
Veröffentlichungen des
Kärntner Institutes für Seenforschung

Der Wörthersee

**Limnologische Langzeitentwicklung des Wörthersees
und limnologische Untersuchungen
des Jahres 1999 unter besonderer Berücksichtigung
der Planktonbiocönosen**

Klagenfurt, August 2005

2. Auflage:

Folgende Abbildungen wurden korrigiert:

Abb. 7, 8, 9, 10, 11, 16 und 17

Impressum:

Eigentümer, Herausgeber und Verleger: Kärntner Institut für Seenforschung (KIS)
Naturwissenschaftliches Forschungszentrum
Abt. 15 - Uabt. Ökologie und Umweltdaten des Amtes
der Kärntner Landesregierung
Flatschacher Straße 70, 9020 Klagenfurt

Gesamtleitung: Dr. Liselotte Schulz

Bearbeitung: Dr. Roswitha Fresner
Mag. Marion Ambros
Mag. Markus Reichmann
Mag. Maria Mairitsch
Mag. Claudia Holarek
Dr. Wolfgang Honsig-Erlenburg
DI Jürgen Petutschnig
Dr. Günther Weissel
DI Bernhard Hummitzsch

Probenahmen, Limnochemische Analysen: Umweltschutzzlabor Abt. 15 – Umweltschutz und Technik
des Amtes der Kärntner Landesregierung

Textkorrektur: DI Gisela Wolschner

Layout: Mag. Marion Ambros

Druck und Bindearbeiten: im Hause

Besuchen Sie uns auf unserer Homepage!

www.kis.ktn.gv.at

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|-----------|
| Zusammenfassung | 1 |
| Einleitung | 3 |
| Allgemeine Beschreibung | 4 |
| Hydrographische Daten | 6 |
| Fische | 7 |
| Flusskrebse | 8 |
| Sanierungsmaßnahmen | 8 |
| Methodik | 10 |
| Limnologische Entwicklung | 12 |
| Sauerstoff | 12 |
| Gesamt-Phosphor..... | 16 |
| Orthophosphat | 20 |
| Stickstoff..... | 21 |
| Temperatur..... | 25 |
| Sichttiefe | 26 |
| Phytoplankton | 27 |
| Zusammensetzung des Phytoplanktons..... | 28 |
| Zooplankton | 34 |
| Artenspektrum der Rotatorien..... | 36 |
| Artenspektrum der Crustaceae..... | 44 |
| Cladocera (Blattfußkrebse)..... | 44 |
| Copepoda (Ruderfußkrebse) | 51 |
| Abbildungsverzeichnis | 55 |
| Fotoverzeichnis | 56 |
| Tabellenverzeichnis | 56 |
| Literatur | 57 |
| Anhang | 59 |
| Tiefenkarte des Wörthersees | 71 |

Zusammenfassung

Der Wörthersee ist mit einer Fläche von 1.938,7 ha der größte See Kärntens. In den frühen 1970er Jahren haben Eutrophierungserscheinungen zum Bau eines Abwasserkanalnetzes im Einzugsgebiet des Sees geführt. Die vorgelegte Studie dokumentiert die Änderung der Wasserqualität des Wörthersees über den Zeitraum von 1970 bis 2002.

Die seit Beginn des Monitorings vor mehr als 30 Jahren im Auftrag des Landes Kärnten erhobenen Daten bescheinigen dem Wörthersee aus limnologischer Sicht eine kontinuierliche Verbesserung der Wassergüte. Massive Algenblüten als Ausdruck des Eutrophierungshöhepunktes Anfang der 1970er Jahre wurden rasch durch die gesetzten Sanierungsmaßnahmen eingedämmt. Die bis heute im Einzugsgebiet des Wörthersees geleisteten Sanierungsaktivitäten, verbunden mit großem finanziellen Aufwand für das Land Kärnten und seine Bevölkerung, haben sich für den Sommertourismus bezahlt gemacht.

Der Wörthersee hat sich im Zeitraum von 1971 bis 2002 vom mesotrophen zum schwachmesotrophen Gewässer mit oligotrophen Charakter des Epilimnions entwickelt.

Das Epilimnion des Wörthersees reagierte sofort nach dem Fernhalten der häuslichen Abwässer mit einer Verbesserung der optischen Qualität, einer Abnahme des Gesamt-Phosphor-Gehaltes und mit einer Verringerung der Schwebalgenmenge während des Sommers.

Die Sichttiefenwerte als Maß für die optische Qualität haben sich im Jahresmittel von 2 auf 4 m verbessert. Dazu trägt vor allem das während des Sommers nährstoff- und algenarme Epilimnion bei.

In der Tiefe des Wörthersees war eine Reduktion der Nährstoffe (Phosphor und Stickstoff) aufgrund der langen Wassererneuerungszeit nicht sofort sondern zeitverzögert feststellbar. Der mittlere Gesamt-Phosphor-Inhalt verringerte sich im Beobachtungszeitraum um mehr als 50 % von 30 t (1971) auf 14 t (2002).

Im Stickstoffhaushalt (Nitrat- und Ammonium-Stickstoff) schlug sich die Verbesserung der Wasserqualität als Folge der verbesserten Sauerstoffsituation in der Verlagerung der Grenze zur Ammonium-Anreicherung in tiefere Bereiche (von 50 m nach 70 m) nieder.

Die deutliche Verbesserung des Sauerstoffgehaltes war einerseits durch die Abnahme der sauerstoffzehrenden bakteriellen Abbauprozesse infolge der Nährstoffreduktion und der damit verbundenen geringeren Produktion - Fernhalten der häuslichen (organischen) Abwässer - bedingt und andererseits durch tiefer reichende Frühjahrs-Zirkulationen mit denen Sauerstoff in die Tiefe gelangte. Angezeigt wird die verbesserte Sauerstoffsituation durch die Verlagerung der 3 mg/l Sauerstoff-Grenze von 10 m (1972) auf 56 m (1999) Tiefe.

Die hier vorgelegten Ergebnisse weisen darauf hin, dass im Wörthersee in unregelmäßigen Abständen die Frühjahrsdurchmischung auch die Wasserschichten des Monimolimnions erfasst und dann über Grund kurzfristig Sauerstoff vorhanden ist. Im Gegensatz zu den von FINDENEGG (1933) gemachten Beobachtungen haben im Zeitraum von 1970 bis 2002 mehrmals Vollzirkulationen stattgefunden. Seit Findeneggs Veröffentlichung (1933) „Zur Naturgeschichte des Wörthersees“ wird der See neben dem Klopeiner See und dem Weißensee als meromiktischer Seetyp angesehen. Ein meromiktischer See ist durch einen über Grund gelegenen sauerstofffreien Bereich gekennzeichnet, der weder von der Frühjahrs- noch von der Herbstzirkulation beeinflusst wird.

FINDENEGG (1933) schloss eine Volldurchmischung des Wörthersees aufgrund der zu schwachen Winde und in weiterer Folge der raschen Erwärmung des Oberflächenwassers aus. Aufgrund der neuen Erkenntnisse kann der Wörthersee als „fakultativ meromiktischer See“ bezeichnet werden, der in unregelmäßigen Abständen bis zum Grund zirkuliert. Von welchen Faktoren die Veränderung des Zirkulationsverhaltens abhängt, konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden. Als Motor für die Zirkulation wird allgemein der Wind angesehen, der in

manchen Jahren - während der Temperaturgleiche (4°C) des Sees - stärker gewesen sein muss. Auch muss man sich in diesem Zusammenhang die Frage stellen, ob nicht klimatische Veränderungen als Ursache für das veränderte Zirkulationsverhalten in Frage kommen.

Als Besonderheit des Wörthersees muss *Planktothrix rubescens* (Cyanobacteria) erwähnt werden, da sie im Sommer mit dem Rückzug aus dem Epilimnion (0 - 6 m) in die Tiefe, als Folge der fortschreitenden Erwärmung, zum oligotrophen - nährstoff- und algenarmen - Charakter des Epilimnions beiträgt.

Zu erwähnen ist auch die Tatsache, dass die Phytoplanktonbiomasse des Wörthersees über den Beobachtungszeitraum nicht mit der Nährstoffreduktion korrelierte. Dass die Reoligotrophierung nicht spiegelbildlich zur Eutrophierungsentwicklung verläuft, wurde auch von anderen Autoren beobachtet (DOKULIL et al., 2001). „Grundsätzlich folgen die Seen in ihrem Produktionsniveau nur äußerst „widerwillig“ der Phosphorbelastungsverminderung. Sie versuchen vielmehr durch Umstellung in der Phytoplanktonbiozönose trotz Nährstoffverknappung das Produktionsniveau zu erhalten“ (SAS, 1989). Im Wörthersee hat sich *Planktothrix rubescens* im Algenplankton massiv durchgesetzt, ihre Präsenz verstärkt und die Kieselalgen fast vollständig verdrängt.

Die Dominanz von *Planktothrix rubescens* im Algenbestand des Sees wirkt sich indirekt auch auf die Entwicklung des Zooplanktons aus. In den letzten Jahren ist der Biomasseanteil von *P. rubescens* im Jahresmittel auf rund 90 % angewachsen. Die Alge selbst kann aufgrund ihrer fädigen Form vom Zooplankton nicht gefressen werden. Die fressbaren - nanoplanktischen - Algen standen nur mit ca. 10 % der mittleren Phytoplanktonbiomasse den Sekundärproduzenten zur Verfügung. Dieser Umstand bedingte im Frühjahr des Jahres 1999 eine hohe Mortalitätsrate der Nauplien von *Eudiaptomus gracilis*, die auf Hungerperioden empfindlicher reagieren als ihre effizienter filtrierenden Adulten. Auch die Daphnien benötigen für ein optimales Gedeihen hohe Konzentrationen nanoplanktischer Algen. Letztlich führte der Mangel an geeigneten Nahrungsalgen

zur Dominanz von *Eudiaptomus gracilis*, die bei minimaler Nahrungskonzentration durch selektive Auslese höhere Ingestionsraten erzielt. In anderen Seen mit ähnlichen Nährstoffgehalten - aber ohne der Dominanz von *Planktothrix rubescens* - herrschen im Zooplankton die Daphnien vor. In Seen mit oligotrophen Charakter ist häufig *Eudiaptomus gracilis* in hohen Dichten abundant. Die Dominanzverhältnisse des Zooplanktons im Wörthersee unterstützen die Hypothese, dass der See aufgrund der vorherrschenden Präsenz der Blaualge *Planktothrix rubescens* während der Sommermonate im Epilimnion einen oligotrophen Charakter besitzt.

Auch die strenge stationäre Einschichtung von *Planktothrix rubescens* zwischen 8 und 15 m Tiefe während des Sommers bleibt nicht ohne Konsequenzen und beeinflusst das diurnale Wanderverhalten von *Daphnia hyalina*. Normalerweise wandert diese Art während des Tages in die tieferen Bereiche des Sees, um sich vor optisch orientierten Räubern zu schützen. Im Wörthersee bleiben die Daphnien auch tagsüber in den oberen 10 Metern. Mit dieser Strategie vermeiden sie ein ständiges Verstopfen ihres Filterapparates durch die Fäden von *Planktothrix rubescens*.

Im Allgemeinen hat die Wassergüte des Wörthersees gut auf die Sanierungsmaßnahmen reagiert. Das Vorherrschen von *Planktothrix rubescens* im Phytoplankton trug in der warmen Jahreszeit im Epilimnion zur weiteren Verbesserung der Wasserqualität bei. Auf die Gemeinschaft des Zooplanktons war durch die beachtliche Abundanz von *Planktothrix rubescens* jedoch ein nachteiliger Einfluss festzustellen, der in der relativ geringen Biomasse von *Daphnia hyalina* sowie der ausgeprägten Dominanz von *Eudiaptomus gracilis* zum Ausdruck kam.

Ebenso spielt auch der Fraßdruck durch planktivore Fische eine bestimmende Rolle für die Zooplanktonpopulationen. Die Größenzusammensetzung des Crustaceenplanktons im Wörthersee weist auf einen erhöhten Fraßdruck durch planktivore Fische, insbesondere der Reinanken, hin.

Einleitung

Die wissenschaftliche Untersuchung der Kärntner Seen, insbesondere des Wörthersees begann durch Honorar Prof. DDr. Ingo Findenegg. Seine Untersuchungen sind bis heute die Basis für die Beurteilung der Langzeitentwicklung unserer Seen geblieben. Bereits 1932 erkannte er, dass das massenhafte Auftreten der Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*) im Wörthersee auf die zunehmende Besiedelung der Ufer infolge der „Fremdenindustrie“ zurückzuführen sei (FINDENECC, 1932). Er wies damit auf eine verstärkte Belastung der Seen mit häuslichen Abwässern hin.

Der zunehmende Tourismus in den 1950er und 1960er Jahren und der damit verbundene erhöhte Verbrauch phosphorhaltiger Waschmittel sowie die Intensivierung der Landwirtschaft brachten es mit sich, dass die Eutrophierungserscheinungen immer sichtbarer wurden. Schließlich bewirkte das wiederholte Auftreten von Wasserblüten mit massiver Beeinträchtigung des Badebetriebes bzw. Fremdenverkehrs 1963 ein Handeln der zuständigen Behörden. Maßnahmen zur Reinhaltung der Seen wurden beschlossen und ein Seenreinhaltegesetz verabschiedet. Zur Realisierung dieses Gesetzes wurden Wasserverbände gegründet, die die Planung, Finanzierung und Bauabwicklung der Kanäle und Kläranlagen organisierten. Die ersten richtungsweisenden Projekte zur Reinhaltung der Seen in Kärnten waren die Kläranlage Klagenfurt, die in der Zeit zwischen 1963 und 1967 errichtet wurde und die Überleitung der Abwässer von Velden aus dem Einzugsgebiet des Wörthersees in die Drau. 1968 ging die Kläranlage Klagenfurt in Betrieb. Die Fertigstellung der Kanalisationsmaßnahmen, die das gesamte Einzugsgebiet des Wörthersees erfassen, ist für das Jahr 2009 vorgesehen.

Aufzeichnungen über die Wasserqualität des Wörthersees reichen, dank Findenegg, bis in die frühen 1930er Jahre zurück. Bis 1973 führte er im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung Untersuchungen durch und legte jährliche Zustandsberichte der größeren Kärntner Seen vor.

Seit dem Jahre 1974 werden die Kontrolluntersuchungen vom Kärntner Institut für Seenforschung im Rahmen der Gewässergüteaufsicht in großem Umfang fortgeführt und deren Ergebnis im jährlich erscheinenden „Seenbericht - Veröffentlichungen des Kärntner Institutes für Seenforschung“ publiziert.

Im Mittelpunkt der vorliegenden Arbeit steht die Frage nach den Auswirkungen der gesetzten Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet des Wörthersees auf seine Wasserqualität. Haben die Maßnahmen einen Reoligotrophierungsprozess in Gang gesetzt? Ist eine Verbesserung im Nährstoffhaushalt des Gewässers zu erkennen? Wie reagiert das Phytoplankton (Primärproduktion) auf die Reduktion der für sie relevanten Nährstoffe (Phosphor und Stickstoff)?

Die hier vorgestellte Datenauswertung, der im Zeitraum von 1970 bis 2002 in regelmäßigen Abständen erhobenen Daten, soll darüber Auskunft geben. Das Kärntner Institut für Seenforschung wurde von der Abteilung 15, Umweltschutz und Technik, des Amtes der Kärntner Landesregierung mit der Auswertung der Daten beauftragt.

Im Zeitraum von Jänner bis Dezember des Jahres 1999 wurde der Wörthersee vom Kärntner Institut für Seenforschung im Rahmen des Schwerpunktprogramms „Kärntner Seen“ in monatlichen Abständen untersucht. Dabei wurden die chemisch-physikalischen Parameter sowie das Arteninventar und Biomasse des Phyto- und Zooplanktons erhoben.

In dieser Arbeit wird neben der Beschreibung des Algenbestandes und der physikalisch-chemischen Parameter für die Langzeitbeobachtung auch das Schwerpunktjahr 1999 hinsichtlich Struktur des Zoo- und Phytoplanktons, Arteninventar, Sukzession und Dominanzverhältnisse untersucht.

Allgemeine Beschreibung

Mit einer Fläche von 1.938,7 ha und 16,5 km Länge ist der Wörthersee (Foto 1) der größte See Kärntens (Tab. 1). Eingebettet im Mittelkärntner Hügelland, liegt er in einer Talfurche abseits der Hauptentwässerungslinie Drau. Der geologische Untergrund des Wörthersees und seines Einzugsgebietes wird von ostalpinen Gesteinsserien gebildet, die hauptsächlich aus Phylliten und Glimmerschiefern bestehen, in die Marmorlagen und Amphibolite eingelagert sind. Das anstehende Gestein ist über weite Strecken von Moränenschottern bedeckt. Die Wörthersee Talfurche stellt eine tektonische Störung dar, die vom eiszeitlichen Gletscher überformt wurde. Die letzte Eiszeit endete vor etwa 15.000 bis 12.000 Jahren. Die sich in Ost-West-Richtung erstreckende Seewanne ist durch Inseln, Halbinseln und unterseeische Schwellen in 3 Becken gegliedert. Das westliche und tiefste reicht von Velden bis Pörschach (Fläche 7,9 km², max. Tiefe 85,2 m), das mittlere von Pörschach bis Maria Wörth (Fläche 3,5 km², max. Tiefe 39,9 m) und das östliche von Maria Wörth bis Klagenfurt (Fläche 8,0 km², max. Tiefe 73,2 m).

Den Zufluss des Wörthersees bilden eine Vielzahl kleinerer Bäche, die von allen Seiten in den See einmünden. Der größte von ihnen ist der Reifnitzbach mit einer mittleren Wasserführung von 0,57 m³/s. Der Abfluss, die Glanfurt (Sattnitz), verlässt den See im Osten und entwässert mit einer durchschnittlichen Wasserführung von 2,4 m³/s über die Glan und die Gurk in die Drau.

Tab. 1: Morphometrische Daten des Wörthersees.

| | | |
|------------------|---------|------------------------|
| Seehöhe | 439 | m ü. A. |
| Fläche | 1.938,7 | ha |
| Max. Tiefe | 85,2 | m |
| Länge | 16,5 | km |
| Mittlere Tiefe | 41,9 | m |
| Volumen | 816,4 | Mio. m ³ |
| Abfluss | 2,4 | MQ [m ³ /s] |
| Wassererneuerung | 10,5 | Jahre |
| Einzugsgebiet | 162,1 | km ² |

Aufgrund der windgeschützten Beckenlage und der geringen Durchflutung - der gesamte See würde theoretisch 10,5 Jahre benötigen, um sich bei einem mittleren Zufluss von 2,47 m³/s zu füllen - erwärmt sich der See im Frühjahr sehr rasch, und es bildet sich eine strenge Temperaturschichtung aus. In der Seemitte kann das Epilimnion Temperaturen bis über 25° C erreichen, am Ufer steigen die Temperaturen zeitweise noch deutlich höher an. Bis Ende Juni hat der See über 20° C erreicht, die Abkühlung unter diese Temperatur erfolgt erst im Laufe des Monats September.

Das Epilimnion reicht während der Sommermonate bis etwa 8 m Tiefe, die Temperatur fällt in der Sprungschicht sehr rasch ab und bedingt die strenge Temperaturschichtung im Sommer. Die mächtige Warmwasserschicht des Epilimnions kühlt auch bei kurzzeitigen Schlechtwettereinbrüchen nicht ab.



Foto 1: Wörthersee. Foto: M. Ambros

Eine geschlossene Eisdecke bildet sich nur in extrem kalten Wintern aus, meist frieren nur einige Buchten zu. Die Eislegung beginnt in der Regel Mitte bis Ende Jänner, der Eisbruch erfolgt Anfang bis Mitte März, die Eisdecke kann bis zu 30 cm dick werden.

Der Wörthersee gehört dem meromiktischen Zirkulationstyp an. In unseren Breiten verhalten sich die Seen meist dimiktisch und wälzen das Wasser während der Zirkulationsphasen im Frühjahr und im Herbst von der Oberfläche bis zum Grund vollständig um. Der Wörthersee, als meromiktischer See, hingegen erfährt nur eine Teilzirkulation, sodass weite Bereiche des Tiefenwassers nicht von der Umwälzung während der Zirkulationsperioden erfasst werden. Die Durchmischung des Wasserkörpers erfolgt nur bis zu einer Tiefe von 50 bis 60 m. Der darunter liegende Wasserkörper stagniert. Als Ursache für dieses Zirkulationsverhalten sind die relativ tiefen Becken, die geringe Durchflutung sowie die windgeschützte Lage anzusehen. Für die Seen ist das Verhalten des Wasserkörpers während der Zirkulation von großer Bedeutung. In der Tiefe der Seen finden unter Sauerstoffverbrauch die Abbauprozesse jener organischen Substanzen in ihre anorganischen Bestandteile statt, die aus herabsinkenden, abgestorbenen Organismen der oberen Wasserschichten stammen. Die Abbauvorgänge bringen eine Nährstoffanreicherung in der Tiefe mit sich und können zum völligen Sauerstoffschwund führen. Ist der Sauerstoff in der Tiefe zur Gänze aufgebraucht, bleibt Phosphor im Tiefenwasser gelöst, wohingegen er in Seen mit ausreichender Sauerstoffversorgung im Sediment gebunden wird (Phosphorfalle). Mit einer Vollzirkulation gelangt sauerstoffreiches Oberflächenwasser in die Tiefe und nährstoffreiches Tiefenwasser nach oben. Bei einer Teilzirkulation wird das Tiefenwasser nicht mit Sauerstoff versorgt und bleibt naturgegeben sauerstofffrei und nährstoffreich. Dieser Bereich des Tiefenwassers wird als Monimolimnion bezeichnet.

Die Sauerstoffarmut des Tiefenwassers des Wörthersees ist daher primär nicht auf eine Abwasserbelastung zurückzuführen, jedoch löste die verstärkte Nährstoffbelastung in den 1960er Jahren eine Vergrößerung der sauerstoff-

freien Zone nach oben hin aus. Aufgrund dieser Tatsache wird für die limnochemischen Analysen der Wasserkörper in zwei Bereiche geteilt, in einen oberen bis in 50 m Tiefe reichenden und den darunterliegenden Wasserkörper (50 bis 80 m). Dem oberen Wasserkörper mit einem Volumen von 660, 1 Mio m³ steht ein Volumen von 156, 4 Mio m³ gegenüber. Das entspricht einem Verhältnis von 4 zu 1.

Als Besonderheit des Wörthersees ist das Vorherrschen der Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*), von der Bevölkerung auch als „Rotalge“ bezeichnet, im pflanzlichen Plankton hervorzuheben. Diese zu den Cyanobakterien zählende Algenart ist im Frühjahr im gesamten Wasserkörper zwischen 0 und 30 m verteilt und bindet die Nährstoffe der Oberflächenschicht. Mit zunehmender Erwärmung zieht sich diese Alge tiefer zurück, in der Folge ist der Oberflächenbereich während der Sommermonate relativ nährstoff- und algenarm; ein Umstand, der für die hervorragende optische Qualität der Oberflächenschicht des Sees mitverantwortlich ist. Während der Wintermonate gelangt die Burgunderblutalge mit der Zirkulation des Wasserkörpers wieder an die Oberfläche zurück. Sie ist an einer roten Färbung des Wassers deutlich erkennbar. Das Aufschwimmen von *Planktothrix rubescens* während der Wintermonate ist somit nicht auf eine verstärkte Nährstoffbelastung sondern auf die Zirkulationsvorgänge zurückzuführen.

Im Frühsommer fällt beim Wörthersee eine weißliche Trübe auf, die dem See seine charakteristische türkise Farbe verleiht. Sie wird durch Kalkpartikel verursacht, die durch die intensive Assimilationstätigkeit der Algen und Makrophyten aus dem im Wasser gelösten Bikarbonat ausfallen. Dieser Vorgang wird als biogene Entkalkung bezeichnet. Die Kalkteilchen lagern sich am Seegrund ab und sind in der Uferregion als hellgraue Seekreidebänke sichtbar.

Im Einzugsgebiet werden Böden, die über kristallinem Gestein liegen, auf Grund ihrer Fruchtbarkeit landwirtschaftlich genutzt. 15 Prozent der Gesamtfläche des Einzugsgebietes werden als Ackerland, 27 Prozent als Grünland und 3 Prozent als Gärten verwendet. 55 Prozent sind bewaldet.

Ökologisch besonders wertvolle Gebiete im Einzugsgebiet des Wörthersees wurden zu Landschafts- und Naturschutzgebieten erklärt:

LSG Maiernigg: 24 ha, LGBl. Nr. 69/1970
 LSG Villa Alban Berg: 12 ha, LGBl. Nr. 92/1971
 LSG Lendspitz - Siebenhügel: 104 ha, LGBl. Nr. 67/1970
 NSG Walterskirchen: 23 ha, LGBl. Nr. 37/1953
 LSG Pyramidenkogel: 770 ha, LGBl. Nr. 73/1970
 LSG Pörtschacher Halbinsel: 8 ha, LGBl. Nr. 76/1970
 LSG Rauth: 152 ha, LGBl. Nr. 72/1970
 LSG Leonstain: 22 ha, LGBl. Nr. 75/1970
 LSG Schrottkogel: 504 ha, LGBl. Nr. 71/1970

Hydrographische Daten

Die Pegelstandsmessungen des Wörthersees (Pegel Pörtschach), einiger Zubringer (Dantschacher Bach, Pörtschacher Mühlbach, Pirker Bach und Reifnitzbach) und des Abflusses (Glanfurt) wurden dankenswerterweise von Dr. Weissel, Abteilung 18 Wasserwirtschaft des Amtes der Kärntner Landesregierung, zur Verfügung gestellt.

Das hydrographische Geschehen unterliegt starken Schwankungen, die naturgemäß in engem Zusammenhang mit der Witterung stehen. Am Ausrinn des Wörthersees (Abb. 1), an der Glanfurt, wurden in den 1970er Jahren Abflusswerte gemessen, die im Mittel zwischen 1,7 und 3,13 m³/s lagen. Mit den hohen Niederschlägen des Jahres 1979 wurde auch im Abflussgeschehen ein Höchstwert mit 3,75 m³/s erreicht. In den 1980er Jahren gingen mit den Niederschlägen auch die Abflusswerte zurück, sie lagen im Jahresmittel nur mehr zwischen 1,46 und 2,57 m³/s. 1973 wurde am Seeabfluss, der Glanfurt, mit 16,2 m³/s die höchste Hochwasserführung registriert, die mittlere Wasserführung über den gesamten Beobachtungszeitraum (Tab. 2) liegt bei 2,47 m³/s.



Abb. 1: Mittlerer Abfluss der Glanfurt von 1971 bis 1990.

Tab. 2: Pegelmessungen des Wörthersees, einiger Zubringer und des Abflusses.

Wörthersee:

Wörthersee / Pegel Pörtschach beobachtet seit 1903

PNP 439,008 m ü. A.
 Hauptzahlen 1903 - 1999
 HHW = 203 cm am 19.12.1916
 MJHW = 155 cm
 MW = 126 cm (1903 - 1999)
 MJNW = 108 cm
 NNW = 72 cm am 17.10.1961

Wörthersee - Abfluß

E = 162,23 km²
 Hauptzahlen des Abflusses 1971 - 1990
 HHQ = 16,2 m³/s Oktober 1973
 MQ = 2,47 m³/s
 MJNQ = 0,33 m³/s
 NNQ = 0,11 m³/s

Zubringer zum Wörthersee:

Dantschacher Bach / Pegel Velden

E = 14,4 km²
 Wasserführung Reihe (1980 - 1986)
 HHQ = 4,3 m³/s
 MQ = 0,26 m³/s
 MJNQ = 0,02 m³/s
 NNQ = 0,006 m³/s

Pörtschacher Mühlbach / Pegel Pörtschach

E = 4,6 km²
 Hauptzahlen des Abflusses 1980 - 1999
 HHQ = 2,0 m³/s Juli 1985
 MQ = 0,07 m³/s
 MJNQ = 0,009 m³/s
 NNQ = 0,001 m³/s August 1995

Pirker Bach / Pegel Krumpendorf

E = 9,8 km²
 Hauptzahlen des Abflusses 1981 - 1999
 HHQ = 1,72 m³/s Juli 1995
 MQ = 0,083 m³/s
 MJNQ = 0,012 m³/s
 NNQ = 0,001 m³/s August 1984

Reifnitzbach / Pegel Reifnitz

E = 33,2 km²
 Hauptzahlen des Abflusses 1977 - 1996
 HHQ = 7,2 m³/s Feber 1977
 MQ = 0,57 m³/s
 MJNQ = 0,14 m³/s
 NNQ = 0,035 m³/s

Hydrographische Begriffsbestimmungen gemäß ÖNORM:

E = Einzugsgebiet in km²
 PNP = Pegelnullpunkt in Metern über Adria
 HHQ = höchste Hochwasser-Führung
 MQ = Mittelwasser-Führung
 NQ = Niederwasser-Führung
 MJNQ = Mittlere Jahresniederwasser-Führung
 NNQ = Niederste Niederwasser-Führung

Die Zubringer führen dem Wörthersee im lang-jährigen Mittel 0,07 bis 0,26 m³/s Wasser zu. Der höchste Wasserstand des Wörthersees wurde 1916 am Pegel Pörtschach mit 203 cm gemessen, der niedrigste Wasserstand 1961 mit 72 cm (Tab. 2).

