Foto 49: Stappitzer See, Elektrobefischung im Oktober 2001. Foto: F. Uiblein
 Foto 50: Mallnitzer Seebach, Elektrobefischung im Oktober 2001. Foto: F. Uiblein
 Foto 51, 52: Beide Formen der Seesaiblinge aus dem Stappitzer See (Form 1 oben, Form 2 unten). Foto: F. Uiblein.
 Foto 53: Grünalge (*Drapanaldia* sp.). Foto: M. Mairitsch
 Foto 54: *Batrachospermum* sp. (Froschlaichalge). Foto: M. Mairitsch
 Foto 55: *Batrachospermum* sp. (Froschlaichalge). Foto: M. Mairitsch
 Foto 56: *Batrachospermum* sp. (Froschlaichalge). Foto: M. Mairitsch
 Foto 57: *Lemanea fluviatilis* (Rotalge). Foto: M. Mairitsch

Tabellenverzeichnis

- Tab. 1: Morphometrie des Stappitzer Sees.
- Tab. 2: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen des Stappitzer Sees, verglichen mit den Ergebnissen der Untersuchungen der Arbeit von HONSIG-ERLENBURG & PSENNER (1986) „Zur Frage der Versauerung von Hochgebirgsseen in Kärnten“.
- Tab. 3: Wassertemperatur [°C] und elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$] im Mallnitzer Seebach und Seeausrinn.
- Tab. 4: Gesamt-Phosphor [$\mu\text{g}/\text{l}$] und Ammonium-Stickstoff [$\mu\text{g}/\text{l}$] im Mallnitzer Seebach und Seeausrinn.
- Tab. 5: Im Untersuchungszeitraum nachgewiesene Phytoplanktonarten.
- Tab. 6 a, b: Morphologie und Phytoplanktondaten von Kärntner Gebirgsseen und des Stappitzer Sees.
- Tab. 7: Im Untersuchungszeitraum nachgewiesene Zooplanktonarten.
- Tab. 8: Vergleich der Individuendichten des Stappitzer Sees (Mittelwert aus allen 4 Probenahmeterminen) mit drei Seen der Tallagen - mesotropher Feldsee (SCHARF 1995), mesotropher Keutschacher See und eutropher Hafnersee (RAKOBITSCH 1985) - und vier hochgelegenen Speicherseen der Alpen - Speicher Schlegeis, Speicher Durlaßboden, Speicher Großer Mühldorfer See (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 1994) und Speicher Koralpe (SOMMER 1996).
- Tab. 9: Vergleich Zooplanktonbiomasse des Stappitzer Sees (Mittelwert aus allen 4 Probenahmeterminen) mit drei Seen der Tallagen -mesotropher Feldsee (SCHARF 1995), mesotropher Keutschacher See und eutropher Hafnersee (RAKOBITSCH 1985) - und vier hochgelegenen Speicherseen der Alpen - Speicher Schlegeis, Speicher Großer Mühldorfer See (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 1994) und Speicher Koralpe (SOMMER 1996).
- Tab. 10: Im Untersuchungszeitraum nachgewiesene Makrozoobenthosarten.
- Tab. 11: Angaben zu den Befischungen im Stappitzer See und Mallnitzer Seebach.
- Tab. 12: Ergebnisse der Netzbefischungen im See, mit Abkürzung der Artnamen (Sa...Seesaibling, St...Bachforelle).
- Tab. 13: Vergleich der 1994 und 2001 erfolgten Netzbefischungen im Stappitzer See.
- Tab. 14: Ergebnisse der Elektrobefischungen im See (Sa - Seesaibling, St - Bachforelle, Pp - Elritze, Sf - Bachsaibling).
- Tab. 15: Totallänge (TL), drei Körperstrukturmaße (in % TL) und ein meristisches Maß der zwei morphologisch unterscheidbaren Formen des Seesaiblings aus dem Stappitzer See, nach Geschlecht getrennt.
- Tab. 16: Totallänge (TL) und drei Körperstrukturmaße (in % TL) der zwei Formen des Seesaiblings aus dem Stappitzer See und Populationen aus vier weiteren Seen.
- Tab. 17: Ergebnisse der beiden Elektrobefischungen im Seebach, mit Abkürzung der Artnamen (St - Bachforelle, Sf - Bachsaibling, St x Sf - „Tigerfisch“).
- Tab. 18: Ergebnisse der 1994 und 2001 im Abschnitt Seebach 2 durchgeführten Elektrobefischungen.
- Tab. 19: Die Besatzstatistik für den Stappitzer See und den Seebach aus dem Zeitraum zwischen 1990 und 2002 (mit Totallänge der Setzlinge in Klammern).

Literaturverzeichnis:

- AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, ABT. 15 UMWELTSCHUTZ UND TECHNIK (1994): Fische unter den Entwicklungsvoraussetzungen in hochgelegenen Speicherseen der Alpen. - Unveröffentlichter Amtsbericht des Kärntner Institutes für Seenforschung: 272 pp
- ANDERSON, R. (1972): Zooplankton composition and change in an alpine lake. - Verh. Internat. Verein. Limnol., 18: 264 - 268.
- ARNOLD, C. (1890): Land und Leute im Mallnitzthale. - Vortrag, Deutscher und Österreichischer Alpenverein, Sektion Hannover, Schlütersche Buchdruckerei, Hannover: 15-16.
- BALON, E. K. & T. PENCZAK (1980): The dwarfed charr of Dösener See, an alpine lake in Austria. - In: Charrs, Salmonid Fishes of the Genus *Salvelinus*, Edit. E. K. BALON, W. JUNK b. v. Publishers: 773-794, The Hague.
- BRUNNER, P. C., M. R. DOUGLAS & L. BERNATCHEZ (1998): Microsatellite and mitochondrial DANN assessment of population structure and stocking effects in Arctic charr *Salvelinus alpinus* (Teleostei: Salmonidae) from central Alpine lakes. - Mol. Ecol., 7: 209-223.
- EINSLE, U. (1993): Crustaceae, Copepoda, Calanoida und Cyclopoida. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-Jena-New York: 208 pp.
- FLÖSSNER, D. (1972): Branchiopida, Branchiura. - In: DAHL F. (1972): Die Tierwelt Deutschlands, 60. Teil, Gustav-Fischer-Verlag Jena: 501 pp.
- FRESNER, R., K. KRÄINER, W. MOSTLER, U. PONTA, L. SCHULZ & G. WIESER (2000): Hydrogeologische und limnologische Untersuchungen der Langtalseen (Vorderer, Mittlerer und Hinterer Langtalsee) im Gößnitztal (Kärnten). - Carinthia II, 190./110. Jahrgang: 641 - 657.
- FRIEDL, T., W. HONSIG-ERLENBURG & J. PETUTSCHNIG (1995): Der Fischbestand des Stappitzer Sees - Untersuchungen im Rahmen der fischökologischen Exkursion des naturwissenschaftlichen Vereins 1994. - Carinthia II 185/105. Jahrgang: 169 - 182.
- GLIWICZ, Z. M. & M. G. ROWAN (1984): Survival of *Cylops abyssorum taticus* (Copepoda, Crustaceae) in alpine lakes stocked with planktivorous fish. - Limnol. Oceanogr., 29: 1290 - 1299.
- HARTMANN, V. (1898): Die Fische Kärntens. - Separat - Abdruck aus dem XXV. Jahrbuch des naturhistor. Landesmuseums von Kärnten, Klagenfurt (Ferd. v. Kleinmayr): 48 p.
- HECHT, W., FÖRSTER, M. & F. PIRCHNER (1992): Fischbiologie des Königsees. Ökologisch-genetische Untersuchungen am Seesaibling und Gesundheitsstatus der Fische. - Forschungsbericht, 24, Nationalpark Berchtesgaden.
- HONSIG-ERLENBURG, W. (1980): Die Variation morphometrischer und biochemischer Merkmale des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus* L.) im Hallstätter See. - Dissertation Univ. Wien.
- HONSIG-ERLENBURG, W., N. SCHULZ, G. DEISINGER & K. KANZ (1983): Erste limnologische Untersuchungen im Melniksee (Kärnten, Österreich). - Carinthia II, 173./93. Jahrgang: 185 - 204.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & R. PSENNER (1986): Zur Frage der Versauerung von Hochgebirgsseen in Kärnten. - Carinthia II, 176./96. Jahrgang: 443 - 461.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & P. MILDNER (1996): Franz Xaver Freiherr von Wulfen als Ichthyologe. - Carinthia II, 186./106. Jahrgang: 349 - 360.
- HONSIG-ERLENBURG, W., T. FRIEDL & G. KERSCHBAUMER (2002): Fische und Neunaugen. - In: HONSIG-ERLENBURG, W. & W. PETUTSCHNIG (RED.) (2002): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln.- Natur Kärnten 1. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt: 33 - 165 .
- JERSABEK, C. D., SCHABETSBERGER, R. & S. BROZEK (1994): Fischbesatz in Gebirgsseen - Ursachen des Artensterbens in alpinen Gewässern? Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 75 pp.
- JERSABEK, C. D. (1995): Distribution and ecology of rotifer communities in high altitude alpine sites - a multivariate approach. - Hydrobiologia, 313/314: 75 - 89.
- JERSABEK, C. D., A. BRANCELJ, F. STOCH & R. SCHABETSBERGER (2001): Distribution and ecology of copepods in mountainous regions of the Eastern Alps. Hydrobiologia, 453/454: 309 - 324.
- JUNGMEIER, M. (1992): Die Vegetation des Stappitzer Sees/Mallnitz - Ein Beitrag zur kleinräumigen Nationalparkplanung. - Carinthia II, 182./102. Jahrgang: 7 - 20.
- KAINZ, E. & F. UIBLEIN (1994): Wiederaufstieg einer vor sechs Jahren markierten Rußnase aus der Zeller Ache/Mondsee. - Österr. Fischerei, 11/12: 270.
- KLEIN, M., R. D. NEGELE, E. LEUNER, E. BOHL & R. LEYERER (1990): Fischbiologie des Königsees. Fischereibiologie und Parasitologie. Forschungsbericht, 21, Nationalpark Berchtesgaden.
- MACHINO, Y. & B. RIVIER (2002): Le lac d'Allos (Alpes-de-Haute-Provence). Sanctuaire et laboratoire de l'évolution pour l'omble chevalier du Léman (*Salvelinus alpinus*; Salmonidae). - Cybium, 26: 173-177.
- MAY, L. (1980): On the ecology of *Notholca squamula* Müller in Loch Leven, Kinross, Scotland. - Hydrobiologia, 73: 177 - 180.
- MCCNAUGHT, A. S., D. W. SCHINDLER, B. R. PARKER, A. J. PAUL, R. S. ANDERSON, D. B. DONALD & M. AGBETI (1999). Restoration of the food web of an alpine lake following fish stocking. - Limnol.Oceanogr., 44: 127 - 136.
- MURTAUGH, P. A. (1985): Vertikal distributions of zooplankton und population dynamics of *Daphnia* in a meromictic lake. - Hydrobiol. 123: 47-57.
- NAKANO, S., S. KITANO, K. NAKAI & K. D. FAUSCH (1998): Competitive interactions for foraging microhabitat among introduced brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and native bull charr, *S. confluentus*, and westslope cutthroat trout, *Oncorhynchus clarki lewisi*, in a Montana stream. - Env. Biol. Fish., 52: 345-355.
- NORTHCOTE, T. G. (1988): Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: a "Top down" view. - Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 361-379.