Fische

Aus dem Wörthersee sind derzeit 21 Fischarten bekannt (Tab. 3). Die Hauptfische des Wörthersees sind die Reinanke (Maräne) und der Hecht. Die ursprünglich autochthone Reinanke (Foto 2) hat sich gegenüber der eingesetzten, großwüchsigeren Maräne bisher behaupten können. Seeforellen wanderten durch Besatz in den Reifnitzbach im Jahre 1889 in den See (HARTMANN, 1898). In den ersten Jahrzehnten des vergangenen Jahrhunderts gelangte der Forellenbarsch nach einem Teichbruch aus den Schlossteichen in Velden in den Wörthersee. Nach der Ausdehnung ihres Lebensraumes vermehrte sich diese Fischart im See so stark, dass über eine gewisse Zeitspanne mehr Forellenbarsche als Hechte im See vorkamen (LEBITACH zit. in HARTLIEB, 1966). Die Fische wurden bis über 3 kg schwer. Heute hat sich die Forellenbarschpopulation in ihrer Stärke gegenüber anderen Fischarten angepasst. Eine Besonderheit des Wörthersees stellt das Vorkommen der Mairanke bzw. Seelaube dar, die sonst in Kärntens Gewässern nirgends nachzuweisen ist. Infolge einer täuschenden Ähnlichkeit mit der Reinanke wurden Mairanken früher gelegentlich auf dem Klagenfurter Markt als solche von Unkundigen gekauft. Wegen der grünlich erscheinenden Färbung bezeichnet man diese Fische im Wörthersee auch als Grünlinge.

Die früher im Wörthersee vorkommende Aalrutte (*Lota lota*) kann heute nicht mehr nachgewiesen werden.



Foto 2: Reinanke (Maräne). Foto: H. Frei

Der aus Nordamerika stammende und mit dem Forellenbarsch nahe verwandte Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) ist vor einigen Jahren vermutlich durch Aquarianer oder Wasservögel in den Wörthersee gekommen und hat sich dort äußerst stark vermehrt. Zum Leidwesen der Berufsfischer verfangen sich diese Fische immer wieder in den Netzen und sind infolge ihrer „sperrigen“ Rückenflosse schwierig zu lösen. In den 1960er Jahren kamen durch Besatz Aale, in den 1970er Jahren Amurkarpfen und der Tolstolob (Silberkarpfen) in den Wörthersee. Amur- und Silberkarpfen gibt es jedoch heute kaum mehr im See. Früher zogen Barben und Nasen aus dem Abfluss des Wörthersees, der Sattnitz, zur Laichzeit in den See. Diese Fischarten leben heute noch in der Sattnitz. Durch die Errichtung einer Fischaufstiegshilfe beim Teilungswehr Lampl-Arm - Ebenthaler-Arm im Frühjahr 2000 ist nun ein Fischaufstieg über den Lampl-Arm bis zum Weinländer Wehr wieder möglich. Über den Ebenthaler Arm ist ein Fischzug durch die zahlreichen Wehranlagen unterbunden. Außerdem kommen in der Sattnitz Zährten (*Vimba vimba*), Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) und Haseln (*Leuciscus leuciscus*) vor.

Im Wörthersee wird noch Berufsfischerei, allerdings von Nebenerwerbsfischern, mittels Stellnetzen betrieben. Dabei werden jährlich etwa 2 bis 4 t Coregonen gefangen. In der Hauptsache wird der See durch Angelfischerei befischt, wobei neben Karpfenartigen vor allem Hechte gefangen werden.

Die fischereilichen Hektarerträge am Wörthersee liegen zwischen 5 und 10 kg/ha (im Schnitt 8 kg/ha). In den kleineren Zuflüssen des Wörthersees kommen auch Bachforellen (*Salmo trutta f. fario*) und Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) vor. Vermehrte Sichtungen von Seeforellen im See und in den Zubringern könnten auf eine Zunahme des Bestandes dieser Art schließen lassen.

Tab. 3: Fische des Wörthersees (21 Arten).

| Name | Lateinischer Name |
|--------------------------|---------------------------------------|
| Reinanke, Maräne | <i>Coregonus lavaretus</i> |
| Seeforelle | <i>Salmo trutta f. lacustris</i> |
| Hecht | <i>Esox lucius</i> |
| Wels | <i>Silurus glanis</i> |
| Aal | <i>Anguilla anguilla</i> |
| Aitel | <i>Leuciscus cephalus</i> |
| Amurkarpfen, Graskarpfen | <i>Ctenopharyngodon idella</i> |
| Bitterling | <i>Rhodeus sericeus amarus</i> |
| Brachse | <i>Abramis brama</i> |
| Güster | <i>Blicca björkna</i> |
| Karpfen | <i>Cyprinus carpio</i> |
| Laube, Steinfischerl | <i>Alburnus alburnus</i> |
| Mairenke, Seelaube | <i>Chalcalburnus chalcoides mento</i> |
| Rotauge | <i>Rutilus rutilus</i> |
| Rotfeder | <i>Scardinius erythrophthalmus</i> |
| Schleie | <i>Tinca tinca</i> |
| Tolstolob, Silberkarpfen | <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> |
| Barsch | <i>Perca fluviatilis</i> |
| Zander | <i>Stizostedion lucioperca</i> |
| Forellenbarsch | <i>Micropterus salmoides</i> |
| Sonnenbarsch | <i>Lepomis gibbosus</i> |

Flusskrebse

Der Wörthersee beherbergt zwischen der Klagenfurter Bucht und Krumpendorf einen Sumpfkrebsbestand (*Astacus leptodactylus*). Diese ost-europäische Flusskrebbsart ist aktuell in Kärntens Gewässern, außer im Wörthersee, neuerdings auch im Vassacher See und in einem kleinen Teich nordöstlich von Klagenfurt zu finden. Der Bestand im Wörthersee geht vermutlich auf Besatzmaßnahmen zurück, welche erst im letzten Jahrzehnt durchgeführt wurden (PETUTSCHNIG, 1997). Der frühere Reichtum an Edelkrebse (*Astacus astacus*), für den der Wörthersee einst bekannt war, ist heute nahezu gänzlich erloschen. Heute findet man den größten Vertreter der heimischen Flusskrebbsarten nur mehr selten, meist in den Mündungsbereichen der Zubringerbäche (Abfluss des Forstsees, des Saisser Sees und einigen größeren Teichen am Süd- und Nordufer des Sees) sowie im Abflussbereich der Glanfurt. Der Aalbestand im See ist wohl mit ein Grund, dass sich seit der Vernichtung des ursprünglichen Edelkrebbsbestandes durch das Auftreten der Krebspest, kein größerer Bestand im See mehr entwickelt hat.

Sanierungsmaßnahmen

Die ersten Sanierungsmaßnahmen am Wörthersee wurden mit der Errichtung einer Schmutzwasserkanalisation im Bereich der Veldener Bucht mit Baubeginn 1964 gesetzt. Die daran anschließenden umfangreichen Kanalisationsmaßnahmen erfolgten über zwei getrennte Entsorgungssysteme und durch zwei Bauträger:

Gemeinde Velden bzw. (seit 1988) Wasserverband Wörthersee-West, Kläranlage Rosegg

Im westlichen Bereich des Wörthersees sind nunmehr sämtliche Uferliegenschaften und die Siedlungsbereiche des engeren Einzugsbereiches über öffentliche Kanalisationsanlagen entsorgt. Das gewählte System ist ein reines Trennsystem. Die Abwässer werden vom Süd- und Westufer über Landleitungen, vom Nordufer über zwei Seedruckleitungen der Hauptpumpstation am Westufer zugeleitet und über die Wasserscheide mit einem Höhenunterschied von ca. 60 m nach Süden zur Drau abgeleitet.

Nunmehr erfolgt die Reinigung (1967 bis 1998 nur mechanische Kläranlage Velden) in der zentralen biologischen Kläranlage Rosegg (Ausbaugröße derzeit 32.000 EW, Inbetriebnahme 1999) des Wasserverbandes Wörthersee-West. Die gereinigten Abwässer werden im Unterwasser des Kraftwerkes Rosegg in die Drau eingeleitet. Im 1988 gegründeten Wasserverband Wörthersee-West sind neben der Marktgemeinde Velden auch die teilweise im Einzugsbereich des Wörthersees liegende Gemeinde Wernberg sowie die an der Drau gelegenen Gemeinden Rosegg und St. Jakob im Rosental zusammengefasst.

Derzeit sind weitere Kanalisationsmaßnahmen im entfernteren Einzugsbereich des Sees (Gemeinde Wernberg) in Bau, die nördlich des Sees gelegenen Streusiedlungsbereiche Kerschdorf/Köstenberg (Vorfluter Köstenbergerbach) der Marktgemeinde Velden sind in Planung. In die Kanalisationsanlagen des Abwasserverbandes Wörthersee-West ist auch die Entsorgung des Einzugsgebietes des Saisser Sees einbezogen. Die Fertigstellung der Kanalisation dieses weitläufigen Streusiedlungsbereiches und damit des gesamten Einzugsgebietes des Wörthersees ist etwa 2009 zu erwarten.

Wasserverband Wörthersee-Ost, Kläranlage Klagenfurt

Durch den 1969 von den Wörthersee-Gemeinden Klagenfurt, Krumpendorf, Pörtschach und Maria Wörth gegründeten Verband, welchem 1974 die Gemeinde Techelsberg und 1978 die Gemeinde Schiefing beigetreten sind, wird der überwiegende Teil der Seeufergebiete entsorgt. Zum Verband Wörthersee-Ost gehören neben anderen, nicht im See-Einzugsgebiet gelegenen Nachbargemeinden der Landeshauptstadt Klagenfurt, auch die Gemeinde Moosburg (Moosburger Teiche) und die Gemeinde Keutschach (Hafnersee, Keutschacher See, Baßgeigensee, Rauschelesee).

Das Kanalisationssystem ist ein Trennsystem ausschließlich für Schmutzwasser mit einem Hauptsammler am Nordufer (Landleitungen und teilweise Seedruckleitungen) und mehreren ähnlichen, jedoch kleineren Sammlerabschnitten am Südufer, dessen Abwässer über Seedruckleitungen von Maria Wörth, Reifnitz und Maiernigg zum Hauptsammler am Nordufer gepumpt werden. Die gesammelten häuslichen und gewerblichen Abwässer werden in der zentralen Kläranlage Klagenfurt (Ausbaugröße 300.000 EW, Inbetriebnahme 1967, mehrmalige Umrüstung) biologisch gereinigt und in die Glanfurt südlich von Klagenfurt abgeleitet. Die Glanfurt und in weiterer Folge die Glan sind auch Vorfluter des natürlichen Wörthersee-Abflusses. Kurzzeitig (von 1969 bis zur Fertigstellung der Seedruckleitung und Ableitung nach Klagenfurt 1973) war im Bereich Maria Wörth eine provisorische Kläranlage in Betrieb, welche die gereinigten Abwässer in 30 m Tiefe in den See einleitete.

Im Bereich Wörthersee-Ost ist sowohl der direkte Uferbereich wie auch der überwiegende Teil des Einzugsbereiches seit Mitte der 1980er Jahre zur Gänze entsorgt. Geringfügige Entsorgungsmaßnahmen im Bereich Krumpendorf (Pirker Bach) wurden Ende der 1980er Jahre und im Bereich Pritschitz Mitte der 1990er Jahre an die Kanalisation angeschlossen. Der weite Streusiedlungsbereich am Nordufer in der Gemeinde Techelsberg (Vorfluter Töschling Bach und Mühlbach) ist derzeit in Bau. Die Fertigstellung dieser Kanalisationsmaßnahmen ist bis zum Jahr 2007 vorgesehen. Die Entwicklung der Baukosten wie auch die zur

Verfügung gestellten öffentlichen Förderungsmittel sind in Tab. 4 im Detail angeführt. Die Tabelle beinhaltet sämtliche Baukosten der Kanalisationsysteme und der Kläranlagen der Marktgemeinde Velden bzw. des Wasserverbandes Wörthersee-West und des Wasserverbandes Wörthersee-Ost mit seinen Mitgliedsgemeinden, soweit diese dem Schutz des Wörthersees dienen.

Kanalisationsnetze zum Schutz benachbarter Seen (Keutschacher Seefurche und Moosburger Teiche), die ebenfalls vom Wasserverband Wörthersee-Ost errichtet wurden, sind in dieser Tabelle nicht angeführt.

Tab. 4: Daten der Baukosten zur Realisierung des Kanalnetzes.

| | |
|---|--------------------------|
| Beginn der Kanalisationsmaßnahmen: | 1964 |
| Fertigstellung des Uferbereiches: | |
| Velden | 1980 |
| Klagenfurt | 1978 |
| Krumpendorf | 1981 |
| Pörtschach | 1982 |
| Töschling | 1983 |
| Maria Wörth | 1985 |
| Schiefing | 1984 |
| Fertigstellung im Einzugsgebiet: | |
| Klagenfurt | 1978 |
| Krumpendorf | 1990 |
| Pörtschach | 1998 |
| Maria Wörth | 1985 |
| Schiefing | 1984 |
| Einzugsgebiet: Techelsberg, Velden und Wernberg abgeschlossen | 2007 |
| Bisherige Kosten (2000): | € 96,3 Mio (S 1.325 Mio) |
| Kosten für Sammler und Ortsnetze: | € 62,5 Mio (S 860 Mio) |
| Klagenfurt | € 20,7 Mio (S 285 Mio) |
| Velden | € 13,1 Mio (S 180 Mio) |

Die Kosten für die zentrale Kläranlage Klagenfurt (Ausbaugröße 300.000 EW), die neben dem Wasserverband Wörthersee-Ost auch der Stadtgemeinde Klagenfurt und weiteren Umlandgemeinden zur Reinigung der Abwässer dient, sind in der Aufstellung zur Gänze berücksichtigt. Eine anteilige Abminderung der Kläranlagenkosten für den Seebereich erfolgte nicht. Gleiches gilt für die Kosten der ARA Rosegg des Wasserverbandes Wörthersee-West.

Methodik

Zur Beurteilung der Wasserqualität wird eine Reihe von chemischen, physikalischen und biologischen Parametern herangezogen, die zu bestimmten Zeitpunkten eines Jahres untersucht werden. Am Wörthersee erfolgt die Probenahme über der tiefsten Stelle (bei Saag: 85,2 m) zum Zeitpunkt der Frühjahrsdurchmischung (März bis April), während der Fröhsommer-Hochproduktion (Mai bis Juni) und während der Herstdurchmischung (Oktober bis Dezember). Von 1970 bis 2002 wurden am Wörthersee zu 213 Terminen 4.260 Wasserproben aus 20 Tiefenstufen entnommen und nach 53 Parametern analysiert.

Die wichtigsten Parameter die zur Beschreibung der Wassergüte herangezogen werden, werden hier kurz erklärt.

Sichttiefe: Bestimmt wird die Sichttiefe mittels einer weißen Secchi-Scheibe, die so weit versenkt wird, bis sie nicht mehr sichtbar ist. Die optische Beeinträchtigung hängt von der Algengröße und -art sowie von anorganischen und organischen Trübstoffen ab. Sie gilt als Maß für die optische Qualität des Wassers und spiegelt im Groben die Menge des Schwebealgen-Bestandes wider. Sie liefert einen wesentlichen Anhaltspunkt zu den Eutrophierungs- bzw. Reoligotrophierungstendenzen. Im Wörthersee beeinflusst auch die biogene Entkalkung die Trübung des Wassers, daher kann die Sichttiefe nur bedingt zur Beurteilung der Wassergüte herangezogen werden.

Sauerstoffgehalt: Die Sauerstoffschichtung und der Sauerstoffgehalt in der Tiefe wird unter Berücksichtigung der Zirkulationsverhältnisse ebenso zur limnologischen Beurteilung herangezogen. Grundsätzlich durchlaufen die Seen im Kärntner Raum jährlich zwei Zirkulationsphasen (Frühjahr und Herbst). Der Wörthersee zählt zum meromiktischen Seentyp und besitzt aus naturgegebenen Gründen eine sauerstofffreie Tiefenzone, die bei der Beurteilung berücksichtigt werden muss.

Phytoplankton-Biomasse: Die Algenmenge spielt in der Bewertung des Trophiegrades eine entscheidende Rolle. Die Angaben zur Algenmenge beschreiben entweder den Durchschnittswert des Epilimnions in mg/m^3 oder die Biomasse

in der Wassersäule unter 1 m^2 Seefläche in g/m^2 . Die erste Angabe zeigt primär die Algen in der Badeschicht, letztere den gesamten Algenbestand im See.

Phosphor: Der wesentlichste Parameter zur Beurteilung der Eutrophierung ist der Pflanzen-nährstoff Phosphor. Anorganische Phosphorverbindungen kommen nur in geringen Mengen gelöst im Gewässer vor und sind daher als essentieller Nährstoff für die Primärproduzenten (Algen und Wasserpflanzen) häufig ein wachstumsbegrenzender Faktor. Die Eutrophierung der Seen beruht in erster Linie auf der Zunahme der Phosphate. Anhand der Gesamt-Phosphorkonzentrationen des Sees während der Frühjahrszirkulation werden nachstehende Einstufungen in Anlehnung an das Vollenweider-Modell getroffen. Die Beziehungen zwischen den externen Phosphor-Einträgen und den sich ergebenden Phosphor-Konzentrationen in Seen wurden von VOLLENWEIDER (1976) mathematisch beschrieben. Dieses sogenannte Vollenweider-Modell ist in Verbindung mit den trophischen Bewertungen und dazugehörigen kritischen Phosphor-Flächenbelastungen erarbeitet worden. Als „kritisch“ bezeichnet VOLLENWEIDER den Übergang von oligo- zu mesotroph und als „gefährlich“ den von meso- zu eutroph. Eine Einteilung der Gewässer in die Trophieklassen, die nachstehend angeführt sind, erfolgt vorwiegend entsprechend des Gesamt-Phosphor-Gehaltes und des Phytoplankton-Gehaltes.

| Trophieklasse | Gesamt-Phosphor-Konzentration [$\mu\text{g}/\text{l}$] | Phytoplankton-Biomasse [mg/m^3] |
|-------------------|--|---|
| oligotroph | < 10 | < 1000 |
| schwach mesotroph | 10 - 15 | 1000 - 1500 |
| mesotroph | 15 - 30 | 1500 - 3000 |
| schwach eutroph | 30 - 40 | > 3000 |
| eutroph | > 40 | > 3000 |

Die angeführten Parameter fließen in die Beurteilung eines Sees mit ein. Mit den regelmäßig durchgeführten Wasseranalysen werden noch weitere Parameter erhoben und dokumentiert, die für den limnologischen Zustand relevant sind. Als Beispiel ist in der Tab. 5 eine Liste von

Parametern zusammengestellt, die routinemäßig erhoben werden. Tab. 6 gibt einen Überblick der Analyseverfahren jener Parameter, die für die Charakterisierung eines Gewässers wichtig sind.

Tab. 5: Liste ausgewählter Parameter zur Analyse des Seewassers.

| Wörthersee Parameter | 14.03.2000 Dimension | Wert |
|------------------------------|-------------------------|-------|
| pH-Wert | | 7,8 |
| Elektrische Leitfähigkeit | [μ S/cm] | 290 |
| Säurebindungsvermögen pH 4,3 | [mmol/l] | 2,85 |
| Orthophosphat-P | [mg/l] | 0,002 |
| Gesamt-Phosphor | [mg/l] | 0,02 |
| Natrium-N | [mg/l] | 157,7 |
| Ammonium-N | [mg/l] | 0,06 |
| Chlorid | [mg/l] | 10,2 |
| Sulfat | [mg/l] | 14,7 |
| Kieselsäure | [mg/l] | 3 |
| Calcium gelöst | [mg/l] | 39,4 |
| Magnesium gelöst | [mg/l] | 11,7 |
| Kalium gelöst | [mg/l] | 1,5 |
| Natrium gelöst | [mg/l] | 6 |
| Hydrogencarbonat | [mg/l] | 173,9 |
| Karbonathärte | [°dH] | 7,99 |
| Gesamthärte | [°dH] | 8,21 |

Im Schwerpunktjahr 1999 wurden monatlich limnologische Untersuchungen durchgeführt. Zusätzlich zur routinemäßigen Beprobung wurden aus 11 Tiefenstufen (1, 3, 5, 8, 10, 12, 15, 20, 30, 40 und 70 m) Zooplanktonproben und aus den ersten 9 Tiefenstufen auch Phytoplanktonproben entnommen. Diese Proben wurden mittels eines 5 Liter-Schöpfers (nach Schindler) gewonnen. Die Maschenweite des in den Schöpfer integrierten

und abnehmbaren Planktonnetzes betrug 40 μ m. Die so filtrierte Organismen wurden mit Formol (Endkonzentration 4%) fixiert. Für die Phytoplanktonanalyse wurden ca. 70 ml Seewasser unfiltriert abgefüllt und mit Lugol'scher Lösung (Jod-Jod-Kali-Lösung) fixiert.

Die Bestimmung der Phytoplanktonbiomasse erfolgte durch direkte Zählung der in Verbundkammern (Volumen: 10 ml) sedimentierten Algen mit dem Umkehrmikroskop „Nikon Diaphot 200“ nach UTERMÖHL (1958). Um die Biomasse-Berechnungen anstellen zu können, ordnet man den Schwebealgen einfache geometrische Formen zu und bestimmt so ihr Volumen. Unter der Annahme, dass das spezifische Gewicht der Schwebealgen gleich dem des Wassers ist, wird $1\mu\text{m}^3 = 10^{-6}\mu\text{g}$ gesetzt. Die Individuenzahl pro Liter \times dem Körpervolumen in μm^3 ergibt die Biomasse in $\mu\text{g/l}$ oder mg/m^3 .

Um Räuber-Beute-Beziehungen zwischen Phyto- und Zooplankton besser darstellen zu können, wurden die Algen nach ihrer Größe in fressbare und schwer fressbare Größenklassen (Größenklasse 1: 0 - 5 μ m, Größenklasse 2: 5 - 10 μ m) geteilt.

Tab. 6: Chemisch-physikalische Untersuchungsmethoden.

| Parameter | Bestimmungsgrenze | Methode |
|---|-------------------|--|
| Sichttiefe [m] | | „Secchi-Scheibe“ |
| Temperatur [°C] | | Meßsonde: HL 2100, Grabner Instruments |
| Sauerstoff [mg/l] | | Meßsonde: HL 2100, Grabner Instruments |
| pH-Wert | | Meßsonde: HL 2100, Grabner Instruments |
| P _{tot} (Gesamt-Phosphor) | 0,005 mg/l | UV-VIS |
| PO ₄ -P (Orthophosphat-Phosphor) | 0,002 mg/l | UV-VIS |
| TOC (organisch gebundener Kohlenstoff) | 0,5 mg/l | TOC-Analysator |
| NO ₃ -N (Nitrat-Stickstoff) | 0,05 mg/l | Ionenchromatographie |
| NH ₄ -N (Ammonium-Stickstoff) | 0,004 mg/l | UV-VIS |
| SiO ₂ (Kieselsäure) | 0,1 mg/l | UV-VIS |
| Cl (Chlorid) | 0,5 mg/l | Ionenchromatographie |
| Ca (Calcium) | 3 mg/l | ICP MS |
| Mg (Magnesium) | 1 mg/l | ICP MS |
| K (Kalium) | 0,3 mg/l | ICP MS |

Für die Auswertung der Crustaceen wurden die Tiere der gesamten Probe mit dem Binokular gezählt. Die Biomasse der Copepoden und Cladoceren wurde nach BOTRELL et al. (1976) als Trockengewicht bestimmt. Die Bestimmung der Cladoceren erfolgte nach FLÖSSNER (1972), die der Copepoden nach KIEFER (1960) und HERBST (1962).

Die Auswertung der Rotatorien erfolgte mit dem Umkehrmikroskop nach UTERMÖHL (1958). Die gesamte Probe wurde auf 40 ml konzentriert. Zur Zählung wurde eine Teilprobe von 10 ml in eine Sedimentationskammer gefüllt. Um das Sedimentieren der Organismen zu beschleunigen, wurden zur Senkung der Oberflächenspannung einige Tropfen Spülmittel beigesetzt. Je nach Anzahl der Individuen wurden die Sedimentationskammern zur Hälfte, ganz oder auch mehrere Kammern gezählt.

Die Biomasse der Rotatorien wurde nach RUTTNER-KOLLISKO (1977) als Frischgewicht bestimmt. Alle diesbezüglichen Angaben beziehen sich auf einem Kubikmeter Wasser.

Limnologische Entwicklung

Sauerstoff

Zur Darstellung der Sauerstoffverhältnisse wurde für jedes Jahr die Frühjahrszirkulation und der Zeitpunkt der stärksten Zehrung gegen Ende der sommerlichen Stagnationsphase herangezogen. Der Zeitpunkt der Frühjahrszirkulation ist geeignet, um die Sauerstoffverhältnisse zu Beginn der Vegetationsperiode zu beschreiben und gibt Auskunft über die Ausdehnung des durchmischten Wasserkörpers (Voll- oder Teilzirkulation). Der Zeitpunkt am Ende der Stagnationsphase ist geeignet um die Menge an abbaubarer organischer Substanz in der Tiefe zu beurteilen. Der bakterielle Abbau von organischem - pflanzlichem und tierischem - Material findet unter Verbrauch von Sauerstoff statt, der bis zum Sauerstoffschwund führen kann. Sauerstofffreie Bereiche in der Tiefe am Ende einer Stagnationsphase sind ein Charakteristikum von Gewässern mit hohen Nährstoffgehalten und hoher Biomasseproduktion. Sauerstofffreie Bereiche in der Tiefe entstehen aber auch aufgrund des Fehlens von Vollzirkulationen, wie sie für meromiktische Seen typisch sind.

Im Wörthersee traten zu Beginn der 1970er Jahre, zur Zeit der stärksten Eutrophierung, am Ende der sommerlichen Stagnation schon in geringer Tiefe (10 bis 23 m) Sauerstoffzehrungen mit O₂-Konzentrationen unter 3 mg/l auf (Abb. 2; oben). Die Grenze zum gänzlich sauerstofffreien Wasserkörper stieg in diesem Zeitraum von 57 m (1970) auf 45 m (1971) Tiefe an.