- PARKER, B. R., D. W. SCHINDLER, D. B. DONALD & R. S. ANDERSON (2001): The effects of stocking and removal of a nonnative salmonid on the plankton of an alpine lake. - *Ecosystems*, 4: 334-345.
- RAKOBITSCH, K. (1985): Die Abhängigkeit des Zooplanktons vom unterschiedlichen Trophiegrad im Hafnersee und Keutschacher See in Kärnten. - Dissertation Univ. Graz - Kärntner Institut für Seenforschung: 223 pp.
- SAMPL, H. (1975): Bericht über die limnologischen Untersuchungen an Kärntner Seen im Jahre 1974. – Veröffentlichungen des Kärntner Instituts für Seenforschung 1: 51 pp.
- SANGLUND, O. T., K. GUNNARSSON, P. M. JÓNASSON, B. JONSSON, T. LINDEM, K. P. MAGNÚSSON, H. J. MALMQUIST, H. SIGURJÓNS-DÓTTIER, S. SKÚLASON & S. S. SNORRASON (1992): The arctic charr *Salvelinus alpinus* in Thingvallavatn. - *Oikos*, 64:305-351.
- SCHABETSBERGER, R. JERSABEK C. D. & S. BROZEK (1995): The impact of alpine newts (*Triturus alpestris*) on minnows (*Phoxinus phoxinus*) on the microcrustacean communities of two high altitude karst lakes. *Alytes*, 12, 183-189.
- SCHABETSBERGER, R., C. D. JERSABEK & H. GASSNER (1996): Die Fischfauna in zwei Seen des Nationalparks Hohe Tauern: Reedsee (1.824 m) und Palfnersee (2.067 m). - *Wissenschaft. Mitteil. Nationalpark Hohe Tauern*, 2: 123-138.
- SCHABETSBERGER, R., H. GASSNER, M. LUGER, S. BROZEK, C. D. JERSABEK & A. GOLDSCHMID (1996): Das Wachstum von Saiblingen in fünf Salzburger Gebirgsseen. - *Österr. Fischerei*, 49: 137-141.
- SCHABETSBERGER, R., C. D. JERSABEK & B. MOOSLECHNER (1997): Die Fischereiwirtschaft in der Nationalparkregion zwischen 1966 und 1994. - *Wiss. Mitt. Nationalpark Hohe Tauern*, 3 (1997): 156-181.
- SCHABETSBERGER, R. & C. D. JERSABEK (1998): Fish introduction into high altitude lakes: the impact of prey communities. - *Deutsche Ges. Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1998*: 130-134.
- SCHARF, B. (1995): Räumliche und zeitliche Verteilung des Zooplanktons im hypolimnisch belüfteten Feldsee in Kärnten. - Diplomarbeit Univ. Graz - Kärntner Institut für Seenforschung: 189 pp.
- SCHULZ, N., K. KANZ & G. DEISINGER (1983): Limnologische Untersuchungen am Falkertsee (Kärnten, Österreich), *Carinthia II*, 173./93. Jahrgang: 205 – 219.
- SCHULZ, N., W. HONSIG-ERLENBURG, K. KANZ & G. DEISINGER (1984): Limnologische Untersuchungen am Eben-Lanisch-See (Kärnten, Österreich), *Carinthia II*, 174./94. Jahrgang: 387 – 395.
- SCHULZ, N.; G. DEISINGER, W. HAFNER & W. HONSIG-ERLENBURG (1988): Limnologische Untersuchungen am Goafelsee (Kärnten, Österreich). - *Carinthia II*, 178./98. Jahrgang: 569 – 385.
- SCHULZ, N. & G. WIESER (1991): Der Dösener See. - *Alpenvereinsnachrichten*, 2/91, Graz: 54-58.
- SCHWÖRBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie, 8. vollständig überarbeitete Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.
- SKÚLASON, S. & T. B. SMITH (1995): Resource polymorphism in vertebrates. - *TREE*, 10: 366 – 370.
- SOMMER, W. (1996): Zur Limnologie des neuerrichteten Speichers Koralpe in den ersten zwei Jahren nach Anstau unter besonderer Berücksichtigung des Zooplanktons. - Dissertation Univ. Graz - Kärntner Institut für Seenforschung: 179 pp.
- STEINBÖCK, O. (1938): Arbeiten über die Limnologie der Hochgebirgsgewässer. - Sonderdruck aus: „Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie“, 37: 467 – 509.
- UBLEIN, F. & H. WINKLER (1987): Der Nahrungserwerb der Mondsee-Zährte. - *Sitzber. Österr. Akad. Wiss. math.-naturwiss. Klasse*, 196: 311 – 322.
- UBLEIN, F. & H. WINKLER (1994): Morphological variability among Vimba in Austrian waters: quantitative examination of a taxonomic and a functional hypothesis (Pisces: Cyprinidae). - *Senckenbergiana biolog.*, 73: 57-65.
- UBLEIN, F., A. JAGSCH, G. KÖSSNER, S. WEISS, P. GOLLMANN & E. KAINZ (2000): Untersuchungen zu lokaler Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche (*Thymallus thymallus*) in drei Gewässern. - In: Österreichs Fischerei (special volume), 53 (4): 88 – 165.
- UBLEIN, F., T. FRIEDL & U. PROCHING (2002): Fischökologischer und fischereilicher Managementplan für das Natura 2000-Gebiet Obere Drau im Rahmen des LIFE-Projektes Auenverbund Obere Drau. - Im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. - *Mitt. int. Ver. Limnol.*, 9: 1 – 38.
- WUKITS, P. (2002): Limnologische Aspekte und Populationsdynamik des Zooplanktons in einem Karstsee im achteinmassiv (Karsee, 1427 m, Österreich). - Diplomarbeit Univ. Salzburg: 44 pp.

Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie – WRRL). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, L 327/1, vom 22.12.2000.

Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, kurz FFH (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, L 206, vom 22.07.1992.

Anhang

Tagesprotokolle der Wasseranalysen des Stappitzer Sees:

Stappitzer See[tief.St.]

Datum:

21.06.2001

Parameter	SOP	Dim	Tiefenstufen [m]			
			0	1	3	5
GERUCH						
WASSESTEMPERATUR	E01	°C	8,5	8,4	8,2	7,3
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	103	µS/cm		48	47	47
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	E01	µS/cm	42	42	43	44
pH-WERT	102			6,86	6,85	6,85
pH-WERT	E01		7,6	7,6	7,6	7,5
SAUERSTOFFGEHALT	E01	mg/l	10,8	11,5	11,8	11,9
SAUERSTOFFSÄTTIGUNG	E01	%	110	119	120	120
TOC	501	mg/l		0,9	1,1	1
GESAMTHÄRTE	berech.	°dH		1,11	1,2	1,13
KARBONATHÄRTE	berech.	°dH		< 2,8	< 2,8	< 2,8
SÄUREBINDUNGSVERMÖGEN pH 4,3	104	mmol/l		< 1	< 1	< 1
FREIE KOHLENSÄURE		mg/l				
CALCIUM gelöst	201	mg/l		6,3	6,9	6,4
MAGNESIUM gelöst	201	mg/l		< 1	< 1	< 1
NATRIUM gelöst	201	mg/l		1,1	1	0,9
KALIUM gelöst	201	mg/l		1,5	1,6	1,5
EISEN gelöst	201	mg/l		0,047	0,068	0,047
MANGAN gelöst	201	mg/l		0,005	0,007	0,005
CADMIUM gelöst	201	mg/l		< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
ZINK gelöst	201	mg/l		0,006	0,006	0,005
KUPFER gelöst	201	mg/l		0,002	< 0,001	< 0,001
ALUMINIUM gelöst	201	mg/l		0,03	0,019	0,024
BLEI gelöst	201	mg/l		< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
CHROM gelöst	201	mg/l		< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
BOR gelöst	201	mg/l		< 0,01	< 0,01	< 0,01
AMMONIUM-N	107	mg/l		0,004	0,007	0,004
AMMONIAK frei	berech.	mg/l		< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
HYDROGENKARBONAT	berech.	mg/l		< 61,02	< 61,02	< 61,02
ORTHOPHOSPHAT-P	105	mg/l		< 0,002	< 0,002	< 0,002
KIESELSÄURE	110	mg/l		4	4	3,9
PHOSPHOR GESAMT	106	mg/l		0,007	0,008	0,008
SULFAT	402	mg/l		5,3	5,1	5
CHLORID	402	mg/l		0,5	< 0,5	< 0,5
NITRAT-N	402	mg/l		0,454	0,395	0,385
NITRAT	berech.	mg/l		2,01	1,749	1,704
AMMONIUM	berech.	mg/l		0,005	0,009	0,005
PHOSPHAT	berech.	mg/l		< 0,006	< 0,006	< 0,006
SUMME KATIONEN	berech.	mval/l		0,401	0,429	0,397
SUMME ANIONEN	berech.	mval/l		0,157	0,134	0,132
SICHTTIEFE	E01	cm	500			
CHLOROPHYLL B	801	µg/l	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.
CHLOROPHYLL A	801	µg/l	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.
PERIDININ	801	µg/l	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.
FUCOXANTHIN	801	µg/l	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.
ALLOXANTHIN	801	µg/l	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.
ECHINENON	801	µg/l	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.
GESAMTBIOMASSE	801	mg/m3	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.
BACILLARIOPHYCEAE	801	%	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.
CRYPTOPHYCEAE	801	%	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.
CHLOROPHYCEAE	801	%	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.
CYANOPHYCEAE	801	%	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.
DINOPHYCEAE	801	%	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.	Siehe Anm.