Seit Mitte der 1970er Jahre und mit Beginn der Abwasserentsorgung stellte sich eine Verbesserung der Sauerstoffsituation ein. Bis 1980 sank die Grenze zum gänzlich sauerstofffreien Bereich um 20 Meter (von 45 bis 50 m auf 65 bis 70 m Tiefe) ab, wobei eine beginnende Sauerstoffzehrung, die durch die 3 mg/l O₂-Grenze gekennzeichnet ist, mit nur einer Ausnahme (August 1976, 40 m) gleich bleibend um die 20 m zu finden war. Von 1980 bis 1995 kam es häufiger zu einer Verlagerung der 3 mg/l - Sauerstoff-Grenze in größere Tiefen (1983 bis 1984 von 18 auf 40 m, 1987 bis 1988 von 15 auf 41 m, 1990 bis 1991 von 20 auf 44 und 1995 bis 1996 von 19 auf 43 m

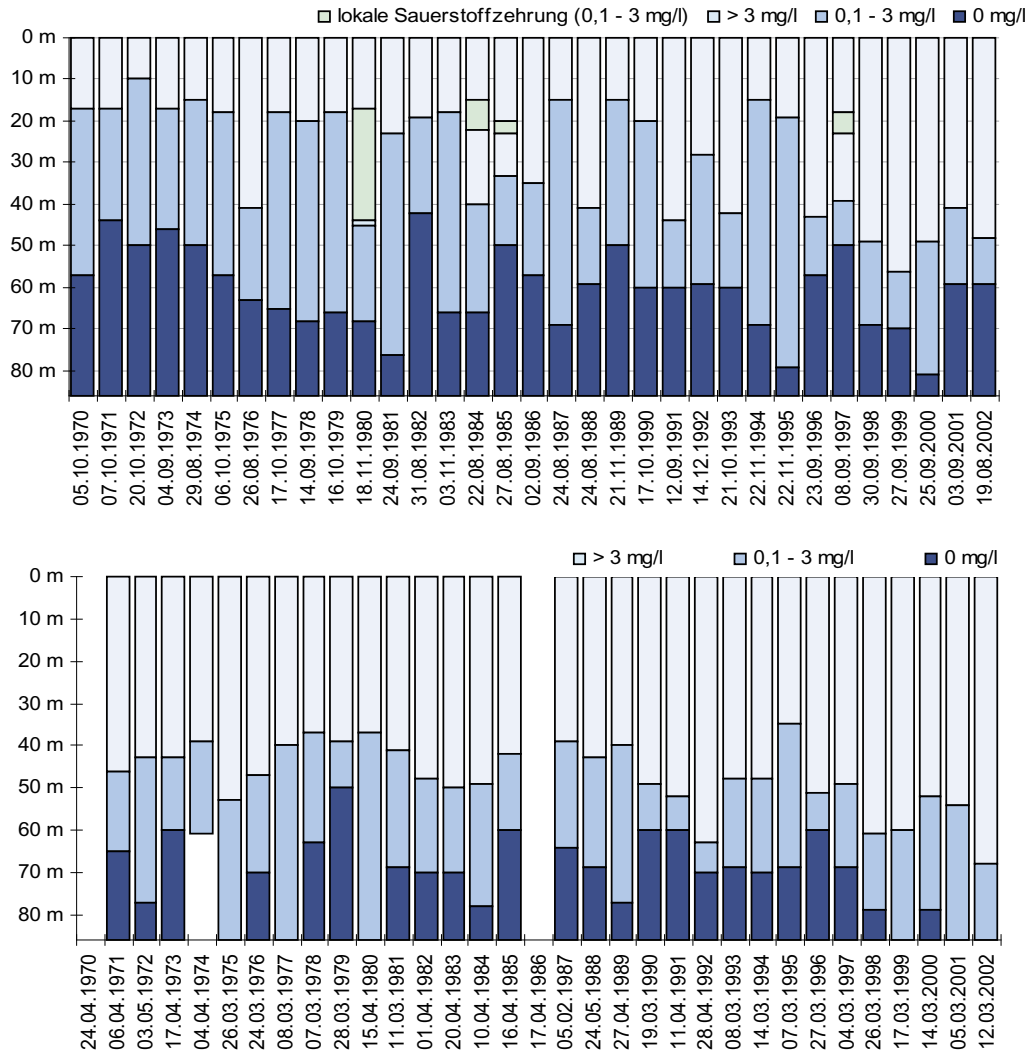


Abb. 2: oben: Sauerstoffprofil des Wörthersees am Ende der sommerlichen Stagnationsphase; unten: Sauerstoffprofil zur Zeit der Frühjahrsdurchmischung der Jahre 1970 bis 2002.

Tiefe), während die sauerstofffreie Zone fast durchwegs ab 60 m Tiefe ausgebildet war. Von 1995 bis 2002 sank die 3 mg/l - Sauerstoff-Grenze auf 40 m und darunter. Bemerkenswert ist, dass die 3 mg/l - Sauerstoff-Grenze in diesem Zeitraum nur mehr um 10 m schwankte. Der sauerstofffreie Bereich allerdings begann mit einer auffallend häufigen und ausgeprägten Verlagerung seiner Grenzschicht in größere Tiefen. In den Jahren 1995 und 2000 konnte bis in eine Tiefe von 80 m Sauerstoff nachgewiesen werden.

In den Jahren 1980, 1984, 1985 und 1997 war im Wörthersee zwischen 15 und 21 m Tiefe eine lokale Sauerstoffzehrung zu beobachten.

In Abb. 2 oben ist diese lokale Sauerstoffzehrung durch die Unterbrechung der hellen (sauerstoffreichen) Balken grünlich dargestellt. Dieses Phänomen wurde von der häufigen Blaualge *Planktothrix rubescens* verursacht, die sich im Sommer in Tiefen zwischen 9 und 15 m aufhielt und in manchen Jahren eine extrem hohe Biomasse erzielte, die zur Folge hatte, dass beim Absterben der Population bereits in den unmittelbar darunterliegenden Wasserschichten eine ausgeprägte Sauerstoffzehrung beobachtet wurde.

Die Sauerstoffprofile zur Zeit der Frühjahrszirkulation zeigten naturgegeben eine bessere Situation, da mit der Durchmischung Sauerstoff in die Tiefe

verfrachtet wird. Wie aus Abb. 2 unten ersichtlich, lag von 1970 bis 1990 die 3 mg/l Sauerstoff-Grenze in Tiefen zwischen 40 und 50 m. Von 1991 bis 2002 war ein häufigeres Oszillieren der 3 mg/l Sauerstoff-Grenze in Tiefen zwischen 35 (1995) und 70 m (2002) festzustellen.

Die Ausdehnung des Monimolimnions wies über den ganzen Beobachtungszeitraum starke Schwankungen auf, die im Zusammenhang mit der Zirkulation zu sehen sind. Ein stabiles Monimolimnion mit einer permanenten Ausdehnung von 30 oder mehr Metern während eines Jahres ist nicht zu erkennen.

Im Beobachtungszeitraum von 1970 bis 2002 reichte im Wörthersee die Zirkulation unterschiedlich tief. Langfristig ist eine deutliche Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse in der Tiefe zu erkennen.

Im Untersuchungsjahr 1999 wurden monatlich Sauerstoffmessungen durchgeführt. Betrachtet man die Sauerstoffverhältnisse des Wörthersees verteilt über das ganze Jahr, werden auch die Auswirkungen der Frühjahrs- und Herbstzirkulation sichtbar. Im Frühjahr konnte aufgrund der Sauerstoffverhältnisse in der Tiefe eine Volldurchmischung des Wasserkörpers festgestellt werden (Abb. 3). 1999 war im Wörthersee von März bis Juni über Grund (84 m) ein Sauerstoffgehalt von 1 mg/l nachzuweisen. Erst Mitte Juli war in 80 m Tiefe kein Sauerstoff mehr zu messen. Die 3 mg/l - Sauerstoff-Grenze lag in Tiefen zwischen 56 und 74 m. Im November war ein plötzlicher Anstieg der 3 mg/l - Sauerstoff-Grenze bis in 15 m Tiefe, einhergehend mit einer hohen Masse an abzubauenen organischer Substanz (*Planktothrix rubescens*) zu erkennen.

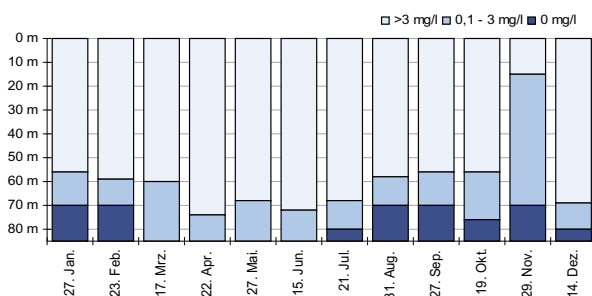


Abb. 3: Sauerstoffprofile des Wörthersees für das Jahr 1999.

Im darauffolgenden Monat lag die Grenze wieder bei 74 m, was auf eine tiefgehende herbstliche Zirkulation schließen lässt.

Die Beobachtung der Volldurchmischung des Jahres 1999 veranlasste uns, jene Jahre genauer zu betrachten, in denen wenigstens 8 Messungen durchgeführt wurden. Es konnten weitere acht Jahre festgestellt werden, in denen der Wörthersee eine Vollzirkulation aufwies. Für die Jahre 1975, 1977, 1978, 1979, 1980, 1998, 2001 und 2002 wurde aufgrund der Sauerstoff-Konzentrationen in 80 m Tiefe eine Frühjahrs-Vollzirkulation (in den Monaten März oder April) nachgewiesen. In den Jahren 1975 und 1977 konnte über mehrere Monate ein geringer Sauerstoffgehalt über Grund beobachtet werden (Abb. 4). 1975 war von März bis Juli eine Sauerstoff-Konzentration von 0,1 bis 0,84 mg/l in 80 m Tiefe gemessen worden. Auffallend ist, dass im Juli höhere Werte erzielt wurden. Ein sauerstofffreier Bereich war definitiv erst ab September zu erkennen (80 m), im Oktober war die Grenze zum Monimolimnion in 60 m Tiefe, in den darauf folgenden Monaten sank sie wieder auf 70 m zurück. Im Jahr 1976 zeigte das Monimolimnion von Jänner bis November eine Ausdehnung von 25 m. Im Dezember verringerte sich ihre Ausdehnung bis auf 5 m, um im Jänner 1977 wieder gänzlich zu verschwinden (Abb. 4).

1977 war von Jänner bis Mai über Grund eine Sauerstoff-Konzentration von 0,1 bis 0,32 mg/l gemessen worden. Im Juni war in 80 m Tiefe kein Sauerstoff mehr vorhanden, im Juli betrug die Konzentration wieder 0,18 mg/l. Anschließend war ein sauerstofffreier Bereich ausgebildet, der erst ab Oktober eine 15 m dicke Ausdehnung erzielte. 1978 und 1979 hat eine Vollzirkulation in den Monaten April und Mai, 1980 in den Monaten April und Juli, 1998 im April, 2001 und 2002 im März stattgefunden. Aufgrund der im Wörthersee mehrfach beobachteten Vollzirkulationen kann der See als fakultativ meromiktisch bezeichnet werden.

Die getätigten Sanierungsmaßnahmen zeigten in dem 32jährigen Beobachtungszeitraum (1970 bis 2002) eine nachhaltige Verbesserung der Sauerstoff-Situation des Wörthersees.

Zu Beginn der Zeitreihe (von 1970 bis 2002) trat die 3 mg/l - Sauerstoff-Grenze am Ende der sommerlichen Stagnationsphase in 10 m und gegen Ende

in 56 m Tiefe auf. Die Grenze zum sauerstofffreien Bereich sank von anfänglichen 43 auf jüngst 80 m Tiefe ab.

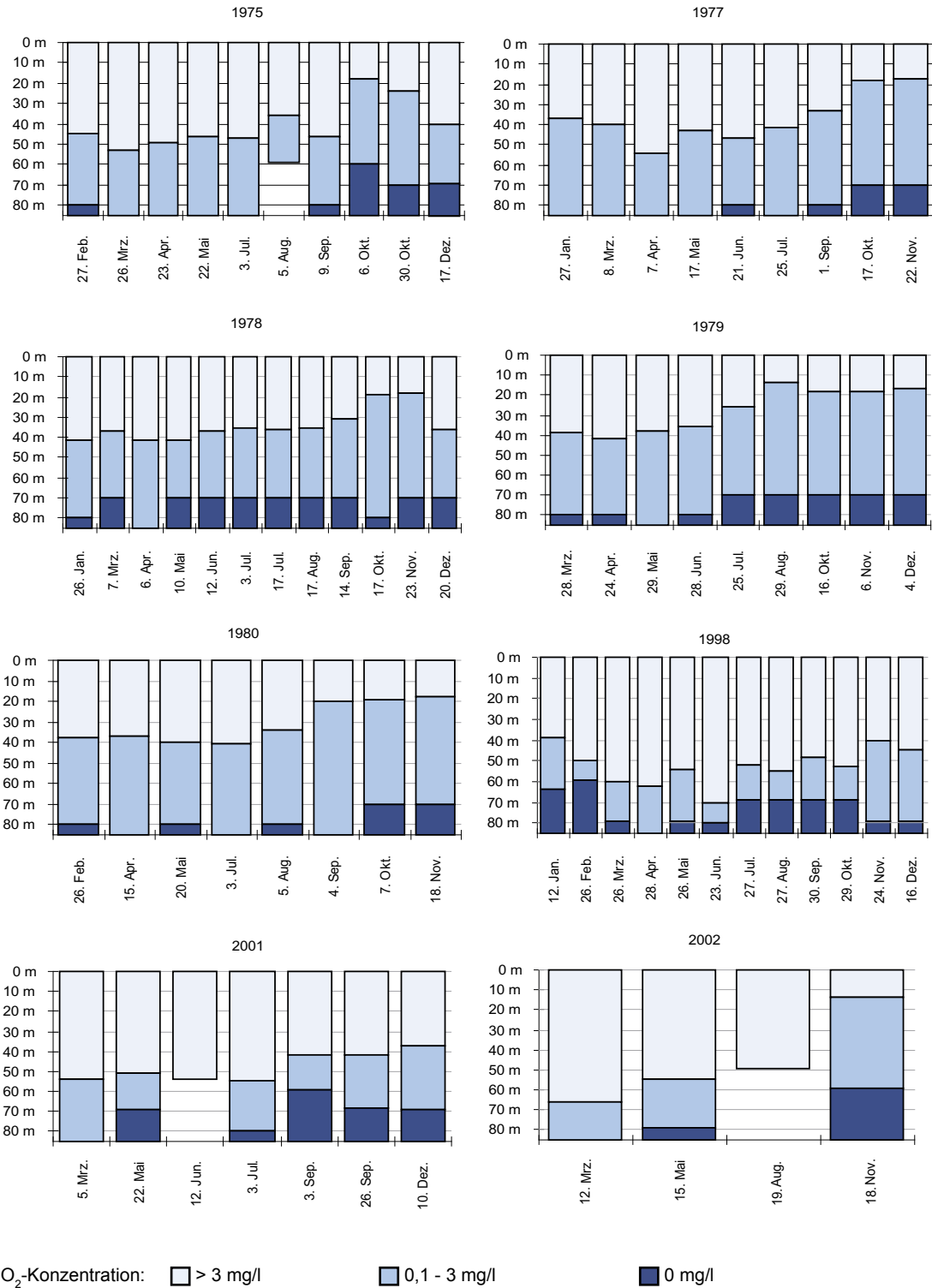


Abb. 4: Sauerstoffprofile des Wörthersees von 1975, 1977, 1978, 1979, 1980, 1998, 2001 und 2002.

Gesamt-Phosphor

Die Menge des pflanzenverfügbaren Phosphors bestimmt das Algenwachstum. Der Gesamt-Phosphor ist insofern von Bedeutung, da er als Minimumfaktor ein Maß für die Eutrophierung darstellt.

Die Phosphor-Konzentrationen des Sees hängen grundsätzlich vom externen Nährstoffeintrag (Niederschlag, Oberflächenabschwemmung, Drainagen, Sickerwasser- und Grundwasserzustrom), vom Zirkulationsverhalten des Sees und vom internen Stoffkreislauf ab. Mit dem Gesamtphosphor werden alle in einem See vorkommenden Phosphorfraktionen (gelöster Phosphor, partikulärer Phosphor, organisch und anorganischer Phosphor) gemessen. Zur Darstellung des Gesamt-Phosphors im Wörthersee wurde die Konzentration des Epilimnions (0 - 6 m), in 50 m Tiefe und der Inhalt im Wasserkörper von 0 - 80 m gewählt.

Im Wörthersee wurde zur Zeit der stärksten Eutrophierung in den 1970er Jahren im Epilimnion (0 - 6 m) ein deutlicher Anstieg des Gesamt-Phosphors beobachtet (Abb. 5). Die Jahresmittelwerte stiegen von 12,6 µg/l (1971) auf 22 µg/l (1977) an, wobei 1977 mit 36,3 µg/l der höchste Einzelwert gemessen wurde. In den Folgejahren sanken die Jahresmittelwerte des Epilimnions kontinuierlich ab und lagen im Jahre 1987 bei 9,6 µg/l. Nach einem neuerlichen kurzen Anstieg auf 18 µg/l im Jahre 1990 pendelten sich die Jahresmittel bis 2002 zwischen 12 µg/l und 15 µg/l ein. Im Jahre 2000 konnte das bisher geringste Jahresmittel mit 8 µg/l nachgewiesen werden.

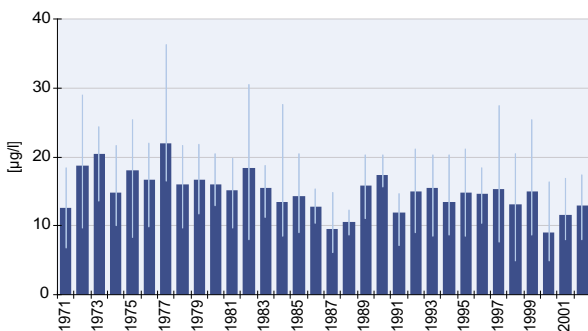


Abb. 5: Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] des Epilimnions (0 - 6 m) (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2002.

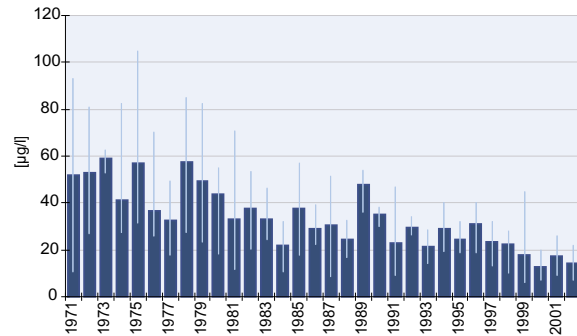


Abb. 6: Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] in 50 m Tiefe (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2002.

Deutlicher ist die Abnahme der Gesamt-Phosphor-Konzentration an der Grenze zum Monimolimnion in 50 m Tiefe (Abb. 6) zu erkennen. Die höchsten Jahresmittelwerte lagen in den 1970er Jahren zwischen 32 und 59 µg/l, der höchste gemessene Einzelwert trat mit 105,0 µg/l im Jahre 1975 auf. In den Jahren 1980 - 1988 zeigte sich sowohl bei den Jahresmittelwerten als auch bei den Maximalwerten eine Abnahme, wobei 1988 der Jahresmittelwert 24,4 µg/l und der Maximalwert 32,5 µg/l betrug. Nach einem neuerlichen Anstieg des Jahresmittels auf 47,8 µg/l (1989) sanken die Konzentrationen wieder kontinuierlich ab und erreichten im Jahre 2000 mit durchschnittlich 12,5 µg/l den vorläufig niedrigsten Wert. Die Abnahme der Gesamt-Phosphor-Konzentration der letzten Jahre in 50 m Tiefe ist im Zusammenhang mit der verminderten Belastung und der verbesserten Sauerstoffsituation zu sehen.

Auch die Darstellung des Gesamt-Phosphor-Inhaltes des Wörthersees, berechnet auf den Inhalt von 0 - 80 m (Abb. 7), lässt eine Abnahme erkennen. Lagen die Jahresmittel des Gesamt-Phosphors in den 1970er Jahren noch zwischen 25.000 und 30.000 Kilo, so zeigte sich der Erfolg der durchgeführten Sanierungsmaßnahmen in der kontinuierlichen Abnahme des Gesamt-Phosphor-Inhaltes. Für das Jahr 2000 wurde der niedrigste mittlere Gesamt-Phosphor-Inhalt von 14.000 kg berechnet. Der mittlere Gesamt-Phosphor-Inhalt in der Wasserschicht von 0 - 49 m sank von 16.000 kg (1973) auf 8.000 kg (2000) (Abb. 8). Im Wasserkörper von 50 - 80 m kam die Abnahme noch

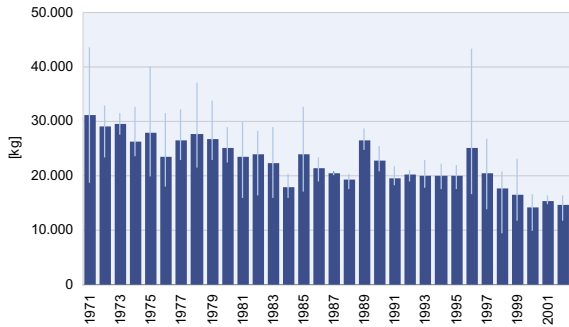


Abb. 7: Gesamt-Phosphor-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 - 80 m (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2002.

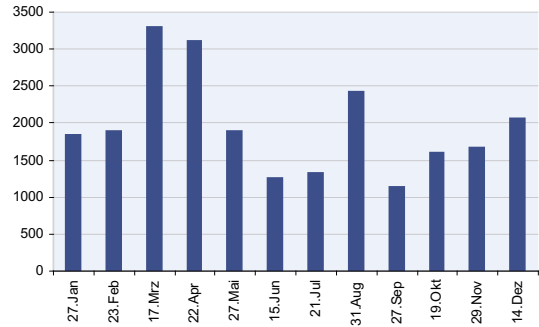


Abb. 9: Gesamt-Phosphor-Inhalt [kg] im Epilimnion (0 - 6 m), an den Terminen des Jahres 1999.

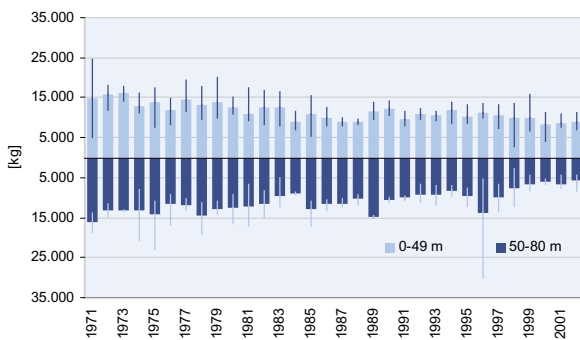


Abb. 8: Gesamt-Phosphor-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 - 49 m (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2002.

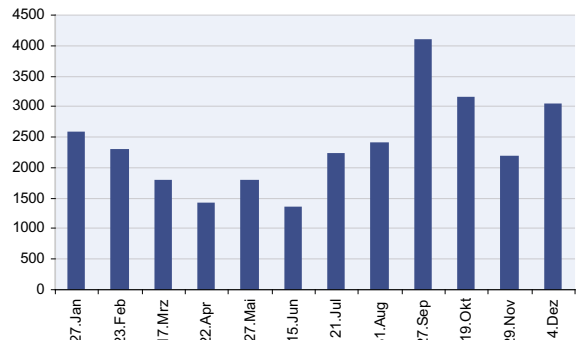


Abb. 10: Gesamt-Phosphor-Inhalt [kg] im Monimolimnion (70 - 80 m) an den Terminen des Jahres 1999.

deutlicher zum Ausdruck. Wurde hier 1971 noch ein Jahresmittel von rund 16.000 kg ermittelt, lag das Jahresmittel im Jahr 2000 nur mehr bei 6.000 kg.

Im Jahr 1999 lagen die Werte für den Gesamt-Phosphor-Inhalt des Epilimnions im Mittel zwischen 1.100 und 3.300 kg. In den Monaten März und April, nach der Vollzirkulation, wurden die höchsten Werte gemessen. In den Sommermonaten waren im Epilimnion die geringsten Phosphor-Inhalte zu verzeichnen (Abb. 9), da der Phosphor durch *Planktothrix rubescens* im Frühjahr gebunden und in die Tiefe verfrachtet wird. Das Monimolimnion reichte 1999 bis in eine Tiefe von 70 m, was auch während des Beobachtungszeitraumes 1971 bis 2002 des Öfteren (von 50 über 70 auf 80 m) der Fall war. Die Werte für den Gesamt-Phosphor-Inhalt des Monimolimnions (70 m bis Grund) lagen im Mittel zwischen 1.300 und 4.100 kg (Abb. 10).

Die relativ hohen Phosphor-Inhalte im Epilimnion zu Beginn des Jahres und die relativ niedrigen

in 70 m Tiefe sind im Zusammenhang mit der Frühjahrs-Zirkulation zu sehen. Die Sauerstoffverhältnisse lassen zu diesem Zeitpunkt eine Mischung bis zum Grund erkennen. Mit der Frühjahrs-Durchmischung gelangte nährstoffreiches Tiefenwasser nach oben, was sich in den erhöhten Gesamt-Phosphor-Werten des Epilimnions widerspiegelte.

In Abb. 11 ist der Inhalt des Gesamt-Phosphors in geteilter Form für das Jahr 1999 von 0 bis 69 m nach oben und von 70 bis 80 m nach unten gerichtet dargestellt.

Dieser Graphik ist zu entnehmen, dass sich der Phosphor mit zunehmend stagnierendem Mixolimnion (Spätsommer) im Monimolimnion anreichert, wohingegen während der Zirkulationsphase im Frühjahr deutlich mehr Phosphor im oberen Wasserkörper vorhanden war.

Die Darstellungen des Gesamt-Phosphors zu den einzelnen Terminen des Jahres 1999 aus Abb. 12 veranschaulichen die Zirkulations- und Stagnations-

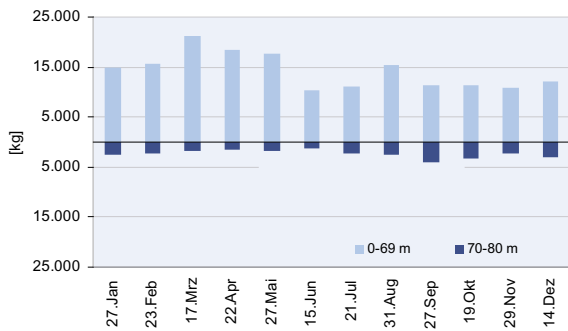


Abb. 11: Gesamt-Phosphor-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 - 69 m und 70 - 80 m an den Terminen des Jahres 1999.

phasen des Sees im Vertikalprofil von 0 bis 80 m Tiefe.

Im März kam es aufgrund der Zirkulation zu einer Anreicherung des Gesamt-Phosphors in den oberen Wasserschichten. Dieser als „interne Düngung“ bezeichnete Vorgang regt das Wachstum der Blaualge *Planktothrix rubescens* an, die im Frühjahr rasch hohe Populationsdichten erzielt und einen Großteil des Phosphors in Biomasse bindet. Der auffällige Peak im April zwischen 7 und 15 m korrelierte mit dem Auftreten der Blaualge *Planktothrix rubescens* (Abb. 32), die sich mit der Erwärmung des Epilimnions in das kühlere Metalimnion zurückzog und in weiterer Folge über die Sommermonate zwischen 12 und 15 m anzutreffen war.

Ab Oktober war dann wieder eine Anreicherung des Phosphors in der Tiefe festzustellen. *Planktothrix rubescens* trug im Sommer wesentlich zur guten optischen Qualität und zur Nährstoff- und Algenarmut des Epilimnions bei.

Im Frühjahr wird der Phosphor in der Biomasse von *Planktothrix rubescens* festgelegt und mit fortschreitender Erwärmung dem Epilimnion durch den Rückzug der Alge in tiefere Schichten entzogen. Den im Epilimnion verbliebenen Algen steht jetzt weniger Nährstoff (zwischen 8 und 12 µg/l) zur Assimilation zu Verfügung.

Im Monimolimnion kommt es neben der Anreicherung des Phosphors aus abgestorbenem organischen Material auch zu einer Anreicherung durch die Rücklösung des Phosphors unter sauerstofffreien Bedingungen aus dem Sediment.

In Abb. 12 ist eine Anreicherung der Gesamt-Phosphor-Konzentration ab ca. 50 m Tiefe zu

erkennen. In 80 m Tiefe schwankten die Werte im Jahresverlauf zwischen 0,04 und 0,18 mg/l. Von Februar bis April war eine Abnahme der Gesamt-Phosphor-Konzentration in 80 m Tiefe von 0,084 auf 0,056 mg/l festzustellen, die 3 mg/l Sauerstoffgrenze lag im April bei 74 m. Gleichzeitig stiegen im selben Zeitraum die Werte in der Wassersäule von 0 bis ca. 50 m von 0,016 auf 0,023 mg/l an. In den Monaten Mai bis September war eine Anreicherung der Gesamt-Phosphor-Konzentration zwischen 8 und 12 m Tiefe bis zu maximal 0,06 mg/l (Mai) als Folge der Einschichtung von *Planktothrix rubescens* zu erkennen.

Im September, am Ende der Sommerstagnationsphase, lagen die Konzentrationen außerhalb des Bereiches von *Planktothrix rubescens* in der Wassersäule von 0 bis 50 m bei 0,07 mg/l, während es im darunter liegenden Wasserkörper zu einer deutlichen Anreicherung des Gesamt-Phosphors kam, in 80 m Tiefe wurden 0,183 mg/l festgestellt.

Während der Frühjahrszirkulation war eine Verlagerung des Gesamt-Phosphors aus der Tiefe nach oben festzustellen. Dieser Vorgang untermauert das Auftreten einer Vollzirkulation im „fakultativ“ meromiktischen Wörthersee.

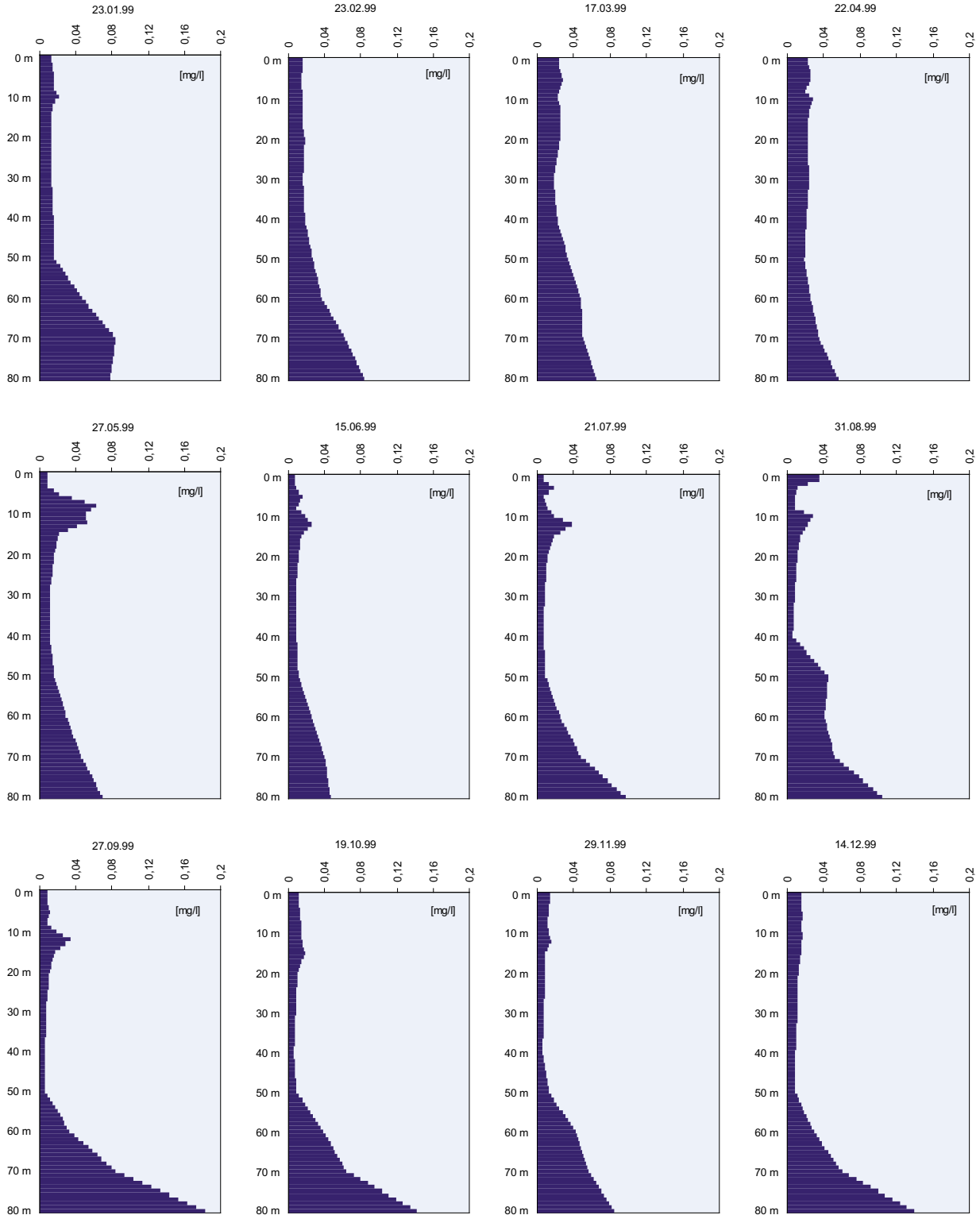


Abb. 12: Gesamt-Phosphor-Konzentration (mg/l) im Vertikalprofil (0 - 80 m) des Jahres 1999.

Orthophosphat

Das Jahresmaximum und -minimum der sich im Wörthersee befindlichen Menge an Orthophosphat-Phosphor zeigte in den ersten Jahren des Beobachtungszeitraumes starke Schwankungen. In den 1970er Jahren war ein Maximum von 71.788 kg (1970) und ein Minimum von 1.744 kg (1977) gemessen worden. Über die gesamte Zeitreihe schwankt der mittlere PO_4 -P-Inhalt zwischen 33.233 kg (1970) und 5.319 kg (2002). Von 1970 bis 1984 ist eine starke Abnahme zu beobachten, die gleich nach dem Fernhalten der Abwässer durch die Ringkanalisation eintrat. In diesem Zeitraum sank die mittlere Konzentration von PO_4 -P von 0,064 (1970) auf 0,023 mg/l (1984). Von 1985 bis 2002 pendelte sich der Orthophosphat-P-Inhalt zwischen 10.000 und 6.000 kg ein (Abb. 13), die mittleren Konzentrationen lagen zwischen 0,014 und 0,03 mg/l. Diese fortschreitende Verringerung des PO_4 -P-Inhaltes zeigt die Wirkung der gesetzten Sanierungsmaßnahmen deutlich an.

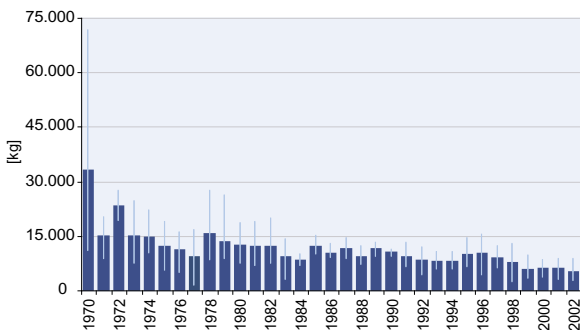


Abb. 13: Orthophosphat-P-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 - 80 m, (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 - 2002.

Eine getrennte Darstellung des Orthophosphat-P-Inhaltes der oberen 50 und der unteren 30 m zeigt, dass eine stärkere Abnahme in der oberen Wasserschicht in den ersten vier Jahren (1974) stattgefunden hat, und in den folgenden Jahren haben sich die Werte auf einem relativ gleich bleibenden Niveau eingependelt (Abb. 14).

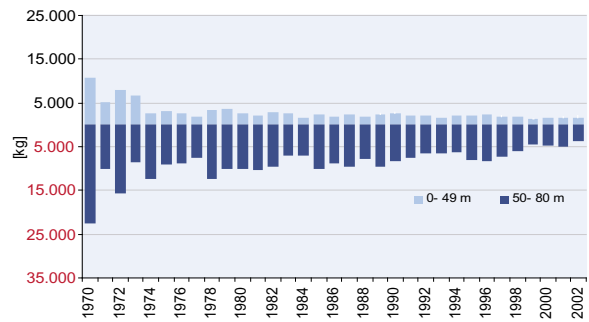


Abb. 14: Orthophosphat-P-Inhalt (kg) in geteilter Form dargestellt: Wasserkörper von 0 - 49 m und 50 - 80 m von 1970 bis 2002.

Während die Relation zwischen dem Orthophosphat-P-Inhalt der oberen 50 m und der unteren 30 m von 1970 bis 1973 rund 1:2 betrug, änderte sich das Verhältnis ab 1974 auf 1:3,5.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass das Verhältnis der Wasservolumina zwischen den oberen 50 m und den unteren 30 m 4:1 ausmacht. Die Abb. 15 spiegelt den Orthophosphat-P-Inhalt des Epilimnions wider. Am eindruckvollsten ist hier der Rückgang des Inhaltes an Orthophosphat-P von 1970 bis 1973 zu erkennen. In den ersten vier Jahren der Zeitreihe schwankt der mittlere Gehalt zwischen 600 und 1.030 kg. Nach 1973 sank das Orthophosphat-P bei den meisten Messungen unter die Nachweisgrenze, die bei 0,02 mg/l liegt, was im Wörthersee einem Inhalt von 220 kg entspricht.

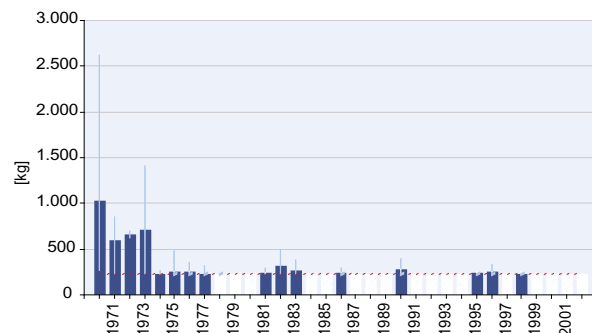


Abb. 15: Orthophosphat-P-Inhalt (kg) im Epilimnion (0 - 6 m) (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 bis 2002; rote Linie kennzeichnet die Nachweisgrenze, Werte unter der Nachweisgrenze sind weiß dargestellt.

Stickstoff

Im Folgenden wird der Ammonium-Stickstoff-Inhalt des Wörthersees im Wasserkörper von 0 bis 80 m und geteilt in den oberen (0 bis 49 m) und den unteren (50 bis 80 m) Wasserkörper dargestellt. Anschließend werden die Konzentrationen für den anorganischen Stickstoff getrennt als Nitrat- und Ammonium-Stickstoff im Vertikalprofil ausgesuchter Jahre vorgelegt.

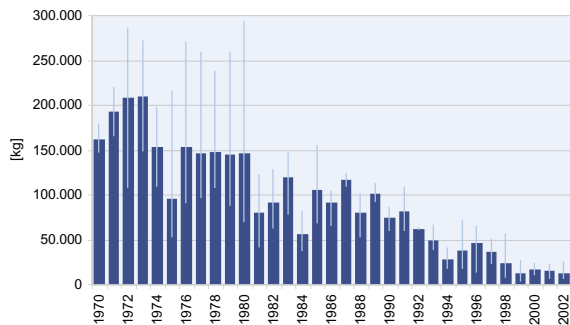


Abb. 16: Ammonium-N-Inhalt (kg) im Wasserkörper von 0 - 80 m (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2002.

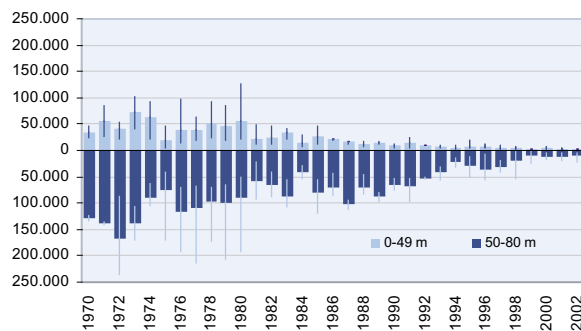


Abb. 17: Ammonium-N-Inhalt (kg) im Wasserkörper von 0 - 49 und 50 bis 80 m (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 bis 2002.

Der Ammonium-Stickstoff-Inhalt des Wörthersees in der Wassersäule von 0 bis 80 m hat sich im Untersuchungszeitraum von 1970 bis 2002 deutlich verringert (Abb. 16). Von 1970 bis 1973 waren die mittleren Werte zwischen rund 160.000 und 210.000 kg auffallend hoch, von 1974 bis 1980 waren durchschnittlich 150.000 kg gemessen worden.

Im Zeitraum von 1970 bis 1980 wurden auch hohe Maximalwerte (1980: 290.000 kg) erzielt. Anschließend war kontinuierlich eine Ammonium-Stickstoff-Reduktion der Mittel- als auch der Maximalwerte zu verzeichnen.

In den letzten vier Jahren waren die Durchschnittswerte des Ammonium-Stickstoff-Inhalts mit 12.000 bis 17.000 kg sehr gering.

Die geteilte Darstellung des Ammonium-Stickstoff-Inhalts in Abb. 17 verdeutlicht den kontinuierlichen Rückgang im Wasserkörper von 0 - 49 als auch von 50 - 80 m. Während im oberen Wasserkörper von 1970 bis 1980 die Werte zwischen 20.000 und 55.000 kg schwankten, war im unteren Teil eine kontinuierlichere Abnahme des Ammonium-N-Inhalts von 166.000 kg (1972) auf 90.500 kg (1980) zu verzeichnen.

Ab 1980 kam es zu einer fortlaufenden Verringerung im oberen Wasserkörper bis 2002 nur noch 2.613 kg vorhanden waren. Auch in der unteren Wasserschicht kam es aufgrund der Sanierungsmaßnahmen und der damit verbundenen Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse zu einer deutlichen Reduktion des Ammonium-Stickstoffes. 1987 waren im Mittel noch 101.599 kg zu messen, 2002 waren es nur noch 10.265 kg. Bedenkt man, dass das Verhältnis oberer zum unteren Wasserkörper 4:1 ist, kommt das Ausmaß der Stickstoff-Reduktion im unteren Wasserkörper noch stärker zum Ausdruck.

In Abb. 18 und 19 sind die Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen des Wörthersees im Vertikalprofil für mehrere Jahre angeführt. Zur Darstellung wurden pro Jahr zwei Termine zum Zeitpunkt der Frühjahrszirkulation und am Ende der Sommerstagnation gewählt.

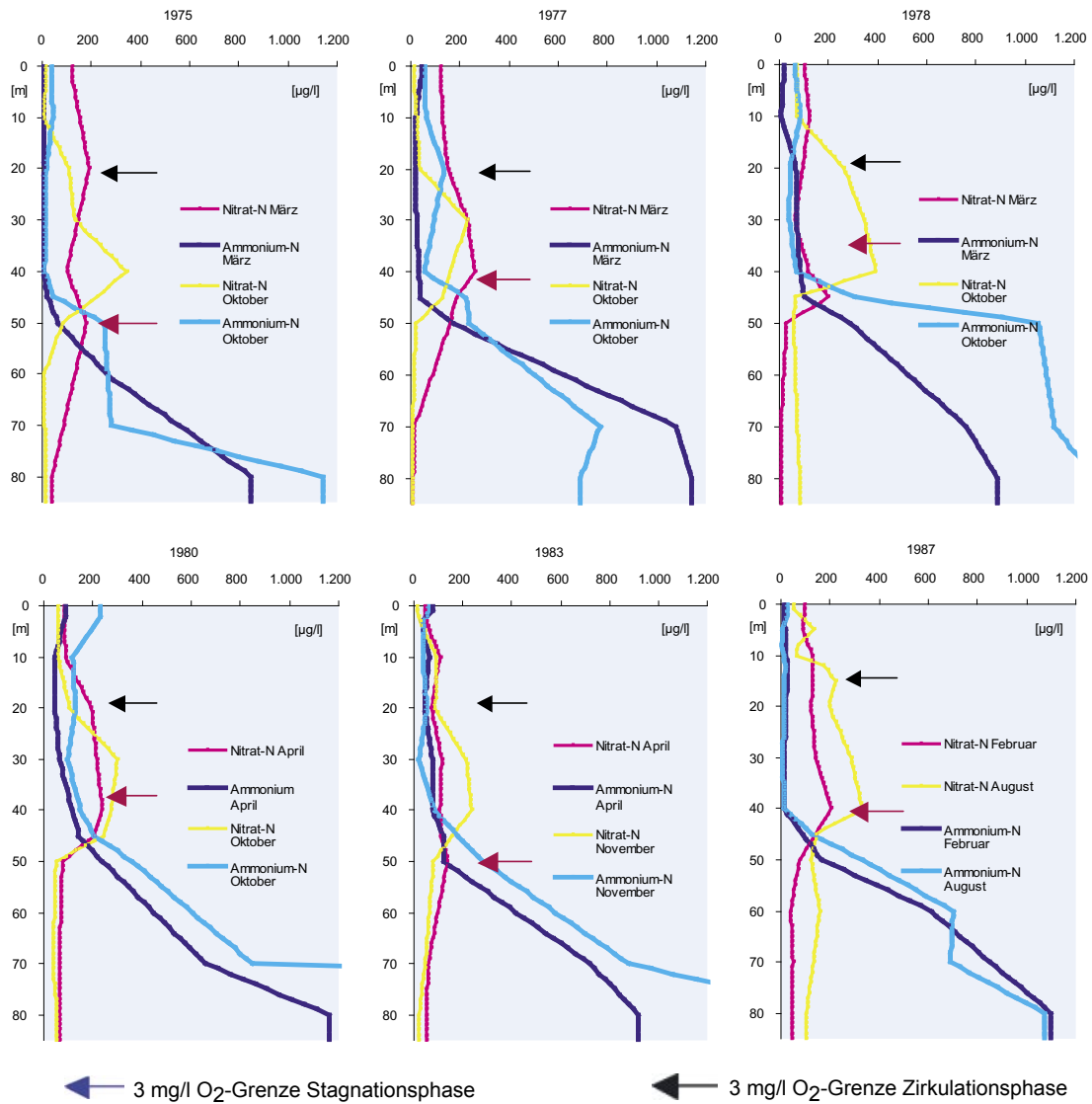


Abb. 18: Vergleich der Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) zur Zirkulations- und Stagnationsphase im Vertikalprofil der Jahre 1975, 1977, 1978, 1980, 1983 und 1987.

Das Bild oben links in Abb. 18 zeigt die Situation von 1975. Im Epilimnion war zur Zeit der Zirkulation eine Nitrat-N-Konzentration von $120 \mu\text{g/l}$ vorhanden. Bis in 60 m Tiefe schwankten die Werte zwischen 120 und $175 \mu\text{g/l}$. Von 60 auf 80 m Tiefe nahm die Nitrat-Konzentration bis auf ca. $40 \mu\text{g/l}$ ab. Am Ende der Stagnationsphase, im Oktober, war die Nitrat-N-Konzentration des Epilimnion mit $13 \mu\text{g/l}$ durch die Photosyntheseaktivität der Algen deutlich herabgesetzt. In 40 m Tiefe war eine maximale Nitrat-N-Konzentration von $342 \mu\text{g/l}$ gemessen worden.

Das Nitrat-N hat ein lokales Maximum in der Zone, wo nur mehr wenig Photosynthese stattfindet, aber noch relativ viel Sauerstoff ($> 4 \text{ mg/l}$) vorhanden ist, darunter sinkt die Konzentration ab, während das Ammonium-N mit der Tiefe stetig zunimmt.

Dieses sehr charakteristische Maximum entsteht durch mikrobiellen Abbau von Ammonium, das als Ausscheidungsprodukt tierischer Organismen und durch den Eiweißabbau angereichert und über Nitrit zu Nitrat oxidiert wird. Ammonium kann von Algen auch direkt aufgenommen werden, was mit ein Grund ist weswegen es während der

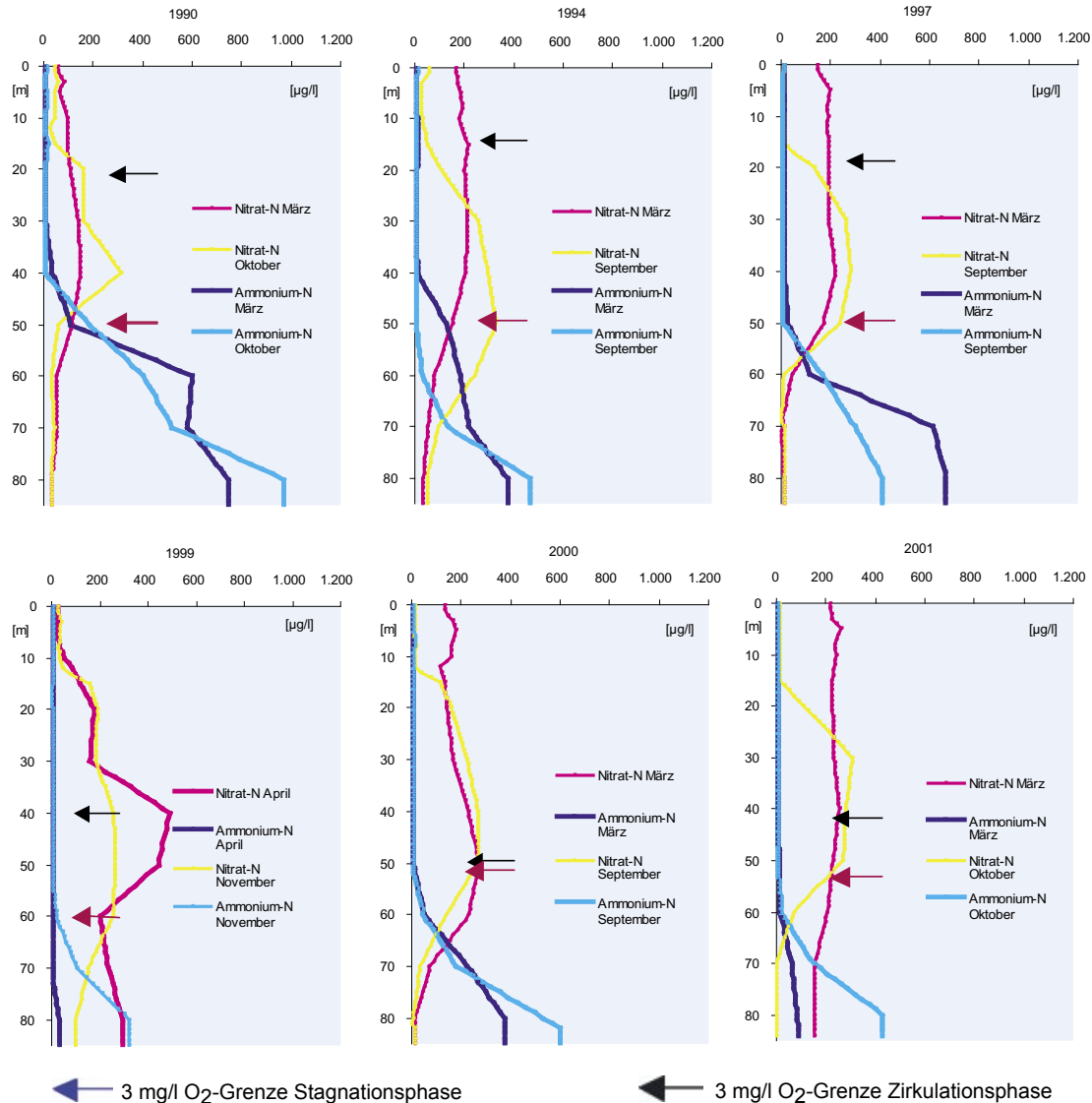


Abb. 19: Vergleich der Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen (µg/l) zur Zirkulations- und Stagnationsphase im Vertikalprofil der Jahre 1990, 1994, 1997, 1999, 2000 und 2001.

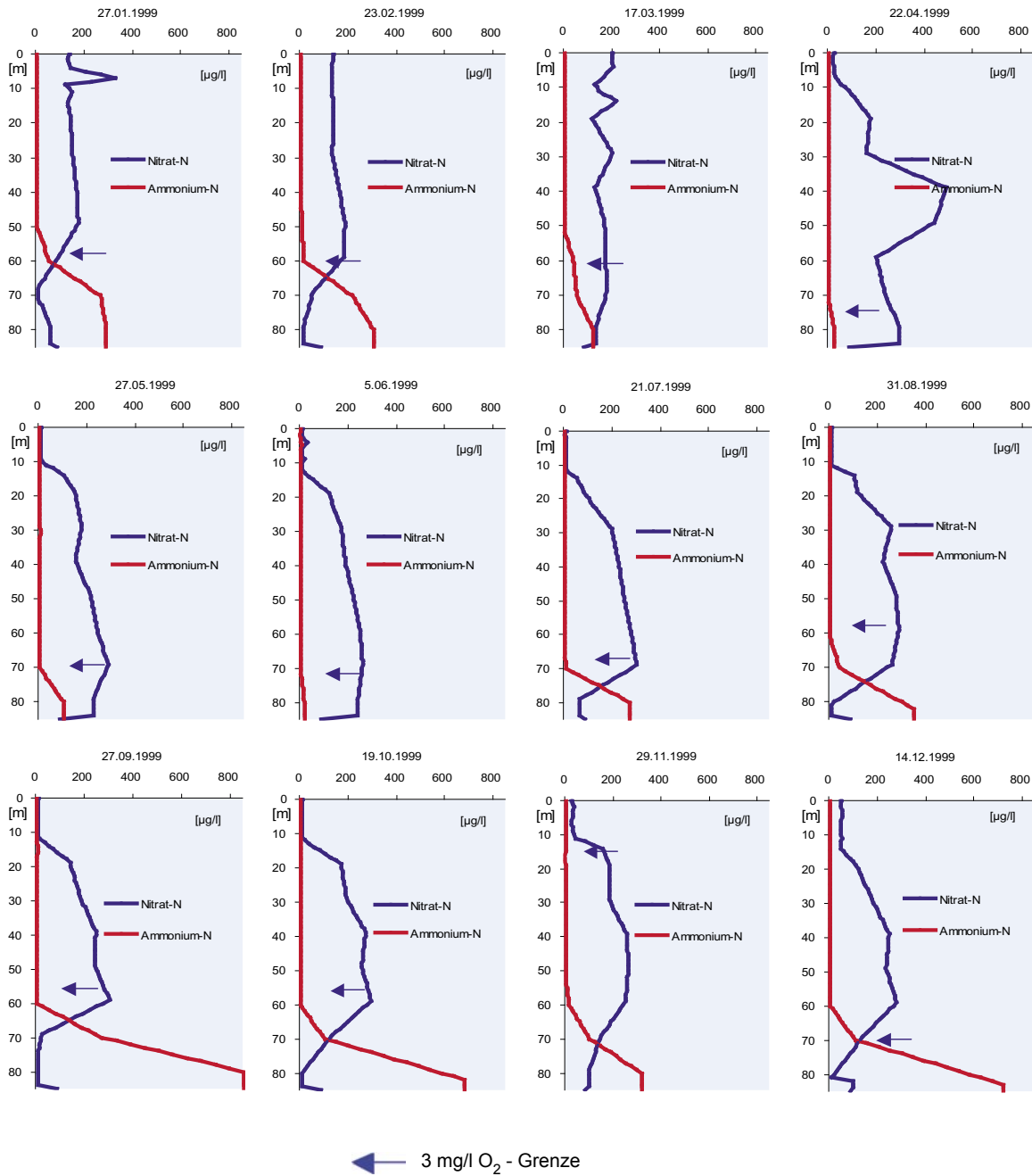
Vegetationsperiode vom Epi- bis zum Hypolimnion nur in geringen Konzentrationen zu finden ist. Ist eine kritische Sauerstoffgrenze von etwa 3 - 4 mg/l erreicht, findet keine mikrobielle Oxidation von Ammonium zu Nitrat mehr statt und es kommt zu einer Anreicherung des Ammoniums in der Tiefe.

Die beiden Abbildungen 18 und 19, in denen 12 ausgewählte Jahre des Beobachtungszeitraumes (1970 bis 2002) dargestellt sind, zeigen eine deutliche Verlagerung der Ammonium-N-Konzentrationen von 50 auf 70 m Tiefe. Dieser Vorgang hängt eng mit der Verbesserung der Sauerstoff-

bedingungen zusammen, da bei ausreichend Sauerstoff Ammonium zu Nitrat oxidiert wird.

Im Untersuchungszeitraum 1999 konnte auch über die Stickstoff-Komponenten des Wörthersees eine Vollzirkulation beobachtet werden.

In Abb. 20 sind die Vertikalprofile des Nitrat- und Ammonium-Stickstoffes des Jahres 1999 dargestellt. Die Auswirkung der Vollzirkulation wird vor allem in den Monaten März bis Juni, in denen Nitrat in beachtlichen und Ammonium nur in geringen Konzentrationen bis in 80 m Tiefe vorhanden waren, sichtbar.



← 3 mg/l O₂ - Grenze

Abb. 20: Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen (µg/l) im Vertikalprofil des Jahres 1999.

Ab April (Abb. 20) trat im Epilimnion eine Nitrat-N-Reduktion als Folge erhöhter Produktion der Primärproduzenten (Schwebealgen) auf. Im Juli war dann eine Zunahme der sauerstoffzehrenden Abbauprozesse festzustellen. Die Umwandlung des sowohl durch Abbau organischer Substanz als auch durch die Ausscheidungsprodukte der Organismen anfallenden Ammoniums zu Nitrat bleibt aus und Ammonium reichert sich in der Tiefe ab 70 m an.

Die gesetzten Sanierungsmaßnahmen brachten auch im Stickstoff-Haushalt des Wörthersees eine deutliche Verbesserung. Die Verschiebung der Grenze zu hohen Ammonium-N-Konzentrationen in tiefere Bereiche ist gemeinsam mit der Verlagerung der sauerstofffreien Zone in die Tiefe ein Resultat der Sanierungsmaßnahmen.