Anmerkung:

Pigmentanalyse konnte nicht durchgeführt werden, da Proben zu spät filtriert wurden

Ausprägung Oberflächenfilm:

0

Stappitzer See[tief.St.]**Datum:****31.07.2001**

Parameter	SOP	Dim	Tiefenstufen [m]			
			0	1	3	5
GERUCH						
WASSEITEMPERATUR	E01	°C	14,1	9,9	8,7	8
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	103	µS/cm		50	50	50
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	E01	µS/cm	46	45	46	45
pH-WERT	102			6,84	6,83	6,73
pH-WERT	E01		7,7	7,5	7,4	7,2
SAUERSTOFFGEHALT	E01	mg/l	9,1	11,2	12	12,1
SAUERSTOFFSÄTTIGUNG	E01	%	107	118	122	120
TOC	501	mg/l		0,9	0,8	0,9
GESAMTHÄRTE	berech.	°dH		1,15	1,18	1,17
KARBONATHÄRTE	berech.	°dH		< 2,8	< 2,8	< 2,8
SÄUREBINDUNGSVERMÖGEN pH 4,3	104	mmol/l				
FREIE KOHLENSÄURE		mg/l				
CALCIUM gelöst	201	mg/l		6,6	6,8	6,7
MAGNESIUM gelöst	201	mg/l		< 1	< 1	< 1
NATRIUM gelöst	201	mg/l		0,8	0,8	0,8
KALIUM gelöst	201	mg/l		1,3	1,4	1,4
EISEN gelöst		mg/l				
MANGAN gelöst		mg/l				
CADMIUM gelöst		mg/l				
ZINK gelöst		mg/l				
KUPFER gelöst		mg/l				
ALUMINIUM gelöst		mg/l				
BLEI gelöst		mg/l				
CHROM gelöst		mg/l				
BOR gelöst		mg/l				
AMMONIUM-N	107	mg/l		0,005	0,004	0,004
AMMONIAK frei	berech.	mg/l		< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
HYDROGENKARBONAT	berech.	mg/l		< 61,02	< 61,02	< 61,02
ORTHOPHOSPHAT-P	105	mg/l		< 0,002	< 0,002	< 0,002
KIESELSÄURE	110	mg/l		3,9	4	3,9
PHOSPHOR GESAMT	106	mg/l		< 0,005	0,007	0,019
SULFAT	402	mg/l		4,9	5,3	4,5
CHLORID	402	mg/l		< 0,5	< 0,5	< 0,5
NITRAT-N	402	mg/l		0,282	0,309	0,32
NITRAT	berech.	mg/l		1,248	1,368	1,417
AMMONIUM	berech.	mg/l		0,006	0,005	0,005
PHOSPHAT	berech.	mg/l		< 0,006	< 0,006	< 0,006
SUMME KATIONEN	berech.	mval/l		0,397	0,41	0,405
SUMME ANIONEN	berech.	mval/l		0,122	0,132	0,117
SICHTTIEFE	E01	cm	Siehe Anm. 510			
CHLOROPHYLL B	801	µg/l		0,1	0,36	4,75
CHLOROPHYLL A	801	µg/l		< 0,86	3,9	23,18
PERIDININ	801	µg/l		< 0,06	< 0,06	< 0,13
FUCOXANTHIN	801	µg/l		< 0,13	0,67	1,62
ALLOXANTHIN	801	µg/l		< 0,06	0,14	0,45
ECHINENON	801	µg/l		< 0,06	< 0,06	< 0,13
GESAMTBIOMASSE	801	mg/m3		< 155	838	3775
BACILLARIOPHYCEAE	801	%		39	55	25
CRYPTOPHYCEAE	801	%		0	19	9
CHLOROPHYCEAE	801	%		61	26	65
CYANOPHYCEAE	801	%		0	0	0
DINOPHYCEAE	801	%		0	0	0

Anmerkung:

Sichttiefe: 510cm (Grund)

Ausprägung Oberflächenfilm:

0

Stappitzer See[tief.St.]Datum:

09.10.2001

Parameter	SOP	Dim	Tiefenstufen [m]			
			0	1	3	5
GERUCH						
WASSEITEMPERATUR	E01	°C	8,1	8,1	6,8	7,2
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	103	µS/cm		51	50	49
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	E01	µS/cm	41	40	42	43
pH-WERT	102			6,86	6,77	6,75
pH-WERT	E01		7,1	7,1	7,1	7,1
SAUERSTOFFGEHALT	E01	mg/l	10,4	10,9	10,6	10,2
SAUERSTOFFSÄTTIGUNG	E01	%	103	106	99	102
TOC	501	mg/l		0,7	0,7	0,7
GESAMTHÄRTE	berech.	°dH		1,14	1,15	1,13
KARBONATHÄRTE	berech.	°dH		1,23	1,21	1,21
SÄUREBINDUNGSVERMÖGEN pH 4,3	104	mmol/l		0,44	0,43	0,43
FREIE KOHLENSÄURE		mg/l				
CALCIUM gelöst	201	mg/l		6,5	6,6	6,4
MAGNESIUM gelöst	201	mg/l		< 1	< 1	< 1
NATRIUM gelöst	201	mg/l		0,8	0,8	0,8
KALIUM gelöst	201	mg/l		1,4	1,5	1,4
EISEN gelöst		mg/l				
MANGAN gelöst		mg/l				
CADMIUM gelöst		mg/l				
ZINK gelöst		mg/l				
KUPFER gelöst		mg/l				
ALUMINIUM gelöst		mg/l				
BLEI gelöst		mg/l				
CHROM gelöst		mg/l				
BOR gelöst		mg/l				
AMMONIUM-N	107	mg/l		< 0,004	0,006	0,004
AMMONIAK frei	berech.	mg/l		< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
HYDROGENKARBONAT	berech.	mg/l		26,85	26,24	26,24
ORTHOPHOSPHAT-P	105	mg/l		< 0,002	< 0,002	< 0,002
KIESELSÄURE	110	mg/l		4,1	4,1	4,2
PHOSPHOR GESAMT	106	mg/l		< 0,005	0,007	0,013
SULFAT	402	mg/l		5,6	5,9	5,2
CHLORID	402	mg/l		< 0,5	< 0,5	< 0,5
NITRAT-N	402	mg/l		0,408	0,377	0,345
NITRAT	berech.	mg/l		1,806	1,669	1,527
AMMONIUM	berech.	mg/l		< 0,005	0,008	0,005
PHOSPHAT	berech.	mg/l		< 0,006	< 0,006	< 0,006
SUMME KATIONEN	berech.	mval/l		0,395	0,403	0,39
SUMME ANIONEN	berech.	mval/l		0,586	0,58	0,563
SICHTTIEFE	E01	cm	600			
CHLOROPHYLL B	801	µg/l		< 0,06	0,1	0,16
CHLOROPHYLL A	801	µg/l		< 0,86	2,43	3,59
PERIDININ	801	µg/l		< 0,06	0,07	0,1
FUCOXANTHIN	801	µg/l		< 0,13	0,34	0,53
ALLOXANTHIN	801	µg/l		< 0,06	0,17	0,23
ECHINENON	801	µg/l		< 0,06	< 0,06	< 0,06
GESAMTBIOMASSE	801	mg/m3		< 178	476	719
BACILLARIOPHYCEAE	801	%		55	44	46
CRYPTOPHYCEAE	801	%		21	33	30
CHLOROPHYCEAE	801	%		24	11	12
CYANOPHYCEAE	801	%		0	0	0
DINOPHYCEAE	801	%		0	12	12

Anmerkung:

Sichttiefe: 6m (Grund)

Ausprägung Oberflächenfilm:

0

Stappitzer See[tief.St.]**Datum:****01.10.2002**

Parameter	SOP	Dim	Tiefenstufen [m]			
			0	1	3	5
GERUCH						
WASSESTEMPERATUR	E01	°C	6,4	6,3	6	5,8
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	103	µS/cm		50	50	50
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	E01	µS/cm	53	54	54	54
pH-WERT	102			6,84	6,8	6,78
pH-WERT	E01		7,2	7,2	7,1	7
SAUERSTOFFGEHALT	E01	mg/l	11,4	11,7	11,5	11,4
SAUERSTOFFSÄTTIGUNG	E01	%	109	110	107	105
TOC	501	mg/l		0,8	0,7	0,7
GESAMTHÄRTE	berech.	°dH		0,9	0,86	0,84
KARBONATHÄRTE	berech.	°dH		0,95	0,9	0,9
SÄUREBINDUNGSVERMÖGEN pH 4,3	104	mmol/l		0,34	0,32	0,32
FREIE KOHLENSÄURE	berech.	mg/l		3,68	3,68	3,65
CALCIUM gelöst	201	mg/l		6,38	6,12	5,92
MAGNESIUM gelöst	201	mg/l		[..] 0,03	[..] 0,03	[..] 0,03
NATRIUM gelöst	201	mg/l		0,84	0,8	0,78
KALIUM gelöst	201	mg/l		1,32	1,27	1,22
EISEN gelöst	201	mg/l		0,027	0,021	0,014
MANGAN gelöst	201	mg/l		0,008	0,009	0,009
CADMIUM gelöst	201	mg/l		< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
ZINK gelöst	201	mg/l		[..] 0,00072	[..] 0,00072	[..] 0,00072
KUPFER gelöst	201	mg/l		[..] 0,0002	[..] 0,0002	[..] 0,0002
ALUMINIUM gelöst	201	mg/l		0,00525	[..] 0,0008	[..] 0,0008
BLEI gelöst	201	mg/l		[..] 0,00004	[..] 0,00004	[..] 0,00004
CHROM gelöst	201	mg/l		[..] 0,00004	[..] 0,00004	[..] 0,00004
BOR gelöst	201	mg/l		0,00868	[..] 0,0006	[..] 0,0006
AMMONIUM-N	107	mg/l		< 0,004	< 0,004	< 0,004
AMMONIAK frei		mg/l				
HYDROGENKARBONAT	berech.	mg/l		20,75	19,53	19,53
ORTHOPHOSPHAT-P	105	mg/l		< 0,002	< 0,002	< 0,002
KIESELSÄURE	110	mg/l		4,5	4,5	4,5
PHOSPHOR GESAMT	106	mg/l		0,006	0,01	0,009
SULFAT	402	mg/l		5,7	5,7	5,9
CHLORID	402	mg/l		[..] 0,11	[..] 0,11	[..] 0,11
NITRAT-N	402	mg/l		0,417	0,398	0,418
NITRAT	berech.	mg/l		1,846	1,762	1,85
AMMONIUM	berech.	mg/l		< 0,005	< 0,005	< 0,005
PHOSPHAT	berech.	mg/l		< 0,006	< 0,006	< 0,006
SUMME KATIONEN	berech.	mval/l		0,391	0,375	0,363
SUMME ANIONEN	berech.	mval/l		0,492	0,47	0,476
SICHTTIEFE	E01	cm	420			
CHLOROPHYLL B	801	µg/l		0,53	1,02	1,49
CHLOROPHYLL A	801	µg/l		5,19	8,12	9,26
PERIDININ	801	µg/l		< 0,06	< 0,09	< 0,09
FUCOXANTHIN	801	µg/l		0,34	0,4	0,37
ALLOXANTHIN	801	µg/l		0,46	0,63	0,52
ECHINENON	801	µg/l		0,07	< 0,09	< 0,09
GESAMTBIOMASSE	801	mg/m3		974	1294	1477
BACILLARIOPHYCEAE	801	%		18	18	15
CRYPTOPHYCEAE	801	%		35	41	31
CHLOROPHYCEAE	801	%		25	41	54
CYANOPHYCEAE	801	%		21	0	0
DINOPHYCEAE	801	%		0	0	0