Im Untersuchungszeitraum (1970 bis 2002) ist auch eine Verlagerung der 3 mg/l O₂-Grenze von ca. 20 auf rund 40 m zu beobachten.

Temperatur

Aufgrund der windgeschützten Beckenlage und der sehr geringen Durchflutung (mittlerer Zufluss: $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$) erwärmt sich der See oberflächlich im Frühjahr rasch und es beginnt sich sehr bald eine strenge Temperaturschichtung auszubilden.

Ab Mai können oberflächlich bereits Temperaturen um $20 \text{ }^\circ\text{C}$ gemessen werden. Eine stabile Schichtung ist ab Juni ausgebildet. Im Sommer erreicht der Wörthersee an der Oberfläche $25 \text{ }^\circ\text{C}$, was ihn zu einem beliebten Badesee macht.

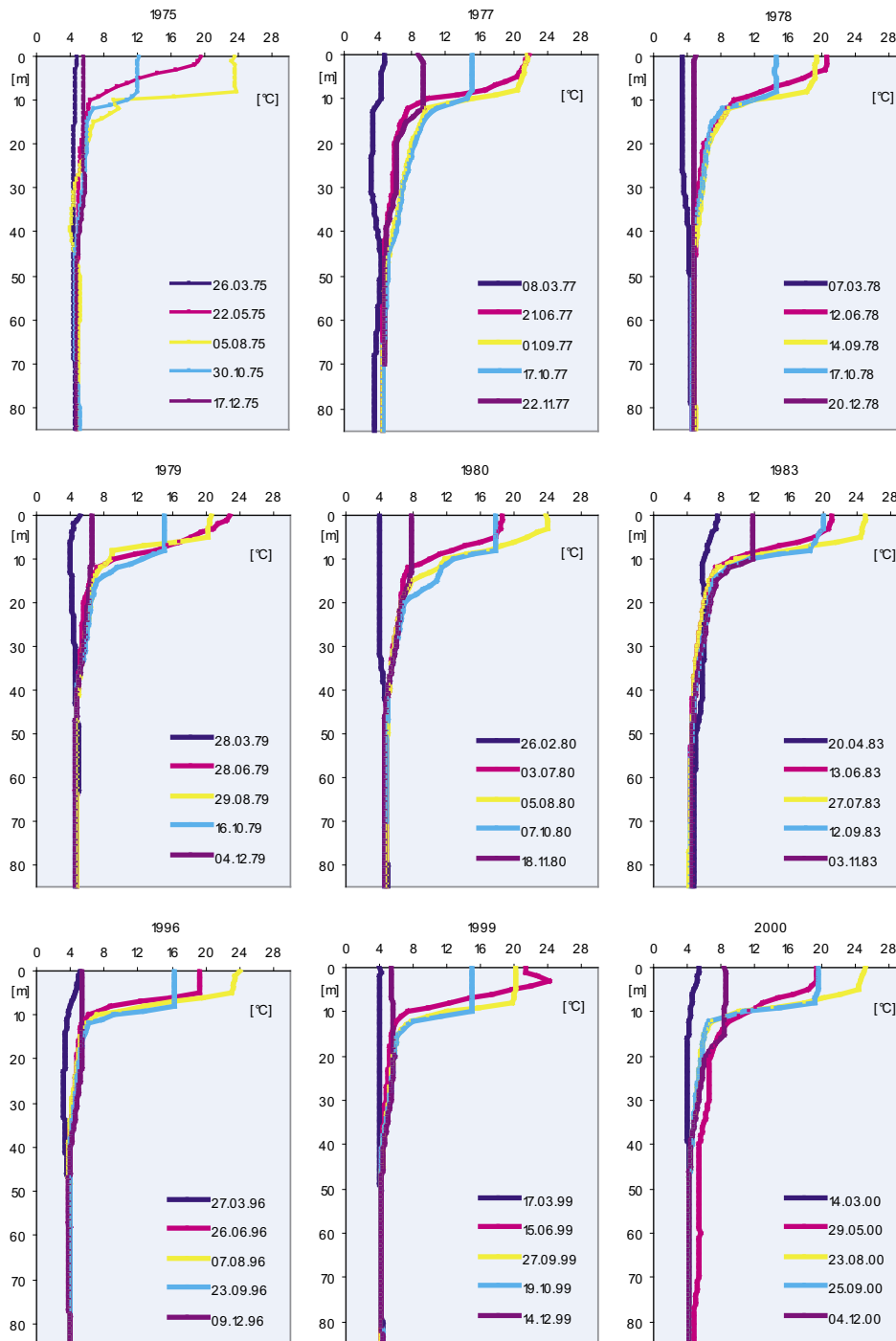


Abb. 21: Temperaturprofile zu je 5 Terminen der Jahre 1975, 1977, 1978, 1979, 1980, 1983, 1996, 1999 und 2000.

Ein Metalimnion bildet sich in den meisten Jahren im Sommer zwischen 6 und 12 m Tiefe aus und trennt das warme Epilimnion vom kalten Hypolimnion. Definiert ist diese thermische Sprungschicht durch einen Temperaturabfall von mehr als 1 °C pro Meter Tiefe.

Im Sommer können daher bereits in 20 m Tiefe Temperaturen zwischen 4 und 8 °C gemessen werden.

Der Wind als Motor der Zirkulation findet in der windgeschützten Beckenlage in den meisten Jahren nicht die nötige Kraft um tiefgreifende Zirkulationen entstehen zu lassen. Dies führt im Frühjahr zu einer raschen Erwärmung des Epilimnions und im Herbst zur langsamen Abkühlung des Sees. Die Temperatur des Epilimnions kühlt nur in manchen Jahren so weit ab, dass sich eine Eisdecke ausbilden kann. Eine Eisdecke kann dann ab Mitte Jänner bis Mitte März beobachtet werden, wobei nur selten der ganze See zufriert. In Abb. 21 sind die Temperaturprofile einiger Jahre mit 5 verschiedenen Terminen aus dem Beobachtungszeitraum von 1970 bis 2002 zusammengefasst.

Im Untersuchungsjahr 1999 wurden in der Seemitte im Juli maximale 24,7 °C gemessen. Von April bis Mai erwärmte sich die oberflächliche Wasserschicht um 10 °C von 8,5 auf 18,6 °C. Von Ende Mai bis Ende August war die Sprungschicht zwischen 5 und 8 m Tiefe ausgebildet. Dabei fiel die Temperatur von 5 auf 8 m um durchschnittliche 6,1 °C ab. Die Frühjahrszirkulation hat wie sich aus der Temperaturverteilung ableiten lässt im März, die Herbstzirkulation im Dezember stattgefunden. Im Februar wurden an der Oberfläche minimale 2,7 °C gemessen.

Sichttiefe

Die Lichtdurchlässigkeit des Sees wird einerseits von der Phytoplankton-Biomasse und andererseits von den Schwebstoffpartikeln bestimmt.

Die Sichttiefenwerte werden im Wörthersee seit 1931 gemessen. Vor 1950 lagen die Jahresmittel bei 7 m Wassertiefe, die Maximaltiefe betrug bis zu 10,5 m. Mit zunehmender Eutrophierung ging die Sichttiefe deutlich zurück. Die geringsten Jahresmittel wurden 1972 mit 2,4 m und 2002 mit

2,2 m gemessen.

Im gesamten Beobachtungszeitraum schwankten die Minimalwerte zwischen 1,5 und 4,3 m und die Maximalwerte zwischen 3 und 8,2 m.

Mit dem Wirksamwerden der Sanierungsmaßnahmen trat von 1974 bis 1995 eine deutliche Verbesserung der Sichttiefe ein. Die mittleren Werte stiegen in diesem Zeitraum von 3,1 auf 5,8 m, die maximalen Werte von 3 auf 8,2 m an. Ab 1995 trat wieder eine Verschlechterung der Sichttiefen ein, 2002 wurde das bisher geringste Jahresmittel erzielt (Abb. 22).

Auffallend ist, dass die Sichttiefen der letzten Jahre wieder geringer wurden und sich damit der allgemein verbesserten Wasserqualität gegenläufig verhalten. Erklärt werden kann das zum jetzigen Zeitpunkt mit einer Änderung der Algenzusammensetzung im Epilimnion hin zu kleineren Formen wie Bacillariophyceae, Chrysophyceae und Chlorophyceae, die die Sichttiefe wesentlich mehr beeinträchtigen als große Formen.

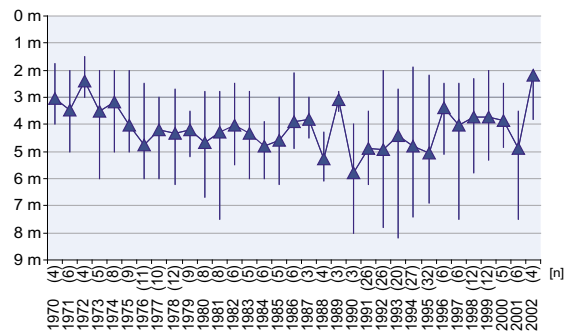


Abb. 22: Sichttiefen incl. Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte von 1970 bis 2002 (n = Anzahl der Messungen pro Jahr).

Phytoplankton

Die Phytoplankton-Biomasse des Wörthersees spiegelt augenscheinlich nicht die generelle Verbesserung der Wasserqualität seit dem Wirksamwerden der Sanierungsmaßnahmen wider. Es hat sich gezeigt, dass die Reoligotrophierung nichtspiegelbildlich zur Eutrophierungs-entwicklung verläuft (DOKULIL et al., 2001).

Grundsätzlich folgen die Seen nur äußerst „widerwillig“ der Phosphorbelastungsverminderung (SAS, 1989). Sie versuchen vielmehr durch Umstellung in der Phytoplanktonbiozönose trotz Nährstoffverminderung das Produktionsniveau möglichst zu erhalten. In das Geschehen greifen die einzelnen Glieder des Nahrungsnetzes in vielfältiger Weise ein. Diese heutigen Erkenntnisse schmälern jedoch in keiner Weise die Bedeutung der früheren Erarbeitung der grundsätzlichen Zusammenhänge zwischen der externen Nährstoffbelastung (insbesondere der Phosphorbelastung) und der Eutrophierung von Seen. Schließlich haben diese Erkenntnisse die Maßnahmen zur Seenreinigung und Eutrophierungsverminderung wissenschaftlich untermauert und maßgeblich vorgebracht (DOKULIL et al., 2001).

Die Algenmenge spiegelt die Situation des frei verfügbaren Phosphors wider, und korreliert nur bedingt mit dem Gesamt-Phosphor. Mit dem Gesamt-Phosphor werden alle in einem See vorkommenden Phosphorfractionen (gelöster Phosphor, organisch und anorganisch gebundener Phosphor) erfasst.

Für das Algenwachstum ist aber nur der gelöste Phosphor, das Orthophosphat, von Bedeutung. Das Orthophosphat gerät aufgrund der Assimilationstätigkeit der Algen im Bereich des durchlichteten Wasserkörpers rasch unter die Nachweisgrenze, weshalb auf eine vergleichende Darstellung mit diesem Parameter verzichtet und die Algenbiomasse mit dem Gesamt-Phosphor verglichen wird.

Die dargestellte Grafik (Abb. 23) vergleicht den Gesamt-Phosphor-Inhalt mit der Phytoplankton-Biomasse in der Wassersäule von 0 bis 30 m.

Die hohen Nährstoffkonzentrationen Anfang der 70er Jahre führten nur zu einem leichten Anstieg der Phytoplankton-Biomasse. Eine kurzfristige Verringerung zeigte sich 1978 und 1979 nach Inbetriebnahme der Ringkanalisation. Bis 1984, wo bereits eine Abnahme des Phosphor-Inhaltes festzustellen war, nahm die Phytoplankton-Biomasse stetig zu und erzielte ein Maximum mit 96,9 g/m², das durch eine starke Entwicklung von *Planktothrix rubescens* und Kieselalgen im Juni hervorgerufen wurde. Danach war eine Verringerung der Algenbiomasse bis 1990 auf 61 g/m² zu verzeichnen, die bis 1994 bei mehr oder weniger gleich bleibendem Phosphor-Inhalt einen absoluten Höhepunkt von 104 g/m² erzielte. Der hohe Wert kam durch die starke Entfaltung von *Planktothrix rubescens* im Juli in 12 m Tiefe zustande.

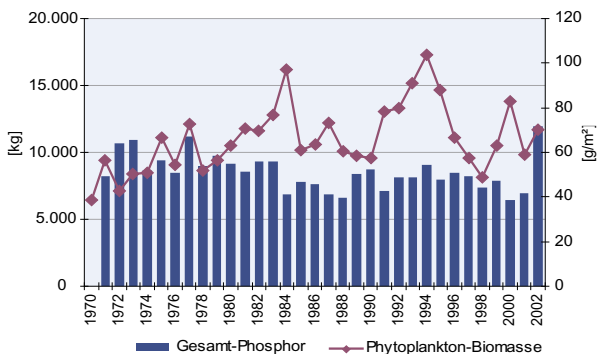


Abb. 23: Mittlerer Gesamt-Phosphor-Inhalt (kg) verglichen mit der mittleren Phytoplankton-Biomasse (g/m²) im Wasserkörper von 0 - 30 m von 1970 bis 2002.

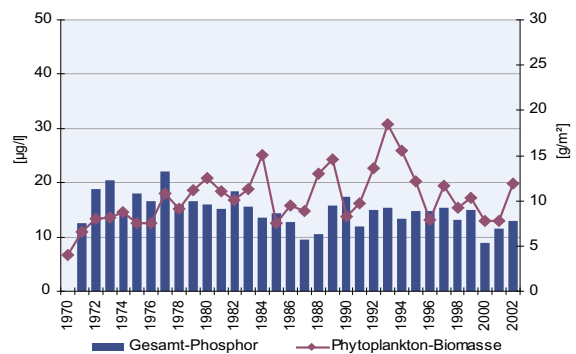


Abb. 24: Mittlere Gesamt-Phosphor-Konzentration (µg/l) verglichen mit der mittleren Phytoplankton-Biomasse (g/m²) im Epilimnion (0 - 6 m) von 1970 bis 2002.

Die Kieselalgen waren am Aufbau dieses Maximums im Gegensatz zu 1984 nur unwesentlich beteiligt. Von 1994 bis 1998 war eine Abnahme der mittleren Phytoplankton-Biomasse auf 48 g/m² und bis 2002 wieder eine Zunahme auf 70 g/m² zu beobachten.

Die Biomasse des Phytoplanktons im Epilimnion (Abb. 24) ähnelt dem Verlauf der Biomasse im Wasserkörper bis 30 m und ist durch ausgeprägte Schwankungen bei abnehmender Phosphorkonzentration gekennzeichnet. Nach kontinuierlichem Ansteigen wurde 1984 ein Maximum mit einer Algenbiomasse von 15 g/m² erreicht. Die folgenden Jahre waren durch ein ständiges Auf und Ab mit mittleren Werten zwischen 7 und 18 g/m² gekennzeichnet. 1993 wurde mit 18 g/m² das höchste Jahresmittel erzielt, das auf das verstärkte Auftreten der Blaualge *Planktothrix rubescens* während der Durchmischungszeiten im Frühjahr und Herbst zurückzuführen war.

Die Algenbiomasse in der Wassersäule bis 30 m nahm im Wörthersee von 1970 bis 2002 zu (Abb. 25). Diese Zunahme ist vorwiegend auf die Zunahme von *Planktothrix rubescens* (von 40 auf 70 g/m²) rückzuführen. Im Epilimnion war die Zunahme noch deutlicher ausgeprägt. Die mittlere Algenbiomasse stieg hier mit dazwischen liegenden Schwankungen von 4 auf 11 g/m² (Abb. 26) an.

Es ist zu erkennen, dass trotz kontinuierlich abnehmender Phosphorkonzentration die Algenbiomasse nicht wie erwartet mit einer Reduktion sondern mit starken Schwankungen

reagiert und eine Zunahme erkennen lässt. Dies zeigt auch, dass die Vorgänge der Eutrophierung vielfältiger sind und nicht allein auf die Phosphorbelastung reduziert werden können.

Zusammensetzung des Phytoplanktons

Der Wörthersee wird von den Blaualgen (Cyanophyceae) beherrscht. Von 1970 bis 1978 lag ihr Anteil in der Wassersäule von 0 bis 30 m bei 80 %, zwischen 1978 und 1990 betrug er 60 bis 70 %. Ab 1991 nahm der Biomasseanteil der Blaualgen wieder zu und erzielte 1999 mit 91 % ein Maximum (Abb. 27). Seit 1991 wird ein Anstieg des Blaualgenanteiles insbesondere von *Planktothrix rubescens* beobachtet. Vertreter der Cyanophyceae waren, außer der dominanten *Planktothrix rubescens*, *Anabaena*-Arten, *Chroococcus* sp. und *Aphanizomenon flos-aquae*.

Die zweitstärkste Gruppe waren die Bacillariophyceae, die zu Beginn der Untersuchungen (1970 und 1973) 4 bis 7 % der Biomasse bildeten. In den folgenden Jahren stellten die Kieselalgen einen Biomasseanteil von über 10 %.

Die höchsten Anteile wurden 1976 mit 21 %, 1979 mit 18 % und 1984 mit 19 % erreicht.

Ab 1990 bewegte sich der Anteil der Bacillariophyceae wieder um die 10 %. 1993, zur Zeit starker Blaualgenentwicklung, waren die Kieselalgen mit minimalen 1,4 % durch Arten wie *Cyclotella* sp., *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria acus* und *Tabellaria fenestrata* vertreten.

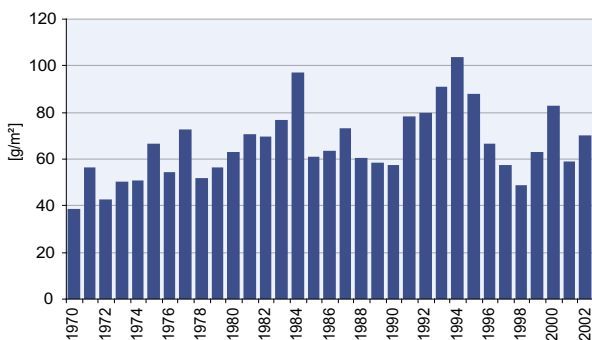


Abb. 25: Phytoplankton-Biomasse (g/m²) unter 1 m² Wassersäule (0 - 30 m) von 1970 bis 2002.

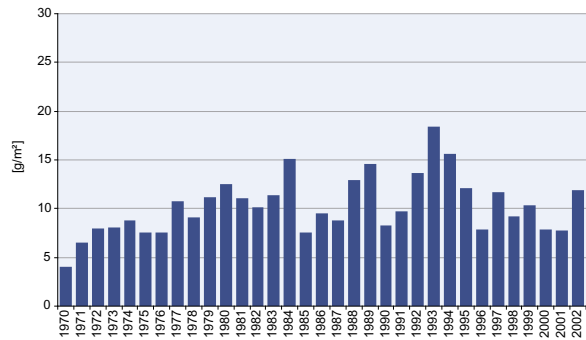


Abb. 26: Phytoplankton-Biomasse (g/m²) im Epilimnion (0 - 6 m) von 1970 bis 2002.

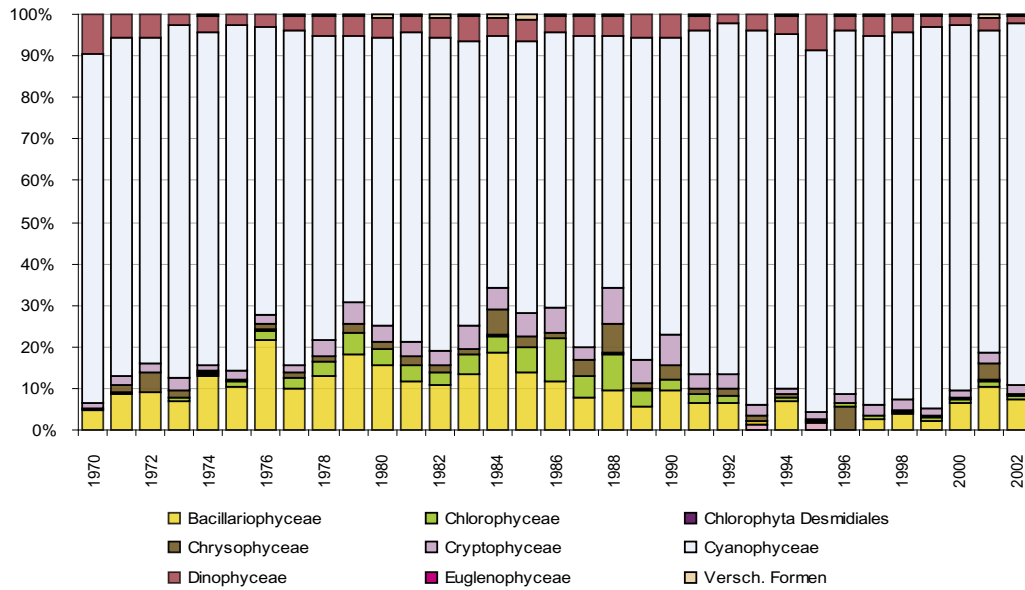


Abb. 27: Prozentueller Anteil der Algengruppen an der Biomasse in der Wassersäule von 0 - 30 m von 1970 bis 2002.

Die restlichen Algengruppen bewegten sich deutlich unter der 10 % Grenze. In den Jahren zwischen 1978 und 1990, mit dem Absinken des Blaualgenanteiles, konnte ein leichter Aufwärtstrend vor allem der Chlorophyceae (1986 mit 10 %) beobachtet werden. Vertreter dieser Grünalgen waren *Coelastrum reticulatum*, *Coelastrum polychordum*, *Willea irregularis* und *Nephrocytium aghardianum*.

Auch die Crypto- und Chrysophyceae zeigten in diesem Zeitraum eine Zunahme ihres Biomasseanteiles.

Die prozentuelle Verteilung der Algengruppen des Epilimnions unterscheidet sich wesentlich von der Verteilung der Algengruppen des Wasserkörpers von 0 bis 30 m. Dieser Unterschied kommt dadurch zustande, dass sich die Blaualge *Planktothrix*

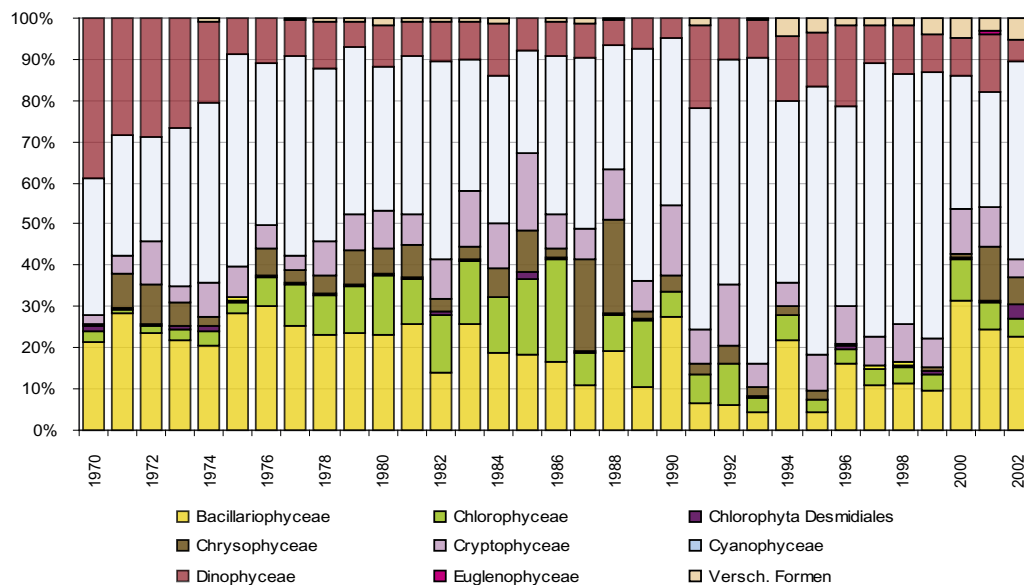


Abb. 28: Prozentueller Anteil der Algengruppen an der Biomasse im Epilimnion (0 - 6 m) von 1970 bis 2002.

rubescens während der Sommermonate in die tieferen Bereiche des Sees zurückzieht und im Epilimnion fehlt. Dadurch konnten im Epilimnion Vertreter der Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae und Dinophyceae gemeinsam rund 50 % der Algenbiomasse bilden (Abb. 28).

Als Besonderheit des Wörthersees ist das Vorherrschen der Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens* im pflanzlichen Plankton hervorzuheben. Diese Alge zeigt Jahr für Jahr das selbe Verhalten. Als kaltstenotherme Art, kann sie in manchen Jahren während der kalten Jahreszeit, zur Zeit der Zirkulation an der Wasseroberfläche einen „roten Teppich“ bildend, gesehen werden. Mit der Frühjahrszirkulation gelangt der im Tiefenwasser gelöste Phosphor nach oben und steht den Algen als Nährstoff zur Verfügung. Im Wörthersee ist die Burgunderblutalge zu diesem Zeitpunkt bereit die Nährstoffe aufzunehmen und sich in weiterer Folge zu vermehren. Es ist fast ausschließlich diese eine Art, die das Wörtherseep plankton im Frühjahr prägt, und die Nährstoffe der Oberflächenschicht bindet.

Mit zunehmender Erwärmung zieht sich die Alge in die Tiefe zurück, wodurch dem Epilimnion mit der Algenbiomasse auch Phosphor entzogen wird. Das Verhalten von *Planktothrix rubescens* trägt dazu bei, dass das Epilimnion des Wörthersees während der Sommermonate einen oligotrophen Charakter hat und somit die Badequalität des Sees positiv beeinflusst.

Am Beispiel des Untersuchungsjahres 1999 wird das Wanderverhalten von *P. rubescens* sichtbar. Von Mai bis September war *P. rubescens* im Epilimnion mit minimalen Algenbiomassen von 277 bis 860 mg/m³ vorhanden, wohingegen im Metalimnion Werte zwischen 7.350 und 1.100 mg/m³ zu messen waren (Abb. 29).

Von Jänner bis April war *Planktothrix rubescens* relativ gleichmäßig von 0 bis 15 m verteilt. Von Mai bis September schichtete sie sich mit durchschnittlich 80% zwischen 9 und 12 m Tiefe ein, um sich im Herbst wieder in der Wassersäule von 0 bis 15 m zu verteilen (Abb. 29). Das ganze Jahr über stellte *P. rubescens* rund 90 % des Algenplanktons.

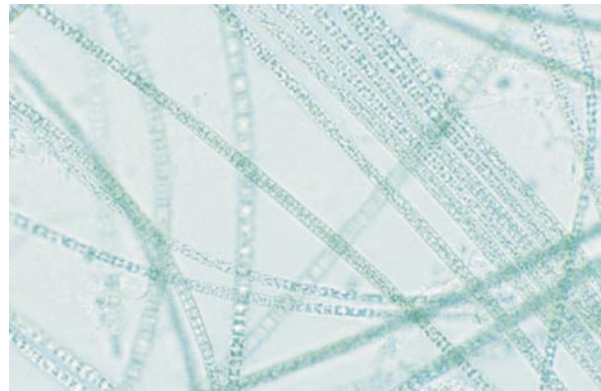


Foto 3: *Planktothrix rubescens*. Foto: M. Mairitsch

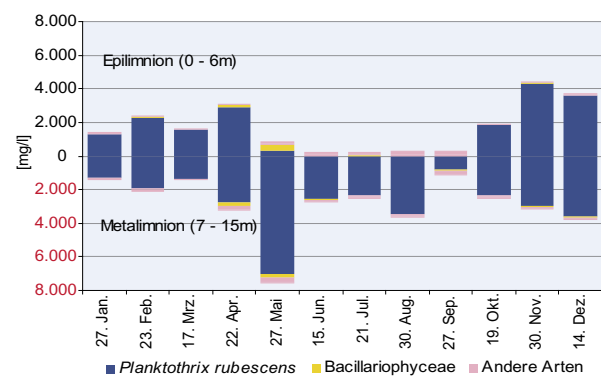


Abb. 29: Verteilung der Algenbiomassen (g/m²) im Epilimnion (0 - 6 m) und Metalimnion (7 - 15 m) im Jahr 1999.

In Abb. 30 ist die prozentuelle Verteilung der Algengruppen verteilt auf die drei Wasserkörper Epilimnion (0 - 6 m), Metalimnion (7 - 15 m) und Hypolimnion (16 - 30 m) dargestellt.

Daraus ist die Änderung der Artenzusammensetzung innerhalb eines Jahres, vorwiegend die des Epilimnions, zu erkennen. Erst im Juli führt der Rückzug von *P. rubescens* als kälteliebende Form in die Tiefe zur Dominanz anderer Algengruppen wie der Bacillariophyceae, Dinophyceae und Cryptophyceae. Von April auf Mai nahm die Algenbiomasse im Epilimnion von 3.124 auf 860 mg/l ab und sank im Juli auf eine minimale mittlere Biomasse von 273 mg/l.

Diese Werte zeigen den oligotrophen Zustand des Epilimnions an. So erfreulich dieser Tatbestand, vor allem für die Badesaison ist, so könnte er doch dazu verleiten, das vorhandene Nährstoffpotential zu unterschätzen. Zudem ist die Frage nicht geklärt, warum die Cyanophyceae mit *P. rubescens* im Wörthersee so dominant sind, und

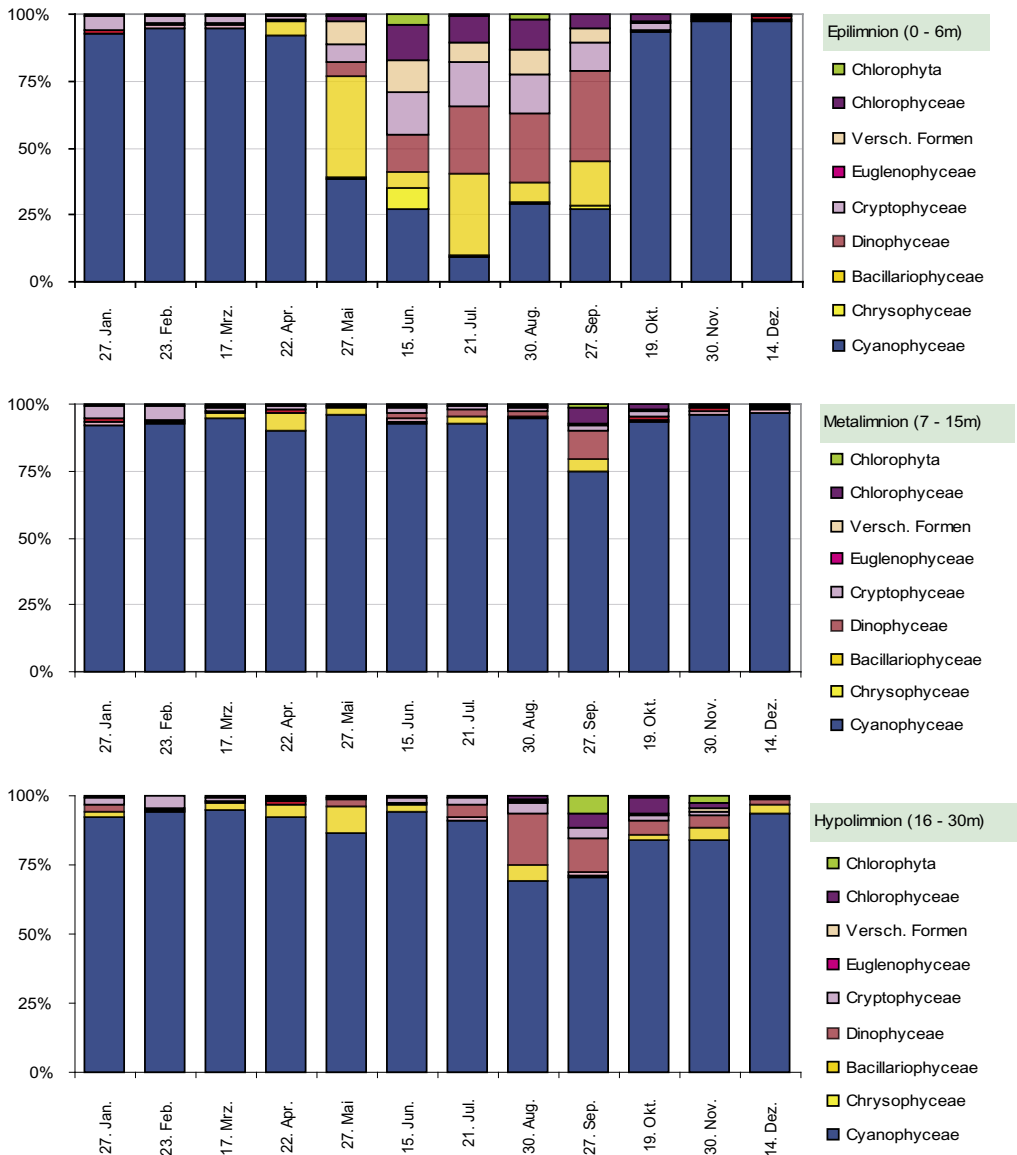


Abb. 30: Prozentuelle Verteilung der Algengruppen auf das Epilimnion (0 - 6 m), Metalimnion (7 - 15 m) und Hypolimnion (16 - 30 m) im Jahr 1999.

in anderen Seen mit ähnlichen Nährstoffbedingungen nicht.

Im Metalimnion waren mit Ausnahme des Monats September (75 %) die Cyanophyceae mit rund 90 % der Algenbiomasse vertreten. Auch im Hypolimnion dominierten die Cyanophyceae fast das ganze Jahr mit rund 90 %, lediglich im August (ca. 20 %) und September (ca. 10 %) erzielten die Dinophyceae höhere Werte.

Abb. 31 zeigt die räumliche Verteilung von *P. rubescens* im Verlauf des Jahres 1999. Bis März ist eine gleichmäßige Verteilung über die Wassersäule von 0 bis 30 m zu erkennen. Von April bis Mai beginnt die Einschichtung zwischen 9 und 12 m. Von Mai bis September sind rund 80 % der Population in dieser Tiefe zu finden. Von September bis Dezember ist wieder eine gleichmäßigere Verteilung zu erkennen.

Um zu sehen, wie weit sich die Biomasseproduktion von *P. rubescens* im Gesamt-Phosphorgehalt des Wörthersees widerspiegelt, wurden die Vertikalprofile der beiden Parameter für das Untersuchungsjahr 1999 in einer Grafik (Abb. 32) dargestellt.

Für diesen Vergleich wurden die Inhalte je Meter Wasserschicht des Wörthersees der beiden Parameter berechnet. *P. rubescens* wird in Tonnen von 0 bis 30 m und der Gesamt-Phosphor in Kilogramm von 0 bis 80 m angegeben. Von Jänner bis April war eine Zunahme des Gesamt-Phosphors in der Wasserschicht von 0 bis 30 m zu erkennen. Mit dem Einsetzen der Zirkulation im Februar kam es zu einer gleichmäßigeren Verteilung des Gesamt-Phosphors in den obersten 30 m. Im April reagiert *P. rubescens* mit einer Zunahme ihrer Biomasse und schichtet sich in der Wasserschicht von 0 bis 10 m mit je 50 t ein.

Von Mai bis September befindet sich *P. rubescens* in Tiefen zwischen 8 und 15 m, wo sie mit Werten zwischen 310 und 113 t vorkommt. Gleichzeitig sind in den entsprechenden Tiefen für den Gesamt-Phosphor Anreicherungen (zwischen 408 und 1.094 kg) zu erkennen, die aus der Tatsache resultieren, dass der in der Biomasse von *P. rubescens* festgelegte Phosphor mit dem Gesamt-Phosphor mit bestimmt wird. Im Wörthersee weist daher der hohe Phosphorgehalt im Metalimnion auf die Einschichtung der Blaualge *P. rubescens* hin.

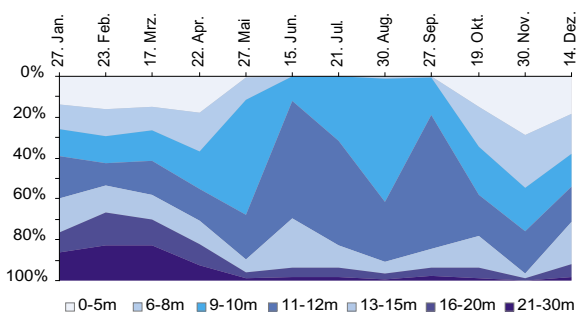


Abb. 31: Vertikale Verteilung von *Planktothrix rubescens* im Jahr 1999.

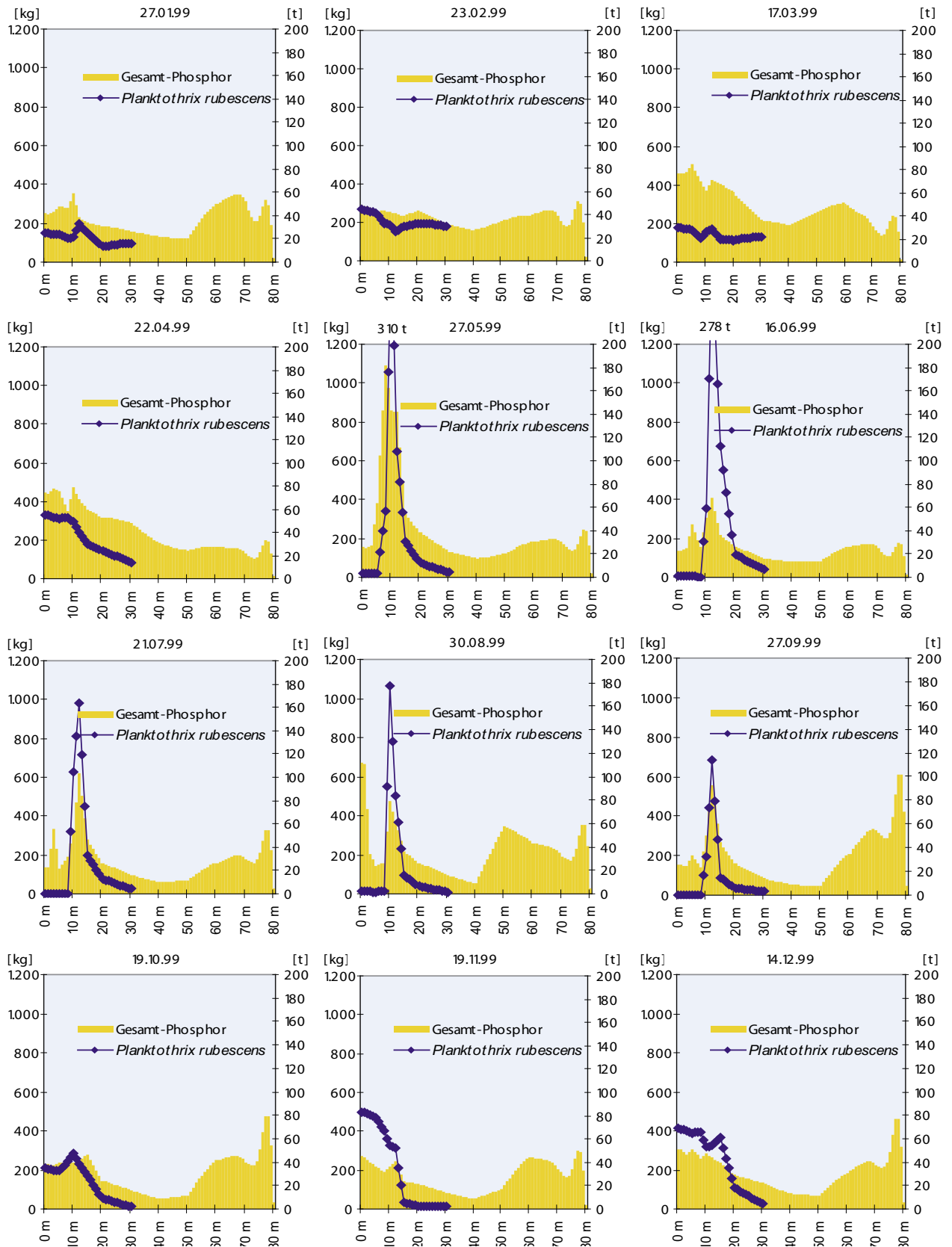


Abb. 32: Gesamt-Phosphor-Inhalt (kg) verglichen mit Inhalt von *Planktothrix rubescens* (t) im Vertikalprofil des Jahres 1999.

Zooplankton

Unter Zooplankton versteht man die Gesamtheit der im Wasser schwebenden tierischen Lebewesen, die keine oder nur eine geringe Eigenbewegung haben, so dass Ortsveränderungen überwiegend durch Wasserströmungen erfolgen.

Planktonorganismen haben meist besondere Körperformen, die das Absinken im Wasser verlangsamen, wie z. B. lange Körperfortsätze in Form von Borsten, Haaren und Stacheln, Ölkugeln oder Gasblasen. Häufig sind ihre Körper transparent und sind daher im Wasser schwer zu erkennen: ein Schutz vor ihren Fressfeinden.

Zum Zooplankton der Binnengewässer zählen im Wesentlichen Rädertiere (Rotatoria), Kleinkrebse (Crustacea) und Wimpertiere (Ciliata).

Im Wörthersee fanden sich Vertreter der Rotatorien und Crustaceen im Zooplankton, die Gruppe der Ciliaten wurde nicht untersucht.

Während des Untersuchungszeitraumes konnten im Wörthersee insgesamt 39 Zooplankter nachgewiesen werden. Der See beherbergt 13 verschiedene Crustaceenarten, repräsentiert durch 8 Cladoceren- und 5 Copepodenarten sowie 26 Rotatorienarten. Tab. 7 gibt eine Übersicht sämtlicher in Planktonfängen aufgetretener Arten.

Die durchschnittliche Gesamtbiomasse (Trockengewicht) des Zooplanktons betrug im Jahr 1999 140,95 mg/m³. Die mittlere Biomasse der Crustaceen betrug 140,84 mg/m³, die sich aus 123,02 mg/m³ Copepoden und 17,01 mg/m³ Cladoceren zusammensetzte. Der Anteil der Rotatorien an der Gesamt-Zooplanktonbiomasse war mit 0,1 mg/m³ verschwindend gering, was nicht zuletzt auf ihre geringe Größe sondern auch auf die im Vergleich zu anderen Seen relativ geringe Individuenzahl zurückzuführen ist. Jedoch waren bezüglich der Arten- und Individuenzahl die Rotatorien den Crustaceen überlegen. Vergleicht man die Biomasse des Wörthersees mit der von Seen unterschiedlicher Trophiestufen, liegt der Wörthersee im Bereich der Biomasse jener oligotropher Seen.

Tab. 7: Artenliste des Zooplanktons des Wörthersees (* gekennzeichnet Arten die von FINDENEK (1943) oder von KIEFER (1960) bestimmt wurden und wieder angetroffen wurden, (* kennzeichnet Arten die von oben genannten Autoren bestimmt und nicht mehr nachgewiesen wurden.

Rotatoria

Anuraeopsis fissa
Ascomorpha ecaudis
Ascomorpha ovalis
Ascomorpha saltans
Asplanchna priodonta
Brachionus angularis
Brachionus calyciflorus
Cephalodella cattelina
Conochilus unicornis
Filinia longiseta
Gastropus stylifer
Kellicottia longispina
Keratella cochlearis
Keratella hiemalis
Keratella quadrata
Lecane closteroerca
Lecane flexilis
Lepadella patella
Notholca acuminata
Notholca squamula
Polyarthra vulgaris-dolichoptera
Pompholyx sulcata
Synchaeta tremula-oblonga
Synchaeta stylata-pectinata
Trichocerca similis
Trichocerca rousseleti

Cladocera

Bosmina longirostris / coregoni •
Daphnia cucullata •
Daphnia hyalina •
Daphnia longispina •
Daphnia pulex •
Diaphanosoma brachyurum •
Leptodora kindti •

Copepoda

Cyclops sp.
Cyclops abyssourm *
Cyclops bohater •
Cyclops strenuus *
Eudiaptomus gracilis •
Mesocyclops leuckarti •
Paracyclops affinis
Thermocyclops crassus
Thermocyclops hyalina *

Nach den Angaben der Tab. 8 herrschen Rotatorien und Cladoceren in eutrophen Seen vor.

Ein geringer Prozentanteil (0,1 - 1,5) der Rotatorien und ein hoher der Copepoden sind in oligotrophen Seen zu finden. Der Wörthersee reiht sich aufgrund der prozentuellen Verteilung der Zooplankton-Biomasse zu den oligotrophen Seen. Das kann über die geringe Phytoplankton-Biomasse aufgrund der Nährstoffverknappung im Epilimnion, während der Vegetationsperiode, infolge der Phosphorbindung durch *Planktothrix rubescens* erklärt werden. In mesotrophen Seen scheinen die Cladoceren an der Zooplanktonbiomasse einen dominierenden Platz einzunehmen.

Tab. 8: Vergleich der Zusammensetzung der Zooplanktonbiomasse von Seen unterschiedlicher Trophiestufen (O = oligotroph, M = mesotroph, E = eutroph; polym. = polymiktisch, dim. = dimiktisch und merom. = meromiktisch).

| See | mittlere Biomasse [mg/m ³] | Rotatoria % | Cladocera % | Copepoda % | Trophie | Mixis | Autor |
|------------------------|--|-------------|-------------|------------|---------|--------|-------------------|
| Weizelsdorfer Badensee | 19,3 | 1,1 | 39,3 | 59,6 | O | polym. | FRESNER (1995) |
| Ratzteich | 23,5 | 1,3 | 35,7 | 63 | O | polym. | FRESNER (1995) |
| Ferlacher Badensee | 96,6 | 0,1 | 32,6 | 67,3 | O | dim. | FRESNER (1995) |
| Ossiacher See | 246,7 | 0,01 | 11 | 89 | O - M | dim. | FRESNER (1999) |
| Wörthersee | 141 | 0,1 | 12,6 | 87,3 | M | merom. | FRESNER (Abb. 34) |
| Keutschacher See | 137 | 4,4 | 10,2 | 85,4 | M | dim. | RAKOBITSCH (1980) |
| Feldsee | 67 | 3 | 74,6 | 22,4 | M | dim. | SCHARF (1995) |
| Piburger See | 148 | 26,3 | 66,9 | 6,8 | M | dim. | SCHABER (1974) |
| Ossiacher See | 31,1 | 3,4 | 38,6 | 58 | M - E | dim. | WAPPIS (1980) |
| Hafnersee | 494 | 25,5 | 9,5 | 65 | E | dim. | RAKOBITSCH (1980) |
| Piburger See | 247 | 52,6 | 44,1 | 3,3 | E | dim. | SCHABER (1974) |

Jänner bis März war im Wörthersee eine Abnahme der Zooplanktonbiomasse von 173 auf 24 mg/m³ beobachtet worden.

Für diesen Einbruch sind wohl mehrere Faktoren verantwortlich. Ein Grund für die Abnahme ist die Nahrungsqualität. Die Menge der fressbaren Algen nahm von Februar auf März von 101 auf 27 mg/m³ ab und gleichzeitig dominierte *Planktothrix rubescens*, die schwer fressbar ist. Auf diese Nahrungssituation reagierten vor allem die Nauplien von *Eudiaptomus gracilis* mit einer hohen Mortalitätsrate. Faktoren wie Fraßdruck, Konkurrenz, Temperatur und Verluste durch Zirkulation nehmen ebenfalls Einfluss auf die Entwicklung der Populationen. Von April bis November war ein stetiges Ansteigen der Zooplanktonbiomasse zu erkennen. Von November bis Dezember sank mit der Zirkulation die Biomasse von 235 auf 158 mg/m³ ab (Abb. 33).

Aus Abb. 34 wird ersichtlich, dass die Copepoden die Biomasse das ganze Jahr über dominierten. Der Anteil der Copepoden lag zwischen 75 und 97 % und der der Cladoceren zwischen 2 und 25 %.

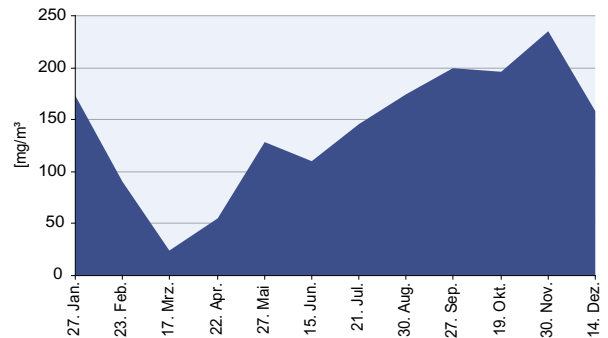


Abb. 33: Biomasse (mg/m³) des Zooplanktons im Jahr 1999.

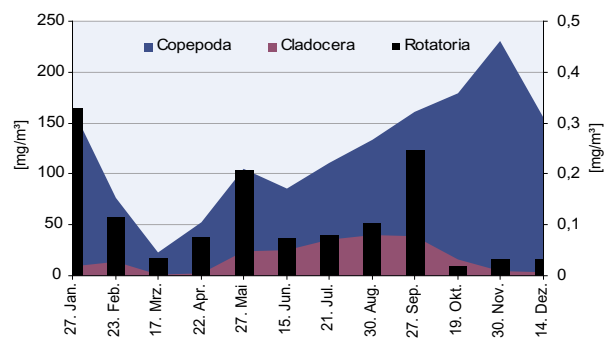


Abb. 34: Verteilung der Biomasse (mg/m³) auf die Zooplanktongruppen: Copepoda, Cladocera und Rotatoria im Jahr 1999.

Artenspektrum der Rotatorien

Die Rotatorien (Rädertiere) zählen taxonomisch gesehen zur Klasse der Nemathelminthes (Schlauchwürmer), und stellen eine kaum überschaubare Formenfülle dar.

Ihre Körper zeigen fast alle Übergänge von wurmartig gestreckter bis zu kelch- und sackförmiger oder kugeliger Gestalt. In ihrer überwiegenden Mehrzahl sind die Rädertiere weltweit verbreitete Bewohner des Süßwassers, wo sie hauptsächlich in Seen, Teichen oder Tümpeln in geringer Anzahl aber auch in Flüssen und Bächen vorkommen. Sie sind kleine (40 µm bis 1 mm lange) Vielzeller mit Wimpernfeldern (Corona) am offenen Vorderende. Ihr Körper gliedert sich in einen Kopf-, Rumpf- und Fußabschnitt. Es existieren etwa 2.000 verschiedene Arten. Die Nahrung (Bakterien, Algen, Urtierchen etc.) wird als Strudler, Weidegänger, Sauger, Greifer oder Reusenfänger über den Mund aufgenommen und im Kaumagen (Mastax) verdaut. Die Hauptmasse der Rotatorien pflanzen sich sowohl auf geschlechtlichem als auch auf parthenogenetischem (Jungfernzeugung) Wege fort. Männchen wurden bisher nur für einen Teil der Arten nachgewiesen.

Die Rädertiere sind im Wörthersee durch 26 Arten vertreten (Tab. 8). Nur 6 Arten davon kommen perennierend vor, die nachfolgend in absteigender Reihenfolge ihrer Abundanzen genannt sind. *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Kellicottia longispina*, *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*, *Synchaeta tremula-oblonga* und *Filinia longiseta* waren in allen Proben vorhanden. Die beiden das Rotatorienplankton dominierenden *Keratella*-Arten sind Vertreter der Familie der Brachioniden und sind in Kärnten weit verbreitet.

***Keratella cochlearis* (GOSSE, 1851)**

K. cochlearis (Foto 4) als eurytherme Art ist in fast allen stehenden Gewässern vorkommend, lediglich acide und hypertrophierte Gewässer werden gemieden (KOSTE, 1978). HERZIG (1987) beschreibt sie als eine typisch perennierende Art, die ihren Peak zu einem beliebigen Zeitpunkt ausbildet. Im Wörthersee bildete *K. cochlearis* am 30. August 1999 ihre maximale Abundanz mit 408.000 Ind./m³.



Foto 4: *Keratella cochlearis*. Foto: G. Santner

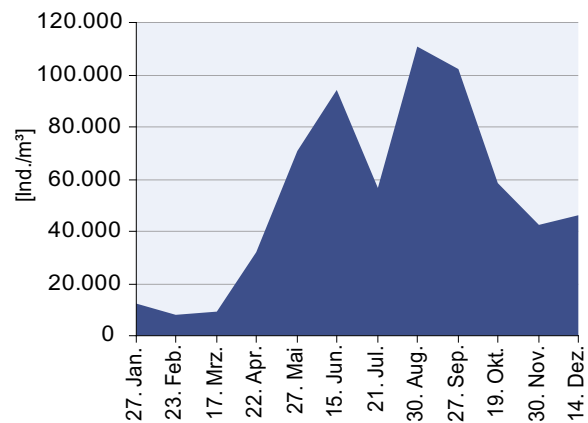


Abb. 35: Abundanzverlauf von *Keratella cochlearis* im Jahr 1999.

Ein zweiter geringerer Peak war kurz zuvor am 15. Juni mit einer mittleren Dichte von 94.200 Ind./m³ ermittelt worden (Abb. 35).

Im Ossiacher See bildete *K. cochlearis* 1997 sowohl im Frühsommer (Juni) als auch im Herbst ein Populationsmaximum (FRESNER, 1999). Dieser saisonale Abundanzverlauf mit Entwicklungsmaxima im Frühjahr und im Herbst wurde im Ossiacher See auch von WAPPIS (1980) beobachtet. Im Feldsee beobachtete SCHARF (1995) ebenfalls einen zweigipfeligen Abundanzverlauf (Frühjahr und Sommer).

Diese Beobachtungen beschreiben *K. cochlearis* als eine Art mit einem variablen, zweigipfeligen saisonalen Abundanzverlauf.

Im Wörthersee kristallisierte sich für *K. cochlearis* in Monaten mit hohen Abundanzen (Sommer) eine bevorzugte Aufenthaltstiefe zwischen 10 und 12 m heraus. Während hingegen bei niedrigen Abundanzen eine gleichmäßigere Verteilung von 3 bis 40 m Tiefe zu verzeichnen war.

Auffälligerweise schichtete sie sich in den Sommermonaten in der selben Tiefenzone wie die Burgunderblutalge ein. Möglicherweise war die Nahrungskonkurrenz mit *Daphnia hyalina*, die sich in den oberen Wasserschichten aufhielt, ausschlaggebend für das Besiedeln dieser Wassertiefen. Die fädige *Planktothrix rubescens* kommt jedoch aufgrund ihrer Form als Beuteobjekt für *K. cochlearis* nicht in Frage, noch beeinträchtigt sie die Nahrungsaufnahme. Viel eher kommen Algen wie: *Cyclotella ocellata*, *Cyclotella* sp., *Cryptomonas* sp., *Rhodomonas minuta* var. *nannoplantica* und kleine begeißelte Formen in Frage, die in diesen Wassertiefen mit Biomassen zwischen 10 und 20 mg/m³ gleichzeitig vergesellschaftet waren. Zu beobachten war auch, dass *K. cochlearis* in den Sommermonaten von Mai bis Juli erst ab 3 m Tiefe anzutreffen war.

***Keratella quadrata* O.F. MÜLLER 1786**

K. quadrata ist als Kosmopolit und eurytherme Art im Süß- und Salzwasser weit verbreitet und meidet, so wie ihre Verwandte, *K. cochlearis*, acide und hypertrophe Gewässer.

Als Nahrung werden von KOSTE (1978) Chrysoomonaden, Rhodomonaden sowie coccale Algen angegeben.

Im Wörthersee entwickelte *K. quadrata* ein erstes Maximum im Jänner mit 43.600 Ind./m³ und ein zweites größeres im Juni mit 58.473 Ind./m³. Der zweite Peak fand zeitgleich mit dem ersten von *K. cochlearis* am 15. Juni statt, wobei *K. quadrata* ihre maximale Individuendichte mit 179.000 Ind./m³ in 12 m Tiefe hatte, also etwas unterhalb der von *K. cochlearis*.

Während *K. cochlearis* den ganzen Sommer in hohen Abundanzen anzutreffen war, nahm die Population von *K. quadrata* ab und verzeichnete erst ab November wieder einen Anstieg (Abb. 36). Von Jänner bis April war *K. quadrata* auch im

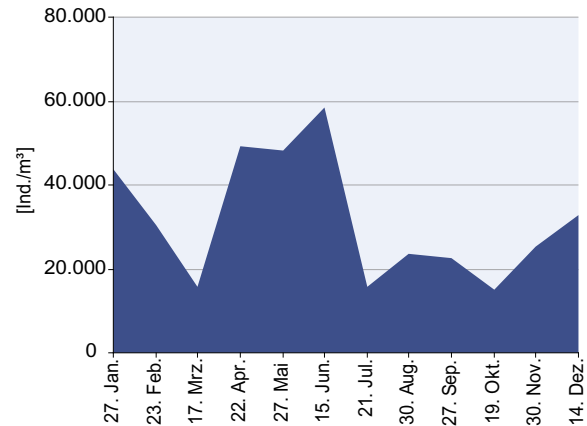


Abb. 36: Abundanzverlauf von *Keratella quadrata* im Jahr 1999.