Anmerkung:**Ausprägung Oberflächenfilm:**

Mallnitzer Seebach - Höhe Stappitzer See

Parameter	SOP	Dim.	20.06.2001	21.06.2001	31.07.2001	09.10.2001	27.11.2001	01.10.2002
LUFTTEMPERATUR	E01	[°C]		25,6	23,4	15	-1	15,8
WETTER	E01							
GERUCH	E01							
FÄRBUNG	E01							
TRÜBUNG	E01							
WASSERTEMPERATUR	E01	[°C]	7,2	8,9	10,3	9,1	6	8,3
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	103	[µS/cm]	34	34	31	33	41	39
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	E01	[µS/cm]	32,2	32	29	82,7	46,7	41
pH-WERT	102		6,72	6,65	6,58	6,72	6,55	6,72
pH-WERT	E01		8,09	7,5	7	7,68	7,09	7,1
SAUERSTOFFGEHALT	E01	[mg/l]	12,5	9,74	10,6	8,37	11,34	10,8
SAUERSTOFFSÄTTIGUNG	E01	[%]	120	98,5	112	84	106	107
BSB5 OHNE NITRIF.-HEMMUNG	111	[mg/l]	< 0,5	< 0,5	0,6	< 0,5	0,7	0,5
TOC	501	[mg/l]	0,6	0,7	< 0,5	0,5	< 0,5	< 0,5
ABFILTRIERBARE STOFFE	101	[mg/l]	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
GESAMTHÄRTE	berech.	[°dH]	0,87436	0,88835	0,83238	0,81839	1,02827	0,6529
KARBONATHÄRTE	berech.	[°dH]	< 2,80397	< 2,80397	< 2,80397	1,00943	1,09355	0,75707
SÄUREBINDUNGSVERMÖGEN pH 4,3	104	[mmol/l]	< 1	< 1	< 1	0,36	0,39	0,27
FREIE KOHLENSÄURE	berech.	[mg/l]						4,02983
CALCIUM gelöst	201	[mg/l]	4,6	4,7	4,3	4,2	5,7	4,61684
MAGNESIUM gelöst	201	[mg/l]	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	[.] 0,03
NATRIUM gelöst	201	[mg/l]	0,6	0,7	0,5	0,6	0,8	0,74264
KALIUM gelöst	201	[mg/l]	0,7	0,8	0,8	0,7	1,1	1,01396
EISEN gelöst	201	[mg/l]	< 0,01	0,016	0,02	0,014	0,042	0,0357
MANGAN gelöst	201	[mg/l]	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,00499
CADMIUM gelöst	201	[mg/l]	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
QUECKSILBER gelöst	204	[mg/l]		< 0,0002				
ZINK gelöst	201	[mg/l]	0,005	0,005	0,007	0,004	0,005	[.] 0,00072
KUPFER gelöst	201	[mg/l]	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	[.] 0,0002
ALUMINIUM gelöst	201	[mg/l]	0,026	0,019	0,041	0,01	< 0,01	0,00567
BLEI gelöst	201	[mg/l]	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	[.] 0,00004
CHROM gelöst	201	[mg/l]	0,0006	0,0007	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	[.] 0,00004
NICKEL gelöst	201	[mg/l]		< 0,001				
ARSEN gelöst	203	[mg/l]		< 0,001				
BOR gelöst	201	[mg/l]	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	[.] 0,0006
AMMONIUM-N	107	[mg/l]	0,007	0,007	0,005	0,004	0,015	0,009
AMMONIAK frei	berech.	[mg/l]	0,00012	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,00002
HYDROGENKARBONAT	berech.	[mg/l]	< 61,0172	< 61,0172	< 61,0172	21,96619	23,79671	16,47464
PHOSPHOR GELÖST	106	[mg/l]	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
ORTHOPHOSPHAT-P	105	[mg/l]	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,002	< 0,002
PHOSPHOR GESAMT	106	[mg/l]	< 0,005	0,005	< 0,005	< 0,005	0,005	0,008
SULFAT	402	[mg/l]	3,3	3,2	2,7	3,5	4,1	3,7
CHLORID	402	[mg/l]	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	[.] 0,11
NITRAT-N	402	[mg/l]	0,414	0,395	0,317	0,294	0,345	0,362
NITRAT	berech.	[mg/l]	1,8327	1,74859	1,4033	1,30148	1,52725	1,6025
AMMONIUM	berech.	[mg/l]	0,00902	0,00902	0,00644	0,00515	0,01932	0,01159
PHOSPHAT	berech.	[mg/l]	< 0,00613	< 0,00613	< 0,00613	< 0,00613	0,00613	< 0,00613
SUMME KATIONEN	berech.	[mval/l]	0,27354	0,28544	0,25678	0,25358	0,34736	0,29108
SUMME ANIONEN	berech.	[mval/l]	0,09827	0,09483	0,07885	0,45386	0,5	0,37598

Mallnitzer See - Seeausrinn

Parameter	SOP	Dim.	20.06.2001	21.06.2001	31.07.2001	09.10.2001	27.11.2001	01.10.2002
LUFTTEMPERATUR	E01	[°C]		24,3	23,8	15	-1	15,3
WETTER	E01							
GERUCH	E01							
FÄRBUNG	E01							
TRÜBUNG	E01							
WASSERTemperatur	E01	[°C]	8,8	11,5	13,6	9,3	3	7
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	103	[µS/cm]	52	47	48	49	49	50
ELEKTRISCHE LEITFÄHIGKEIT	E01	[µS/cm]	45,5	42	45	93,1	49,2	52
pH-WERT	102		6,76	6,89	6,72	6,83	6,71	6,82
pH-WERT	E01		7,39	7,4	7	7,61	7,06	6,9
SAUERSTOFFGEGHALT	E01	[mg/l]	11,96	10,3	10,3	9,55	11,52	10,9
SAUERSTOFFSÄTTIGUNG	E01	[%]	119,9	110,6	118	94,3	100,1	104
BSB5 OHNE NITRIF.-HEMMUNG	111	[mg/l]	1,3	1	1,2	0,5	0,7	0,8
TOC	501	[mg/l]	1,3	1,4	0,9	0,9	< 0,5	0,8
ABFILTRIERBARE STOFFE	101	[mg/l]	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
GESAMTHÄRTE	berech.	[°dH]	1,14	1,11	1,13	1,10	1,03	0,88
KARBONATHÄRTE	berech.	[°dH]	< 2,80397	< 2,80397	< 2,80397	1,23375	1,23375	0,89727
SÄUREBINDUNGSVERMÖGEN pH 4,3	104	[mmol/l]	< 1	< 1	< 1	0,44	0,44	0,32
FREIE KOHLENSÄURE	berech.	[mg/l]						3,55663
CALCIUM gelöst	201	[mg/l]	6,5	6,3	6,4	6,2	5,7	6,24825
MAGNESIUM gelöst	201	[mg/l]	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	[..] 0,03
NATRIUM gelöst	201	[mg/l]	1	0,9	0,7	0,8	0,9	0,94541
KALIUM gelöst	201	[mg/l]	2,5	1,4	1,3	1,4	1,3	1,57497
EISEN gelöst	201	[mg/l]	0,03	0,039	0,04	0,017	0,018	0,06234
MANGAN gelöst	201	[mg/l]	0,009	0,007	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,00662
CADMIUM gelöst	201	[mg/l]	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
QUECKSILBER gelöst	204	[mg/l]		< 0,0002				
ZINK gelöst	201	[mg/l]	0,007	0,004	0,005	0,004	0,004	< 0,002
KUPFER gelöst	201	[mg/l]	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	[..] 0,0002
ALUMINIUM gelöst	201	[mg/l]	0,016	0,015	0,036	< 0,01	< 0,01	0,00518
BLEI gelöst	201	[mg/l]	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	[..] 0,00004
CHROM gelöst	201	[mg/l]	0,0007	0,0006	0,0006	< 0,0005	< 0,0005	[..] 0,00004
NICKEL gelöst	201	[mg/l]		< 0,001				
ARSEN gelöst	203	[mg/l]		< 0,001				
BOR gelöst	201	[mg/l]	< 0,01	0,014	< 0,01	< 0,01	< 0,01	[..] 0,0006
AMMONIUM-N	107	[mg/l]	0,018	0,01	0,011	0,008	0,005	0,005
AMMONIAK frei	berech.	[mg/l]	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,00001
HYDROGENKARBONAT	berech.	[mg/l]	< 61,0172	< 61,0172	< 61,0172	26,84757	26,84757	19,5255
PHOSPHOR GELÖST	106	[mg/l]	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
ORTHOPHOSPHAT-P	105	[mg/l]	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
PHOSPHOR GESAMT	106	[mg/l]	0,011	0,01	0,007	< 0,005	0,006	0,007
SULFAT	402	[mg/l]	5,3	5,2	4,8	5,7	5,5	5,8
CHLORID	402	[mg/l]	1,4	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	[..] 0,11
NITRAT-N	402	[mg/l]	0,464	0,347	0,248	0,343	0,363	0,36
NITRAT	berech.	[mg/l]	2,05404	1,5361	1,09785	1,51839	1,60693	1,59365
AMMONIUM	berech.	[mg/l]	0,02318	0,01288	0,01417	0,0103	0,00644	0,00644
PHOSPHAT	berech.	[mg/l]	< 0,00613	< 0,00613	< 0,00613	< 0,00613	< 0,00613	< 0,00613
SUMME KATIONEN	berech.	[mval/l]	0,43178	0,38932	0,38306	0,37998	0,35683	0,39566
SUMME ANIONEN	berech.	[mval/l]	0,18297	0,13304	0,11765	0,58317	0,58043	0,46957