Epilimnion (0 - 6 m) häufig. Im Mai war sie ab einer Tiefe von 3 m anzutreffen, im Juni und Juli fehlte sie im Epilimnion. Im Juli waren in 5 m Tiefe 23,1 °C zu messen. Am 30. August sank die Temperatur des Epilimnions von 0 bis 6 m Tiefe auf 21,6 °C ab, und eine dünne Besiedelung mit *K. quadrata* fand statt. Diese Art scheint Temperaturen über 20 °C zu meiden. Beobachtungen von WAPPIS (1980), RAKOBITSCH (1980) und SCHARF (1995) zeigten, dass *K. quadrata* dem Konkurrenzdruck der in der Überzahl vorhandenen *K. cochlearis* durch das Aufsuchen tieferer Wasserschichten auswich.

Wie aus Abb. 37 ersichtlich ist, halten sich beide *Keratella*-Arten während des Sommers bevorzugt in Tiefen zwischen 10 und 20 m auf. Eine Konkurrenz um die gleiche Nahrungsressource vermieden die beiden Arten durch zeitlich verschiedene Populationsmaxima und nicht wie im Ossiacher See (WAPPIS, 1980) beobachtet wurde, durch das Aufsuchen tieferer Wasserschichten.

Als Beuteorganismen stehen im Wörthersee Phytoplankton-Arten wie *Rhodomonas minuta* var. *nannoplantica*, *R. lens*, *Cryptomonas* sp., *Gymnodinium* sp., *Cyclotella* sp. und kleine begeißelte Formen zur Verfügung, mit denen *K. quadrata* in den entsprechenden Tiefenstufen vergesellschaftet war. Allgemein darf als zusätzliche Nahrung für Rotatorien Detrituspartikel und Bakterien angenommen werden, die einen nicht unwesentlichen Beitrag zur Energiegewinnung liefern.

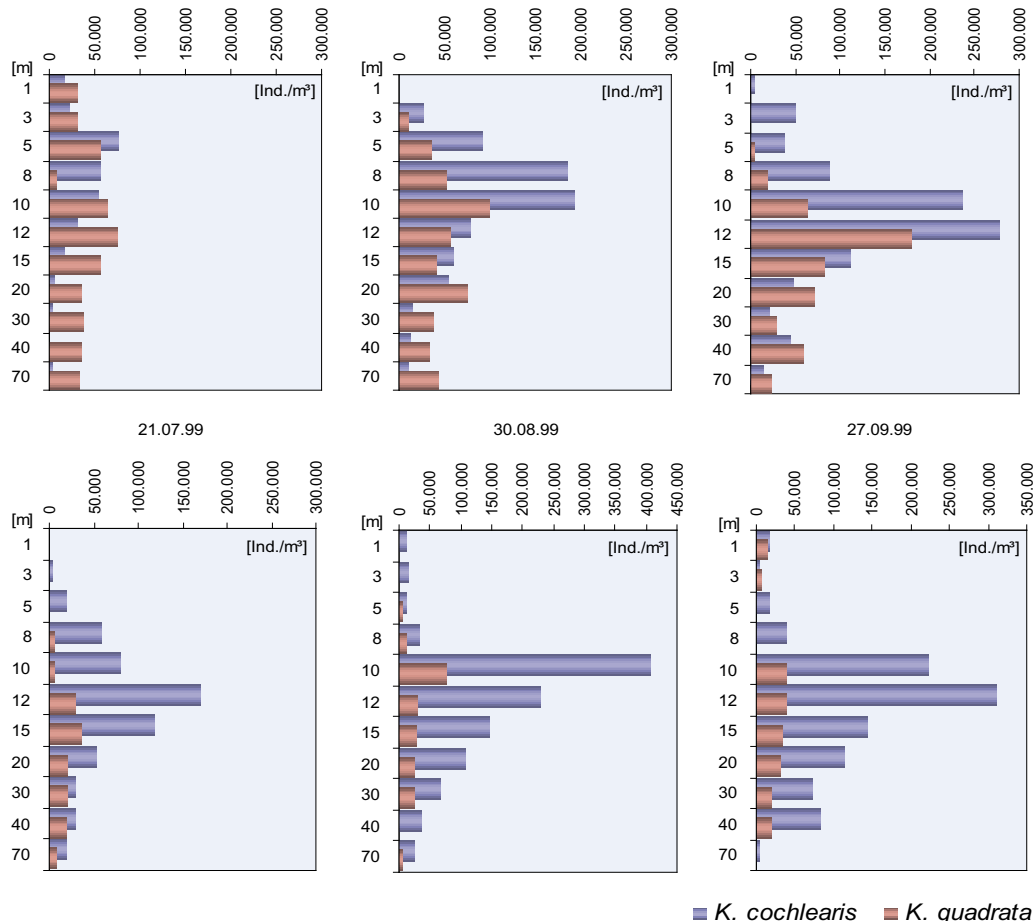


Abb. 37: Verteilung der Abundanzen (Ind./m³) von *Keratella cochlearis* und *K. quadrata* im Vertikalprofil von April bis September 1999.

***Kellicottia longispina* (KELLCOTT, 1879)**

Als ebenfalls im Würthersee perennierende Art ist mit *Kellicottia longispina* ein weiterer Brachionidae zu nennen. Die Art erscheint oft zahlreich im Plankton oligotropher Seen, in Teichen und eutrophen Kleingewässern. Perennierend ist sie meist nur in größeren Gewässern - im Sommer vor allem im Hypolimnion - zu finden. Als Nahrung kommen kleine Phytoflagellaten (POURRIOT, 1965) wie z. B. *Dinobryon* sp. und *Mallomonas* sp. (KOSTE, 1978) in Frage.

Im Würthersee war sie das ganze Jahr über anzutreffen. Eine Hauptentfaltung von *K. longispina* konnte im Frühjahr - Ende April mit 37.564 Ind./m³ - und im Sommer - Ende August mit 35.436 Ind./m³ - festgestellt werden (Abb. 38).

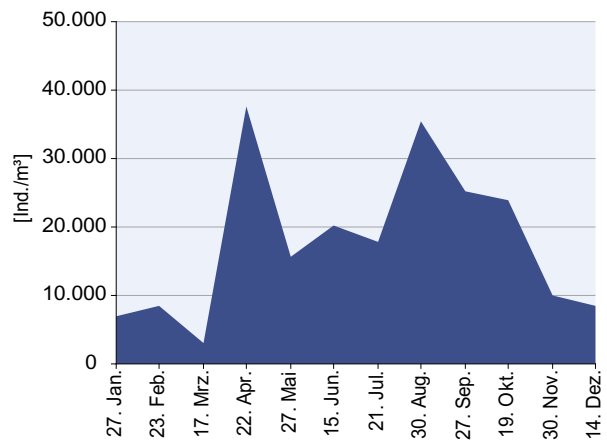


Abb. 38: Abundanzverlauf von *Kellicottia longispina* im Jahr 1999.

Im Laufe der Sommerstagnation zog sich diese Art in das Hypolimnion zurück, was den Beobachtungen vieler Autoren entspricht, die höhere Individuendichten von *K. longispina* in größeren Tiefen registrierten und einen ähnlichen saisonalen Entwicklungsverlauf feststellten (NAUWERCK, 1963; WAPPIS, 1980; FRESNER, 1995). Im Sommer waren zwischen 80 und 90 % der Population von *Kellicottia longispina* in Tiefen zwischen 10 und 15 m anzutreffen, also in und unterhalb der Wasserschicht mit der Hauptentfaltung von *Planktothrix rubescens* (10 und 12 m).

Formenkreis *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*

Als perennierende Form fehlte *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* (Foto 5) zu keiner Probenahme. Die im Wörthersee vorkommenden Vertreter der Gattung *Polyarthra* sind dem durch zahlreiche intermediäre Übergangsformen verbundenen Formenkreis *vulgaris-dolichoptera* zuzuordnen. Laut POURRIOT (1977) ernährt sich diese Art ausschließlich phytophag. Als Nahrung kommen Nanoplanktonalgen wie *Cryptomonas* sp. (POURRIOT, 1977), kleine Chrysomonaden, Flagellaten und kleine chlorococcale Formen (NAUWERCK, 1963) in Frage, die im Wörthersee im Untersuchungs Jahr verfügbar waren. Ihr Nahrungsanspruch gleicht dem von *K. cochlearis*, was sie zu Nahrungskonkurrenten macht.

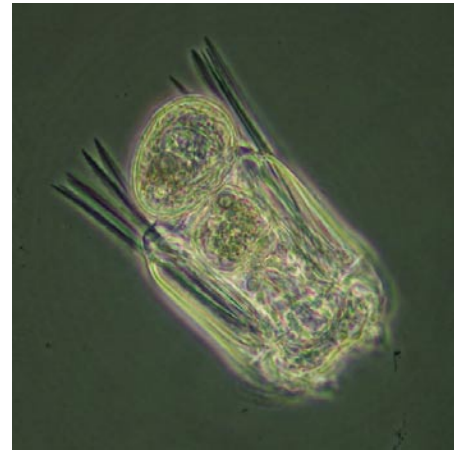


Foto 5: *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*. Foto: G. Santner

Im Wörthersee wurde eine direkte Nahrungskonkurrenz durch eine Trennung der bevorzugten Aufenthaltstiefen umgangen (Abb. 39).

Während der sommerlichen Stagnation besiedelt *P. vulgaris-dolichoptera* mit dem überwiegenden Teil ihrer ohnehin wesentlich kleineren Population als die von *K. cochlearis* die oberen Wasserschichten. Das selbe Verhalten der beiden Arten wurde für das tiefere Westbecken des Ossiacher Sees von WAPPIS (1980) und FRESNER (1999) beschrieben. Im seichteren Ostbecken des Ossiacher Sees waren die Entwicklungsmaxima der beiden Arten nicht räumlich sondern zeitlich getrennt (FRESNER, 1999).

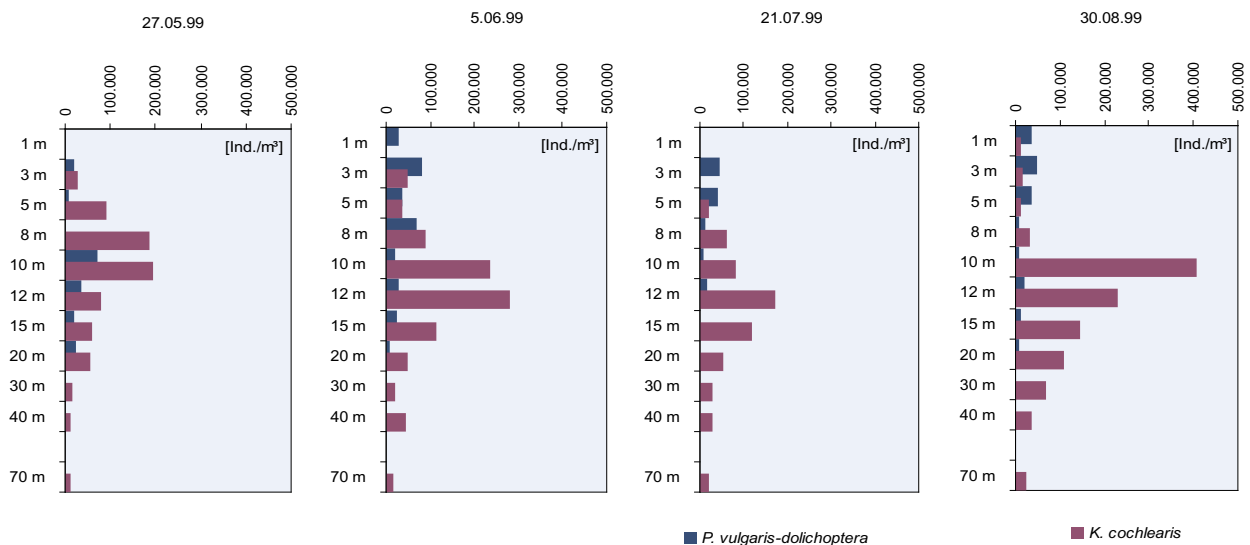


Abb. 39: Verteilung der Abundanzen (Ind./m³) von *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* und *Keratella cochlearis* im Vertikalprofil von April bis September 1999.

Eine zeitliche Trennung der saisonalen Populationsentwicklung von *K. cochlearis* und *P. vulgaris-dolichoptera* ist von FRESNER (1995) ebenso für Baggerseen (Weizelsdorfer Badensee, Ratzteich und Ferlacher Badensee) mit geringer Tiefe (max. 12 m) beschrieben worden.

Im Wörthersee war die Population von *P. vulgaris-dolichoptera* durch ein starkes Oszillieren ihrer Abundanzen im Jahresverlauf geprägt. Ihre Individuendichten schwankten zwischen 1.564 Ind./m³ am 17. März und 27.891 Ind./m³ am 15. Juni (Abb. 40).

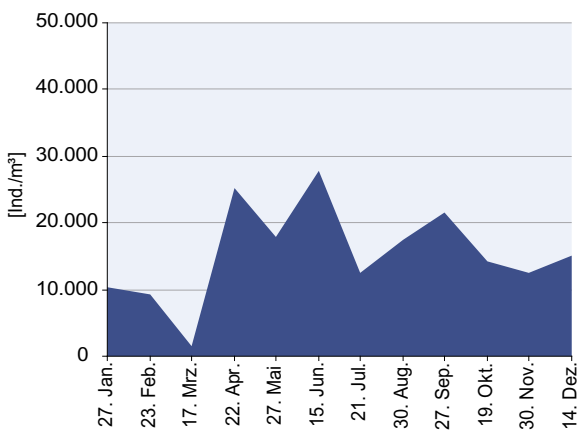


Abb. 40: Abundanzverlauf von *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* im Jahr 1999.

Formenkreis *Synchaeta tremula-oblonga* und *S. stylata-pectinata*

Die Gattung *Synchaeta* (Foto 6) war im Wörthersee durch zwei Formenkreise - *Synchaeta tremula-oblonga* und *S. stylata-pectinata* - vertreten, die durch eine Reihe von Übergangs- und Saisonformen verbunden sind.

S. tremula-oblonga war das ganze Jahr über im Plankton des Sees mit bescheidenen Abundanzen anzutreffen. Im Frühjahr war ein Populationsanstieg zu verzeichnen, am 22. April erzielte sie mit 2.055 Ind./m³ ihr Maximum (Abb. 41).

Im Sommer zog sie sich vom Epilimnion ins Metalimnion zurück. Erst mit der herbstlichen Abkühlung des Sees besiedelte sie wieder das Epilimnion.

KOSTE (1978) beschreibt sie als kaltstenotherme Art mit Maxima im Frühjahr und Herbst, die sich von pelagischen einzelligen Algen, wie z.B. *Cryptomonas*, ernährt.

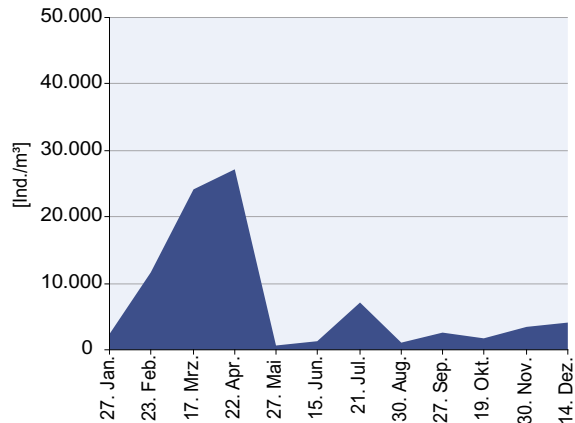


Abb. 41: Abundanzverlauf von *Synchaeta tremula-oblonga* im Jahr 1999.

In Kärntner Baggerseen erzielte *S. tremula-oblonga* vorwiegend im Sommer und gelegentlich auch im Herbst ihre Populationsmaxima, die von hohen Abundanzen (über 100.000 Ind./m³) geprägt waren (FRESNER, 1995).

Bemerkenswert ist, dass die oberen Wasserschichten auch im Sommer dicht besiedelt waren. Im Ossiacher See verzeichnete WAPPIS (1980) im Frühjahr und Hochsommer Maxima. Allerdings ähnlich wie im Wörthersee mit niedrigen Abundanzen und bevorzugtem Aufenthalt im Metalimnion.

Für *S. tremula-oblonga* schien die Temperatur ausschlaggebend für den Aufenthalt in tieferen Bereichen eines geschichteten Sees zu sein, was ihr die Bezeichnung kaltstenotherm eintrug. Möglicherweise aber tragen auch Nahrungs-



Foto 6: *Synchaeta* sp.. Foto: G. Santner

konkurrenz und der Druck invertebrater Predatoren zum Rückzug in die Tiefe bei. Dafür spricht, dass in seichteren Seen sommerliche Populationsmaxima in den oberen Wasserschichten beobachtet werden konnten.

S. stylata-pectianta kommt im Sommerplankton von oligo-mesotrophen Stillgewässern sowie in Niederungsflüssen vor (KOSTE, 1978).

S. stylata-pectinata war im Wörthersee von Februar bis Juni verbreitet. Im April hatte sie mit durchschnittlichen 1.945 Ind./m³ ihr Populationsmaximum erreicht. Fast 70% der Population befanden sich zu diesem Zeitpunkt im Epilimnion (0 - 6 m). Im Weizelsdorfer Badensee war *S. stylata-pectinata* im Sommerplankton von April bis November vertreten und war, wie im Wörthersee, in den oberen Wasserschichten bis 4 m mit mehr als 70 % ihrer Population anzutreffen.

***Filinia longiseta* (EHRBERG, 1834)**

Filinia longiseta trat im Wörthersee im Untersuchungszeitraum zu jedem Probetermin mit geringen Individuendichten (zwischen 120 und 1.460 Ind./m³) auf (Abb. 42). Während sie im Frühjahr und Herbst auch im Epilimnion anzutreffen war, besiedelte sie im Sommer ausschließlich das Hypolimnion.

Hier waren von Mai bis Oktober 90 % der Population in Tiefen zwischen 12 und 20 m vorhanden. Als Nahrung fand sie hier herabsinkende Detrituspartikel, Bakterien sowie coccale Formen. Eine Massentwicklung im Frühjahr oder

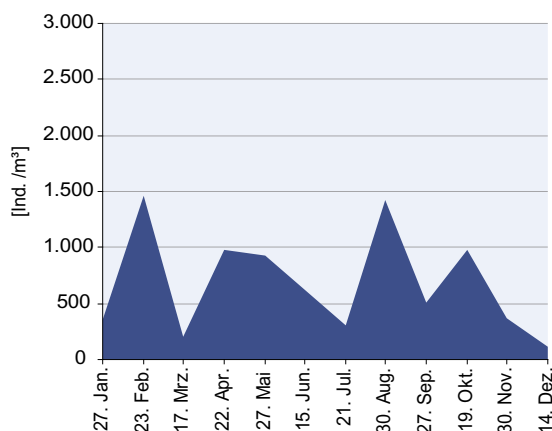


Abb. 42: Abundanzverlauf von *Filinia longiseta* im Jahr 1999.

Herbst, wie sie von anderen Autoren (RAKOBITSCH, 1980; SOMMER, 1996; KOSTE, 1978) beobachtet wurde, war im Wörthersee nicht festzustellen.

***Gastropus stylifer* IMHOF 1891 und *Ascomorpha ovalis* (BERGENDAHL, 1892)**

Als weitere häufig im Rotatorienplankton auftretende Arten müssen *Ascomorpha ovalis* (Foto 7) und *Gastropus stylifer*, zwei Vertreter der Familie der Gastropodidae, genannt werden.



Foto 7: *Ascomorpha ovalis*. Foto: G. Santner

Ihr Auftreten und ihre Entwicklung hängt eng mit der Entfaltung ihres Nahrungsspektrums zusammen. Sie ernähren sich von Peridineen, die mit dem Pharyngealrohr angebohrt und ausgesaugt werden.

A. ovalis kam von Februar bis Dezember im Plankton vor und entwickelte von Mai bis Oktober zwei Peaks. Von Februar bis April waren zwischen 18 und 60 Ind./m³ ermittelt worden. Ein erster deutlicher Anstieg war im Juni mit 3.218 Ind./m³ zu verzeichnen. Ein zweites Maximum wurde im September mit 8.436 Ind./m³ erzielt. Im Dezember war die Population wieder bis auf wenige Organismen (40 Ind./m³) geschrumpft (Abb. 43).

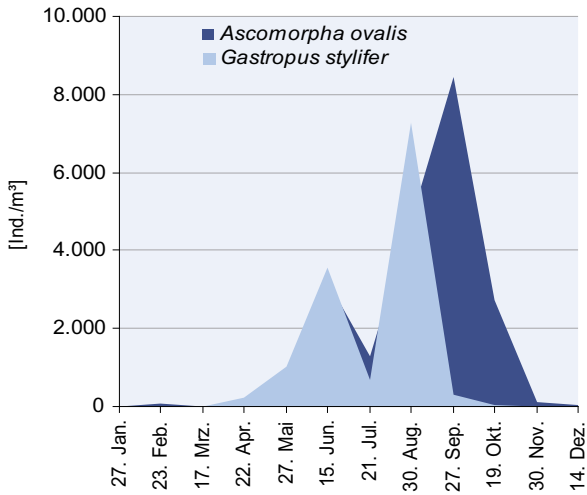


Abb. 43: Abundanzverlauf von *Gastropus stylifer* und *Ascomorpha ovalis* im Jahr 1999.

G. stylifer bildete zeitgleich mit *A. ovalis* ein erstes Entwicklungsmaximum am 15. Juni mit 3.564 Ind./m³, ihr zweites höheres erzielte sie im August. Zusammen mit den Peridineen besiedelten die beiden Arten mit ca. 70 % ihrer Populationen das Epi- und Metalimnion. Das Populationswachstum beider Arten war eng korreliert mit dem Wachstum der Peridineen (*Ceratium hirundinella* und *Peridinium* sp.), denen sie ins Epilimnion folgten.

Mit dem Rückgang der Peridineen nahmen zeitverzögert auch die Bestandsdichten der beiden Gastropodiden ab (Abb. 44).

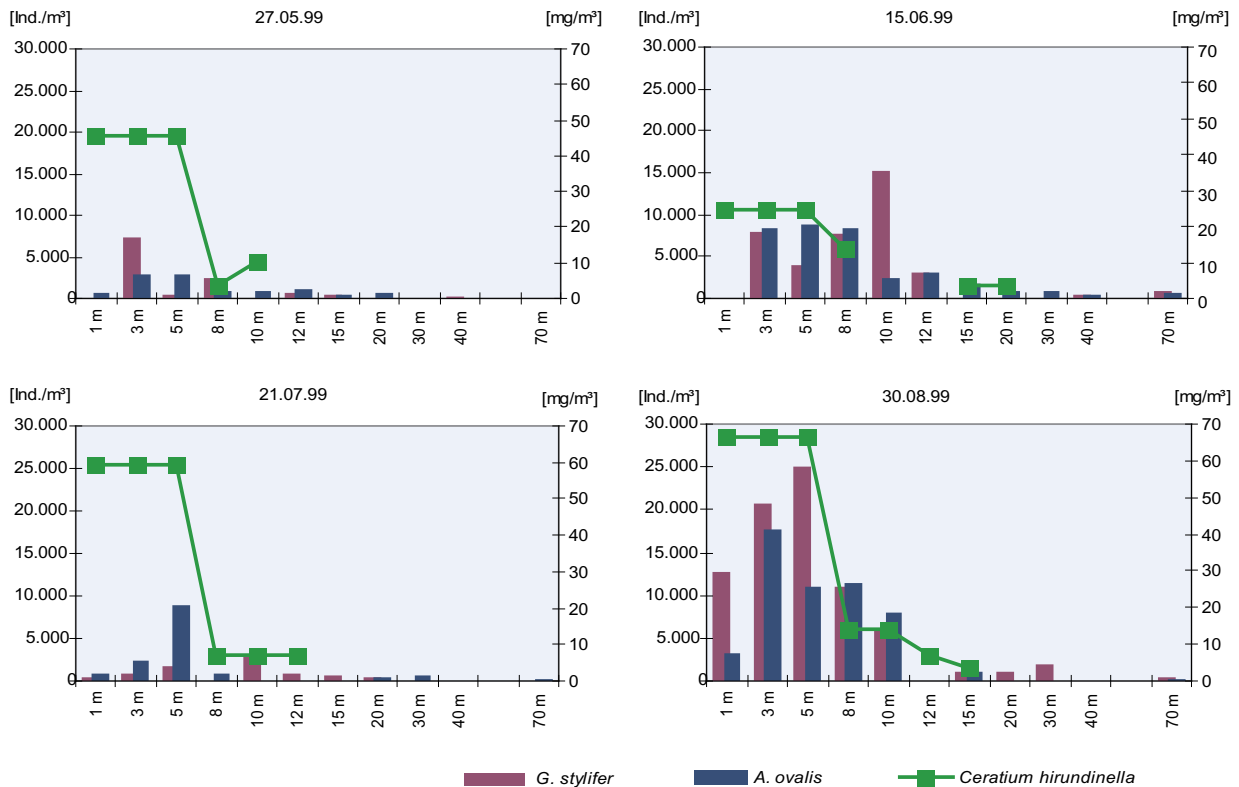


Abb. 44: Vertikaler Abundanzverlauf (Ind./m³) von *Gastropus stylifer*, *Ascomorpha ovalis* und der Biomasse von *Ceratium hirundinella* (mg/m³) (Beuteorganismus) im Mai, Juni, Juli und August des Jahres 1999.

Saisonal auftretende Arten

Von Jänner bis Juli war *Asplanchna priodonta* (Foto 8) mit zwei deutlichen Peaks (8.540 im Jänner und 3.891 Ind./m³ im Mai) im Pelagial des Wörthersees als einzige räuberische Rotatorienart anzutreffen (Abb. 45).

Das Vorkommen dieser eurythermen Art hängt mit dem Vorkommen geeigneter Nahrung zusammen (ZIMMERMANN, 1974), wobei die Größe der Nahrungspartikel die Körpergröße beeinflusst (GILBERT, 1980). Im saisonalen Auftreten entwickelt diese Art in verschiedenen Seen sehr variable Populationsgrößen mit Maxima zu verschiedenen Zeitpunkten.

In meso- bis eutrophen Gewässern werden wesentlich höhere Individuendichten von *A. priodonta* gefunden als in Seen mit schwach meso- bis oligotrophem Charakter. So wurden 1974 im eutrophen Piburgersee maximal 256.600 Ind./m³ ermittelt (SCHABER 1974). Auch im eutrophen Hafnersee wurden 159.750 Ind./m³ (RAKOBITSCH, 1980) angegeben.

RAKOBITSCH fand im mesotrophen Keutschacher See mit maximal 11.167 Ind./m³ bereits wesentlich geringere Dichten. In oligo- bis schwach mesotrophen Gewässern sind maximale Abundanzen mit Werten von 1.233 Ind./m³ (Ferlacher Badensee, 1991), 2.450 Ind./m³ (Ratzteich, 1990) und 5.897 Ind./m³ (Weizelsdorfer Badensee, 1990) zu finden (FRESNER, 1995). Offensichtlich findet diese Art in nährstoffreicheren Gewässern bessere Lebensbedingungen als in nährstoffärmeren.

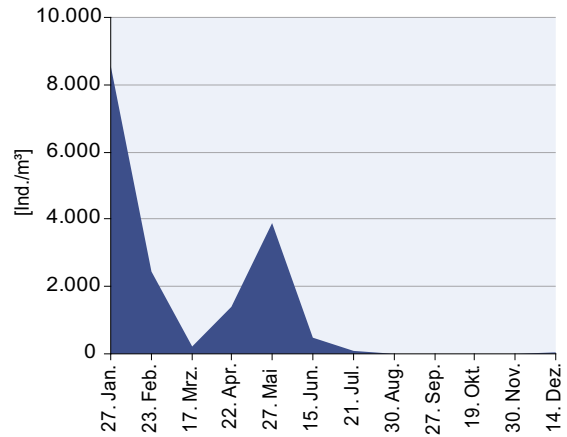


Abb. 45: Abundanzverlauf von *Asplanchna priodonta* im Jahr 1999.