Die Messstelle Mallnitzer Seebach - Höhe Gasthaus Alpenrose wird laut Hydrographiegesetz (Bundesgesetzblatt Nr. 58/79 in der Fassung der WRG-Novelle 2003, BGBl. Nr. 82) seit dem Jahr 2004 regelmäßig (12 x pro Jahr) beprobt. Die aktuellen Ergebnisse der Untersuchungen sind über das Umweltbundesamt (<http://www.umweltbundesamt.at/>) erhältlich.

Diese Messstelle war jahrelang (bis einschließlich 2002) Bestandteil des Kärntner Landesmessnetzes. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen können über die Internetadresse:

<http://www.umwelt.ktn.gv.at/oekologie/Gwaesseraufsicht>

abgerufen werden.

Zählergebnisse des Phytoplanktons

Datum	Gruppennamen	Art	Tiefenstufen					
			0 m	1 m	2 m	3 m	4 m	5 m
21-Jun-01	Bacillariophyceae	<i>Asterionella formosa</i>	0,38	0,38	0,445	0,51	0,255	0
21-Jun-01	Bacillariophyceae	<i>Fragilaria crotonensis</i>	0	0	3,01	6,02	3,01	0
21-Jun-01	Bacillariophyceae	<i>Synedra acus</i> (klein)	0	0	273,105	546,21	273,105	0
21-Jun-01	Chlorophyceae Chlorophyta	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0	0	1,885	3,77	1,885	0
21-Jun-01	Desmidiiales Chlorophyta	<i>Sphaerososma</i> gran. <i>Staurastrum</i>	12,2	12,2	6,1	0	3,05	6,1
21-Jun-01	Desmidiiales	sp.(<i>Cosmar.</i> aehnl.)	0	0	0	0	0,125	0,25
21-Jun-01	Chrysophyceae	<i>Erkenia subaequiciliata</i>	26,25	26,25	14,175	2,1	10,72	19,34
21-Jun-01	Chrysophyceae	<i>Uroglena</i> sp.	5,5	5,5	2,75	0	7,695	15,39
21-Jun-01	Cryptophyceae	<i>Cryptomonas</i> sp.(mittel)	1,74	1,74	1,305	0,87	0,435	0
21-Jun-01	Cryptophyceae	<i>Rhodomonas minuta</i>	185,07	185,07	200,415	215,76	215,765	215,77
21-Jun-01	Versch. Formen	Coccale Formen (klein)	12,83	12,83	8,92	5,01	11,485	17,96
31-Jul-01	Bacillariophyceae	<i>Asterionella formosa</i>	0,38	0,38	0,19	0	0	0
31-Jul-01	Bacillariophyceae	<i>Fragilaria construens</i>	0,78	0,78	0,39	0	0	0
31-Jul-01	Bacillariophyceae	<i>Synedra</i> sp.	1,64	1,64	0,955	0,27	0,135	0
31-Jul-01	Chlorophyceae	<i>Chlamydomonas</i> sp.gr.	0	0	27,255	54,51	321,24	587,97
31-Jul-01	Chlorophyceae Chlorophyta	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0	0	0	0	2,015	4,03
31-Jul-01	Desmidiiales	<i>Sphaerososma</i> gran.	3,05	3,05	1,525	0	0	0
31-Jul-01	Chrysophyceae	Cyste kl.	0	0	3,205	6,41	3,205	0
31-Jul-01	Chrysophyceae	<i>Erkenia subaequiciliata</i>	0	0	13,815	27,63	23,14	18,65
31-Jul-01	Chrysophyceae	<i>Uroglena</i> sp.	1,65	1,65	43,705	85,76	49,75	13,74
31-Jul-01	Cryptophyceae	<i>Cryptomonas</i> sp.(mittel)	0	0	0,435	0,87	0,87	0,87
31-Jul-01	Cryptophyceae	<i>Rhodomonas minuta</i>	9,16	9,16	20,615	32,07	578,58	1125,09
31-Jul-01	Dinophyceae	<i>Peridinium</i> sp.(klein)	0	0	14,66	29,32	14,66	0
31-Jul-01	Dinophyceae	<i>Peridinium acicul.</i>	0	0	0	0	0,97	1,94
31-Jul-01	Versch. Formen	Coccale Formen (groß)	0	0	0	0	42,33	84,66
31-Jul-01	Versch. Formen	Coccale Formen (klein)	5,13	5,13	5,77	6,41	7,055	7,7
08-Okt-01	Bacillariophyceae	<i>Melosira varians</i>	189,45	189,45	96,095	2,74	1,37	0
08-Okt-01	Bacillariophyceae	<i>Tabellaria fenestrata</i>	0	0	0	0	0,545	1,09
08-Okt-01	Chlorophyceae	<i>Coenococcus plancton.</i>	0	0	2,07	4,14	2,07	0
08-Okt-01	Chlorophyceae	<i>Pediastrum boryanum</i>	11,69	11,69	5,845	0	0,58	1,16
08-Okt-01	Chlorophyceae	<i>Pediastrum tetras</i>	0	0	0,07	0,14	0,07	0
08-Okt-01	Chlorophyceae	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	36,28	36,28	18,14	0	4,03	8,06
08-Okt-01	Chrysophyceae	<i>Erkenia subaequiciliata</i>	4,14	4,14	5,87	7,6	14,16	20,72
08-Okt-01	Chrysophyceae	<i>Mallomonas</i> sp.	0	0	0	0	31,15	62,3
08-Okt-01	Chrysophyceae	<i>Uroglena</i> sp.	2,2	2,2	2,75	3,3	8,245	13,19
08-Okt-01	Cryptophyceae	<i>Cryptomonas</i> sp.(klein)	6,87	6,87	3,435	0	0	0
08-Okt-01	Cryptophyceae	<i>Katablepharis phoenikoston</i>	0	0	1,03	2,06	1,715	1,37
08-Okt-01	Cryptophyceae	<i>Rhodomonas minuta</i>	16,49	16,49	36,645	56,8	68,255	79,71
08-Okt-01	Dinophyceae	<i>Gymnodinium</i> sp.(klein)	0	0	0	0	57,72	115,44
08-Okt-01	Dinophyceae	<i>Peridinium</i> sp.(klein)	0	0	0	0	29,32	58,64
08-Okt-01	Versch. Formen	Coccale Formen (klein)	7,7	7,7	8,34	8,98	16,035	23,09

Zählergebnisse des Zooplanktons

21. Juni 2001	1m	3m	5m	Interpoliert von 0 bis 5 m [Ind./m ³]
<i>Ascomorpha saltans</i>	600		200	300
<i>Asplanchna priodonta</i>		200		67
<i>Cephalodella</i> sp.	400	200		233
<i>Kellicottia longispina</i>			600	150
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>hispida</i>	200		1400	433
<i>Keratella quadrata quadrata</i>			200	50
<i>Lepadella patella</i> f. <i>oblonga</i>	600	800	600	667
<i>Notholca squamula squamula</i>			400	100
<i>Polyarthra vulgaris</i> var. <i>longiremis</i>	800		800	533
<i>Rotatoria</i>			200	50
<i>Trichocerca</i> sp.			200	50
Summe Rotatorien				2633
<i>Cyclops vicinus</i> Weibchen	200	800	600	500
<i>Cyclops vicinus</i> Nauplien	7600	11800	3200	7900
<i>Cyclops vicinus</i> Copepodid	600	6200	9200	4616
<i>Cyclops vicinus</i> Männchen	400		400	200
<i>Ostracoda</i> gen. Indet			200	50
Summe Crustaceen				13266

31. Juli 2001	1m	3m	5m	Interpoliert von 0 bis 5 m [Ind./m ³]
<i>Kellicottia longispina</i>	200			83
<i>Keratella quadrata quadrata</i>	200			83
Summe Rotatorien	Rotatorien			166
<i>Cyclops</i> sp. Copepodid	400	1800	132200	33816
<i>Cyclops</i> sp. Männchen			1600	533,3
<i>Cyclops</i> sp. Nauplien		18000	2000	6500
<i>Cyclops</i> sp. Weibchen			21000	5250
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			800	200
Summe Crustaceen				46465

9. Oktober 2001	1m	3m	5m	Interpoliert von 0 bis 5 m [Ind./m ³]
<i>Kellicottia longispina</i>	1200	800	200	817
<i>Keratella cochlearis</i>	200	800		350
<i>Keratella quadrata quadrata</i>			200	50
<i>Keratella quadrata</i> var. <i>frenzeli</i>	800	800	1000	850
<i>Polyarthra vulgaris</i>	400	21200	9600	9633
Summe Rotatorien				11700
<i>Acroperus harpae</i>		200		67
<i>Bosmina coregoni</i>	800		12800	3533
<i>Cyclops</i> sp. Copepodid		1600	6600	2183
<i>Cyclops</i> sp. Nauplien		4800	7800	3550
<i>Daphnia</i> sp.			2200	550
Summe Crustaceen				9882,6

1. Oktober 2002	1m	3m	5m	Interpoliert von 0 bis 5 m [Ind./m ³]
<i>Ascomorpha saltans</i>			200	50
<i>Cephalodella</i> sp.			200	50
<i>Kellicottia longispina</i>	400	200	400	333
<i>Keratella cochlearis</i>	2400	400	600	1283
<i>Keratella quadrata quadrata</i>	400			167
<i>Keratella quadrata</i> var. <i>frenzeli</i>			200	50
<i>Lecane flexilis</i>	400	200	800	453
<i>Notholca squamula squamula</i>	200			83
<i>Ploesoma truncatum</i>	200			83
<i>Polyarthra vulgaris</i>	400	200	200	283
<i>Trichocerca capucina capucina</i>			200	50
<i>Trichocerca similis</i>	200			83
Summe Rotatorien				2968
<i>Cyclops vicinus</i> Nauplien	7200	21600	23800	16150
<i>Cyclops vicinus</i> Weibchen			400	100
<i>Cyclops vicinus</i> Copepodid	200	1600	8600	2766,6
Summe Crustaceen				19016,6

Beurteilungskriterien

Aufgrund der unterschiedlichen Charakteristik der Kärntner Seen erfolgt die Trophie-Einstufung nicht nach Ö-Norm M 6231 sondern nach einer Einteilung aufgrund des Phosphorgehaltes und der Algenbiomasse, die erstmals im Bericht über die Untersuchung der Kärntner Seen im Jahr 1974 (SAMPL 1975) beschrieben wurde.

oligotroph:	Gesamt-Phosphor-Konzentration < 10 µg/l, Phytoplankton-Biomasse < 1.000 mg/m ³
schwach mesotroph:	Gesamt-Phosphor-Konzentration 10 - 15 µg/l, Phytoplankton-Biomasse 1.000 - 1.500 mg/m ³
mesotroph:	Gesamt-Phosphor-Konzentration 15 - 30 µg/l, Phytoplankton-Biomasse 1.500 - 3.000 mg/m ³
eutroph:	Gesamt-Phosphor-Konzentration > 30 µg/l, Phytoplankton-Biomasse > 3.000 mg/m ³