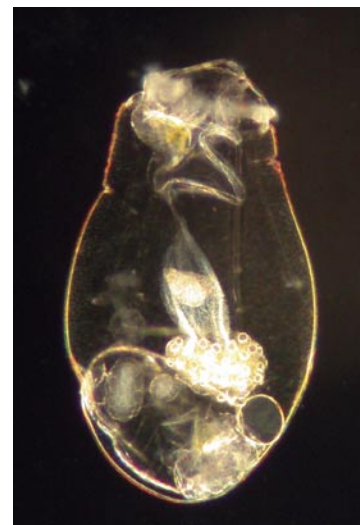


Foto 8: *Asplanchna priodonta*. Foto: G. Santner

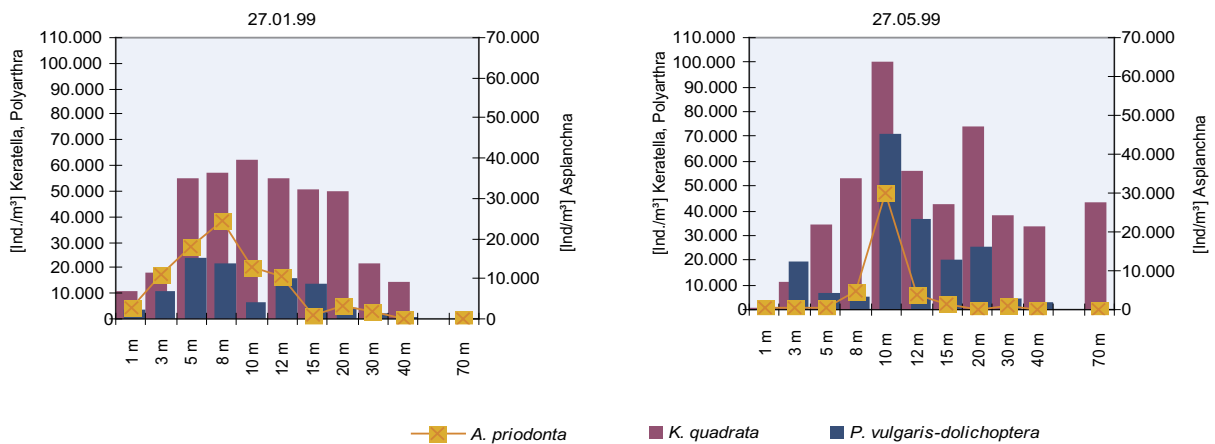


Abb. 46: Abundanzen (Ind./m³) im Vertikalprofil von *Asplanchna priodonta* verglichen mit *Keratella quadrata* und *Polyarthra vulgaris-dolichopectera* im Jänner und Mai des Jahres 1999.

Der überwiegende Teil der Population von *A. priodonta* hielt sich in jenen Tiefen auf, in denen auch *Keratella quadrata* und *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* - bevorzugte Beutetiere - zu finden waren (Abb. 46). Die beiden Rotatorien stehen auf dem Speiseplan von *A. priodonta* obgleich im saisonalen Entwicklungsgang der drei Arten keine Übereinstimmung ihrer maximalen Abundanzen zu erkennen ist. Im Jänner und Mai konnte eine Übereinstimmung in der Besiedelung der Wasserschichten mit maximalen Abundanzen in 8 und 10 m festgestellt werden.

Weitere über einen längeren Zeitraum auftretende Arten sind mit *Brachionus angularis*, *Conochilus unicornis*, *Pompholyx sulcata* und *Trichocerca rousseleti* zu nennen.

Brachionus angularis trat Ende Mai (27.05.99) das erste Mal im Plankton des Wörthersees mit 200 Ind./m³ in Erscheinung und erzielte mit 17.927 Ind./m³ am 27.09.1999 ein Populationsmaximum. Als typisch pelagische Form ernährt sie sich von Detritus und einzelligen Algen und tritt meist perennierend auf (KOSTE, 1978).

Conochilus unicornis hatte im November mit 22.564 Ind./m³ sein Maximum erreicht und war von Juli bis Dezember, ausgenommen im Oktober, in den Proben zu finden.

Pompholyx sulcata war im Jänner und von Mai bis Dezember anzutreffen. Ein Populationsmaximum war im November mit 6.545 Ind./m³ zu verzeichnen.

Trichocerca rousseleti bildete von Juni bis Dezember eine bescheidene Population mit einer maximalen Entwicklungsdichte am 30. August (1.291 Ind./m³).

Die Individuendichten der Rotatorien im Wörthersee sind im Vergleich zu anderen Seen, die aufgrund des Phosphors und der Algenbiomasse als mesotroph eingestuft werden, gering (vergleiche Tab. 7). Die geringen Abundanzen der Rotatorien sind ein Resultat des Angebotes geeigneter Nahrung. Die Tatsache, dass im Wörthersee die Blaualge *Planktothrix rubescens* das Algenplankton das ganze Jahr über dominiert

und den im Wasser gelösten Phosphor bindet, wirkt sich negativ auf das Wachstum geeigneter Nahrungsalgen aus. Die interspezifische Konkurrenz des Zooplanktons bewirkt einen hohen Fraßdruck auf dieses Algenspektrum und führt zur Wachstumsbegrenzung in den Populationen der Rotatorien.

Artenspektrum der Crustacea

Die Kleinkrebse (Klasse der Crustacea), zum Stamm der Arthropoda (Gliederfüßer) zählend, sind durch zwei Unterklassen, den Cladoceren (Blattfußkrebse) und den Copepoda (Ruderfußkrebse, Hüpferlinge) im Wörthersee vertreten.

Cladocera (Blattfußkrebse)

Etwa 90 Wasserfloharten leben in den mitteleuropäischen Binnengewässern und besiedeln alle Arten von Wasseransammlungen, tiefe Seen ebenso wie Pfützen; nur in schnell fließenden Gewässern können sie sich nicht halten.

Als Nahrungsspezialisten suchen sie ganz bestimmte und arteigene Lebensräume auf; sie weiden den Aufwuchs von Wasserpflanzen ab, filtrieren Plankton, leben räuberisch, sieben Detritus aus, durchwühlen den Bodenschlamm oder gleiten an der Unterseite des Wasserspiegels entlang. Nur wenige Arten gehen in das freie Wasser tiefer Seen, wo sie in Anpassung an den Lebensraum als glasartig durchsichtige Tiere vorkommen, oft massenhaft auftreten und eine wichtige Rolle als Fischnahrung spielen.

Durch ihre filtrierende Ernährungsweise machen sie kleinere Algen und Detritus für Fische nutzbar. Ihre Größenzusammensetzung, d.h. ob große oder kleine Arten im Plankton dominieren, gibt Auskunft über die Dichte des Bestandes sich planktivor ernähernder Fische. Fehlen im Plankton große Individuen oder herrschen kleine Arten vor, ist ein übermäßiger Fraßdruck durch Fische gegeben. Kommen große Tiere oder Arten, wie z. B. große Daphnien oder räuberische Cladoceren (*Leptodora* oder *Bythotrephes*) vor, besteht ein mäßiger Fraßdruck.

Im Untersuchungsjahr konnten 8 Cladoceren- und 5 Copepodenarten im Wörthersee nachgewiesen werden. Zum perennierenden Crustaceenplankton zählten *Bosmina coregoni*, *B. longirostris*, *Daphnia hyalina*, die Nauplien und Copepodide der cyclopoiden und calanoiden Copepoden, *Eudiaptomus gracilis*, *Cyclops bohater* und *Mesocyclops leukarti*, der nur im Jänner fehlte. *Daphnia cucullata* fehlte im März, April und Dezember in den Proben und entwickelte nur niedrige Abundanzen. Die Populationen von *Diaphanosoma brachyurum* und *Leptodora kindti* traten vor allem in den Sommermonaten im Plankton auf. Vereinzelt und in geringen Abundanzen traten *Daphnia pulex*, *D. longispina*, *Paracyclops affinis*, und *Thermocyclops crassus* auf.

***Daphnia hyalina* LEYDIG 1860**

Daphnia hyalina (Foto 9) ist hauptsächlich im Plankton kalkhaltiger Seen, Talsperren, Weihern, Teichen und schwach sauren dystrophen Gewässern vorkommend.

Diese durch zahlreiche Lokalrassen aufgesplitterte Art, ist besonders für die großen oligotrophen Alpenrandseen charakteristisch. In den eutrophen Seen des Alpenvorlandes fehlt sie oder wird von *D. cucullata* ersetzt (FLÖSSNER, 1972).

Im Wörthersee war *D. hyalina* während des gesamten Untersuchungszeitraumes im Plankton mit Abundanzen zwischen 109 und 4.073 Ind./m³ anzutreffen. Die Population zeigte einen zweigipfeligen Entwicklungsverlauf mit einem Maximum Mitte Juni und einem zweiten kleineren Peak (2.618 Ind./m³) Ende September (Abb. 47).

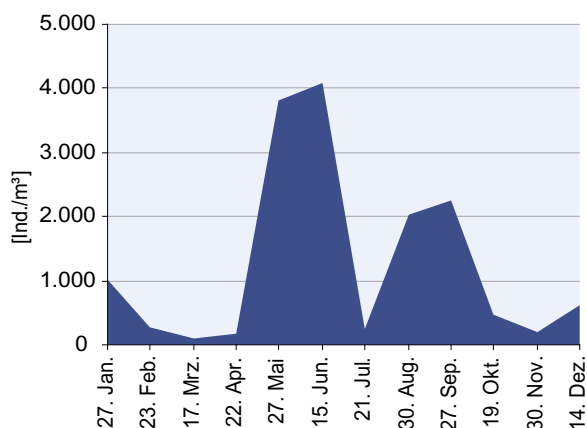


Abb. 47: Abundanzverlauf von *Daphnia hyalina* im Jahr 1999.



Foto 9: *Daphnia hyalina*. Foto: G. Santner

D. hyalina besiedelte zum Zeitpunkt ihrer maximalen Abundanz hauptsächlich die Tiefenschichten zwischen 3 und 8 m. SCHARF (1995) beobachtete im Feldsee, dass sich *D. hyalina* zum Zeitpunkt ihrer maximalen Entfaltung (September 1994) tagsüber in die unteren Bereiche des Hypolimnions (zwischen 16 und 23 m) zurückzog, um vor allem optisch orientierten Räubern zu entkommen. SANTNER (2003) beobachtete im Klopeiner See *D. hyalina* tagsüber in Tiefen zwischen 8 und 12 m (das Metalimnion lag ca. zwischen 5 und 10 m) und nachts zwischen 4 und 8 m Tiefe.

Im Wörthersee wurde das Aufsuchen tieferer Bereiche während des Tages durch das streng geschichtete Vorkommen von *Planktothrix rubescens* zwischen 8 und 15 m Tiefe erschwert, sodass die Daphnien in den oberen Wasserschichten verblieben.

Abb. 48 stellt die Tiefenverteilung von *D. hyalina* gemeinsam mit *Planktothrix rubescens* dar, woraus eine räumliche Trennung der beiden Arten hervorgeht. Mit der Vermeidung der tieferen Bereiche beugt *D. hyalina* einem „Verstopfen“ des Filterapparates durch *P. rubescens* vor.

Der negative Einfluss höherer Konzentrationen an filamentösen Blaualgen durch toxische Komponenten oder durch mechanische Störungen auf größere Cladoceren ist bekannt.

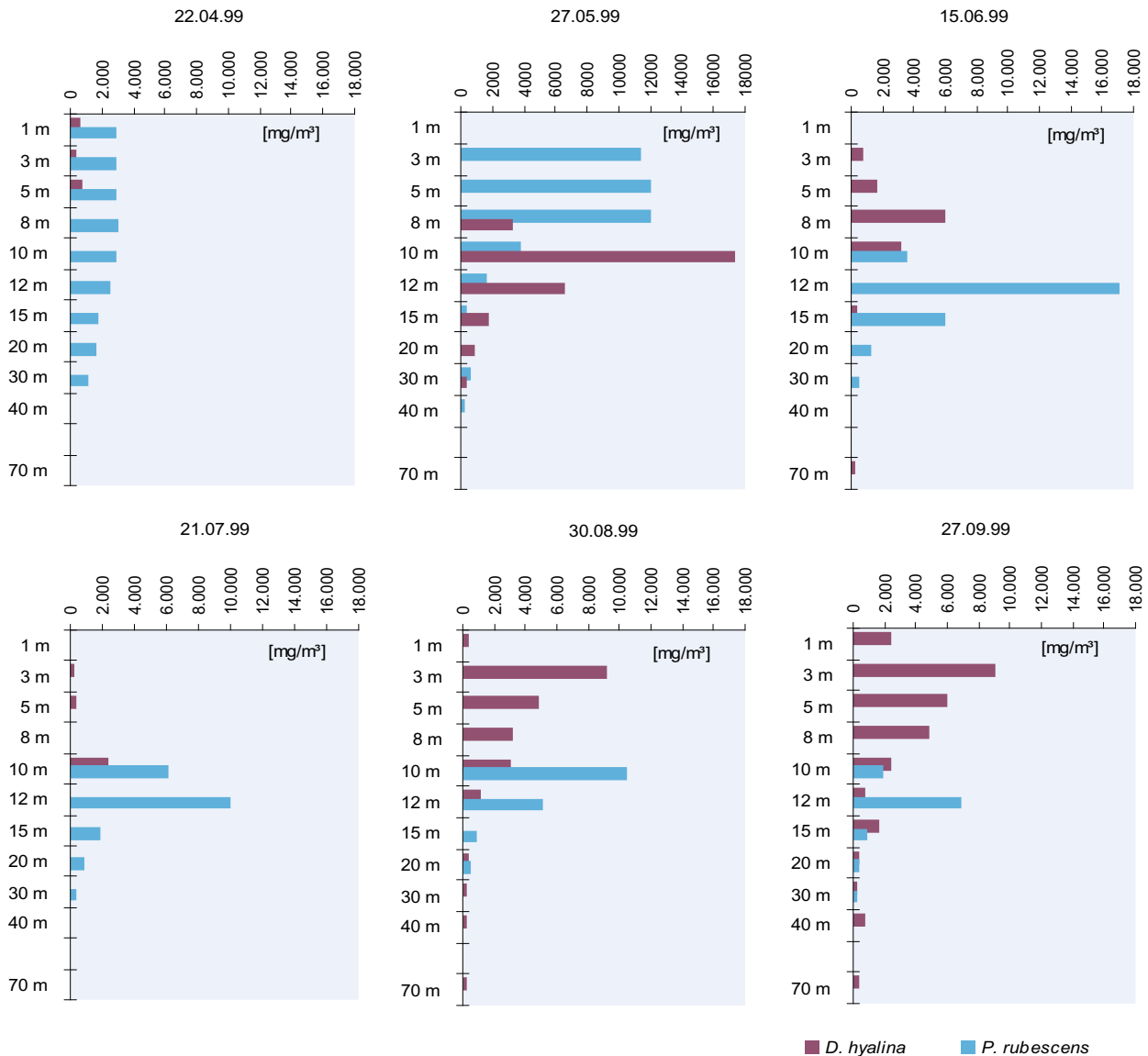


Abb. 48: Biomasse (mg/m³) im Vertikalprofil von *Daphnia hyalina* verglichen mit der von *Planktothrix rubescens* von April bis September im Jahr 1999.

Laborexperimente haben gezeigt, dass die Anwesenheit fädiger Cyanophyceen bei Daphnien den Filtrationsvorgang blockieren, infolge dessen die Filtrationsrate reduziert wird und im extremsten Fall es zu einer völligen Einstellung der Reproduktionsrate kommt (GLIWICZ & SIEDLAR, 1980; DAWIDOWICZ et al., 1988; GLIWICZ, 1990).

Im Feldsee wurde zu Herbstbeginn eine minimale Daphnienabundanz zeitgleich mit einem Cyanophyceen-Peak beobachtet (SCHARF, 1995).

Im Wörthersee fiel das erste Populationsmaximum von *D. hyalina* mit *Planktothrix rubescens* zwar zeitlich (Mai 1999) aber nicht räumlich zusammen. Der folgende sommerliche Populationseinbruch von *D. hyalina* ist im Zusammenhang mit dem aufgebrauchten Nahrungsangebot und dem herrschenden Fraßdruck zu sehen. Im September kam es zeitgleich mit *P. rubescens* zum zweiten Entwicklungsmaximum, das wiederum eine räumliche Trennung der beiden Arten aufwies. Nachdem im Oktober *P. rubescens* das Epilimnion wieder besiedelte, brach die Daphnien-Population erneut ein.

Als Nahrungsangebot fand *D. hyalina* in der Tiefenschicht von 3 bis 8 m *Cryptomonas* sp. *Rhodomonas minuta* var. *nanoplanctica*, begeißelte Formen, *Clamydomonas* sp. und *Cyclotella* sp., die mit jeweils mehr als 10 mg/m³ vorkamen.

Das Rädertier *Keratella cochlearis* beansprucht die gleichen Futteralgen wie *D. hyalina*. Die Konkurrenz um das gleiche Nahrungsangebot könnte für *K. cochlearis* als Auslöser für das Bewohnen der tieferen Schichten sein und weniger die Nahrungskonkurrenz mit der wesentlich kleineren Population des Rädertiers *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*. Hier scheint die Verdrängung durch die wesentlich effizienter filtrierenden Daphnien wahrscheinlicher zu sein.

Einige wenige Exemplare von *D. hyalina* waren in 70 m (Juni, August und September) Tiefe zu finden. Dass in dieser Tiefe Tiere gefunden wurden, hängt wohl mit der Vollzirkulation und der verbesserten Sauerstoffsituation des Sees zusammen.

Ob die Tiere sich hier von lebendem oder abgestorbenem Phytoplankton ernähren, kann im Rahmen dieser Untersuchung nicht beantwortet werden. Wahrscheinlich ist aber auch die Ingestion von Detritus samt der daran haftenden organischen Substanzen, wie der abbauenden Bakterien.

Weiters waren im Plankton des Wörthersees *Daphnia cucullata*, *D. longispina* und *D. pulex* mit geringen Individuendichten vorhanden.

***Daphnia cucullata* G. O. Sars 1862**

Diese Art wird von FLÖSSNER (1972) als charakteristischer Bewohner flacher eutropher Seen des Voralpengebietes beschrieben. Als gemäßigte Warmwasserform ist sie aus vielen Kärntner Seen bekannt. Nach FINDENEK (1943) liegt das Temperaturoptimum von *D. cucullata* bei 10 bis 22 °C, unter 6 °C wird die Entwicklung parthenogenetischer Eier eingestellt.

Im Wörthersee war *D. cucullata* (Foto 10) von Mai bis November als individuenarme Population mit zwei sommerlichen Peaks (27. Mai mit 2.200 Ind./m³ und 30. August mit 891 Ind./m³) vorhanden (Abb. 49). In den Monaten März, April und Dezember konnte sie nicht nachgewiesen werden. *D. cucullata* besiedelte als wärmeliebende Sommerform das Epilimnion bis maximal 8 m Tiefe, wo sie mit mehr als 90 % ihrer Population vorkam. Nur vereinzelt konnten Tiere in 20 oder 30 m angetroffen werden.



Foto 10: *Daphnia cucullata*. Foto: G. Santner

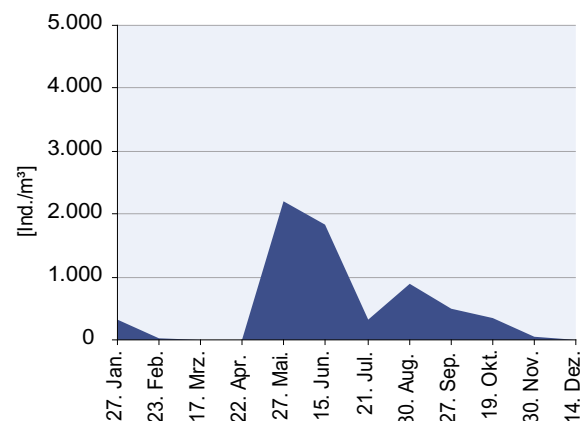


Abb. 49: Abundanzverlauf von *Daphnia cucullata* im Jahr 1999.

Ein gemeinsames Vorkommen mit *D. hyalina* in einem See wurde schon von mehreren Autoren beschrieben (EINSLE, 1966; GULATI, 1978; MOOG, 1979; WAPPIS, 1980; RAKOBITSCH, 1980; SCHARF, 1995).

Die beiden Arten zeigten im Wörthersee eine räumliche Trennung. *D. cucullata* besiedelte während des Tages die Wasserschicht zwischen 3 und 5 m, während *D. hyalina* sich zwischen 3 und 10 m befand. Die geringen Abundanzen von *D. cucullata* im Wörthersee sind wohl ein Ergebnis der Nahrungskonkurrenz mit der größeren *D. hyalina*.

***Daphnia pulex* LEYDIG, 1860 und *Daphnia longispina* O. F. MÜLLER, 1785**

Die beiden Arten traten sporadisch im Plankton des Sees mit geringen Individuendichten auf (Abb. 50). *D. pulex* ist in unserem Gebiet weit verbreitet und fast überall sehr häufig. Fehlend ist sie offenbar in den höheren Lagen der Mittelgebirge und in den Alpen (FLÖSSNER, 1972). Bevorzugt ist sie in periodischen wie perennierenden, bisweilen stark verschmutzten Kleingewässern aller Art zu finden. Große Fischteiche, Altwässer und eutrophe Talsperren werden auch besiedelt. Selten lebt sie im Plankton großer geschichteter Seen, wo sie sich tagsüber in der Tiefe aufhält und nachts zur Oberfläche aufsteigt. Sie ernährt sich von suspendierten Feinpartikeln, wie Bakterien, Nanoalgen und Feindetritus.

D. pulex war von Jänner bis April im Wörthersee abundant und erzielte im Februar eine maximale Dichte von 582 Ind./m³ (Abb. 50).

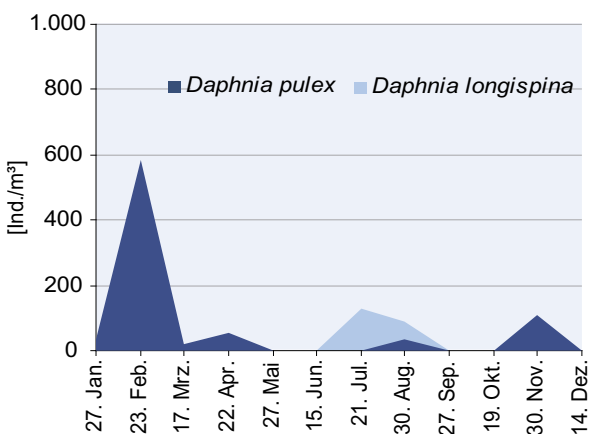


Abb. 50: Abundanzverlauf von *Daphnia pulex* und *Daphnia longispina* im Jahr 1999.

Im Februar waren 90 % der Population zwischen 5 und 15 m anzutreffen, ca. 10 % in 3 bis 5 m Tiefe. Im August war sie mit 36 und im November mit 109 Ind./m³ vertreten. Im März, April und August war sie ausschließlich in 70 m Tiefe beobachtet worden. FINDENEGER (1943) fand *D. pulex* nur sporadisch im Wörthersee.

D. longispina ist ein typischer Bewohner von eutrophen flachen aber nicht austrocknenden Kleingewässern, Weihern und Altwässern. In Fischteichen der Niederungen und des Hügellandes bildet sie den vorherrschenden

Bestandteil des Zooplanktons. Im Wörthersee war *D. longispina* nur im Juli mit 127 und im August mit 91 Ind./m³ zu finden.

***Diaphanosoma brachyurum* LIEVIN 1848**

Als gemäßigte Warmwasserform tritt *Diaphanosoma brachyurum* erst bei höheren Temperaturen im Pelagial und häufig auch im Litoral nicht zu nährstoffarmer Seen in Erscheinung, wo sie meist epilimnisch bis zur oberen Grenze der Sprungschicht vorkommt (FLÖSSNER, 1972).

Im Sommerplankton Kärntner Seen ist diese Art häufig anzutreffen. Dieser Feinpartikelfiltrierer trat im Wörthersee im Juli mit einem ersten Entwicklungsmaximum von 7.964 Ind./m³ auf. Ein zweites Maximum entwickelte sie im September mit 9.182 Ind./m³, im November waren nur 55 Ind./m³ vorhanden (Abb. 51). Im Juli hielten sich 85 % der Population in der Tiefe zwischen 5 und 8 m, im September zwischen 1 und 5 m auf.

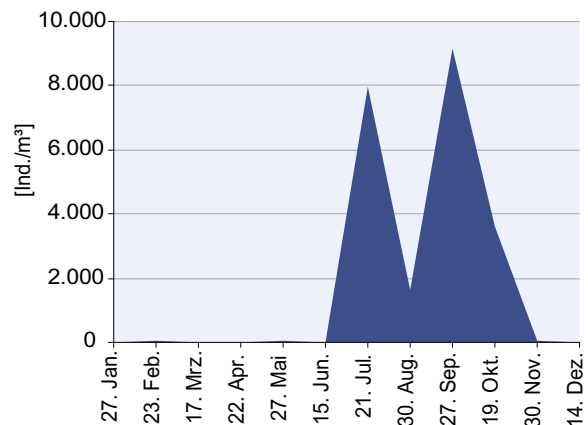


Abb. 51: Abundanzverlauf von *Diaphanosoma brachyurum* im Jahr 1999.

***Leptodora kindti* FOCKE 1844**

Die sich durch die carnivore Ernährungsweise von den übrigen Cladoceren des Wörthersees abhebende *L. kindti* kommt in unseren gemäßigten Breiten mit Ausnahme der höheren Gebirgslagen sowohl in großen als auch in kleinen, nicht zu nährstoffarmen Gewässern beinahe jeglicher Art vor (FLÖSSNER, 1972).

Als typische Sommerform erscheint sie im Frühjahr ab einer Temperatur von etwa 10 °C im Plankton und verschwindet im Herbst, sobald die Temperatur wieder unter 10 °C fällt (CUMMINS et al., 1969).

Im Wörthersee trat *L. kindti* von Mai bis November im Plankton in nur minimalen Dichten und bevorzugt in der Tiefe von 10 m auf. Im August war sie mit 364 Ind./m³ maximal abundant (Abb. 52).

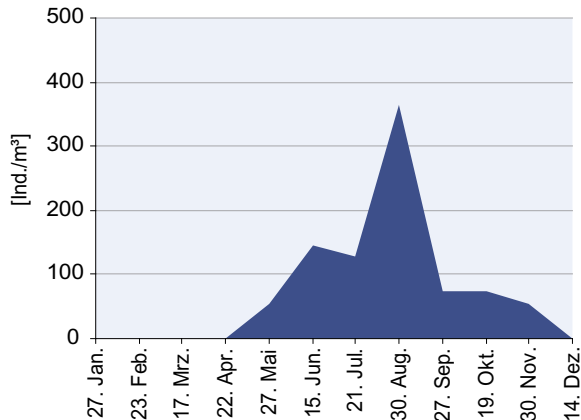


Abb. 52: Abundanzverlauf von *Leptodora kindti* im Jahr 1999.

Das jahreszeitliche Auftreten und die Abundanzdynamik von *L. kindti* im Wörthersee stimmt mit Beobachtungen zahlreicher Autoren wie NAUWERCK (1963), EINSLE (1966), WAPPIS (1980) und RAKOBITSCH (1980) überein.

Als Beuteorganismen kommen vor allem Cladoceren und Copepoden in Frage, wobei in natürlichen Habitaten mehr Cladoceren als die schneller flüchtenden Copepoden erbeutet werden. Erste Entwicklungsstadien ernähren sich von Algen und Detritus (KARABIN, 1974).

Abb. 53 vergleicht den saisonalen Abundanzverlauf von *L. kindti* mit dem zweier ausgewählter Beuteorganismen. Eine Parallelität im Entwicklungsverlauf ist zu erkennen. Die geringen Bestandsdichten von *L. kindti* resultieren aus der Tatsache, dass die kleinen Cladoceren (Bosminen) und Copepoden, die bevorzugten Beutetiere, im Plankton nur gering vertreten sind und zudem sich in der oberen durchlichteten Schicht aufhielten. *L. kindti* sucht tagsüber aber in tieferen und dunkleren Bereichen vor optisch orientierten Räubern Schutz. Die Tiere selbst werden wegen ihrer beachtlichen Körpergröße, die bis zu 2 cm betragen kann, bevorzugt von planktivoren Fischen gefressen (GULATI, 1978; RAKOBITSCH, 1980).

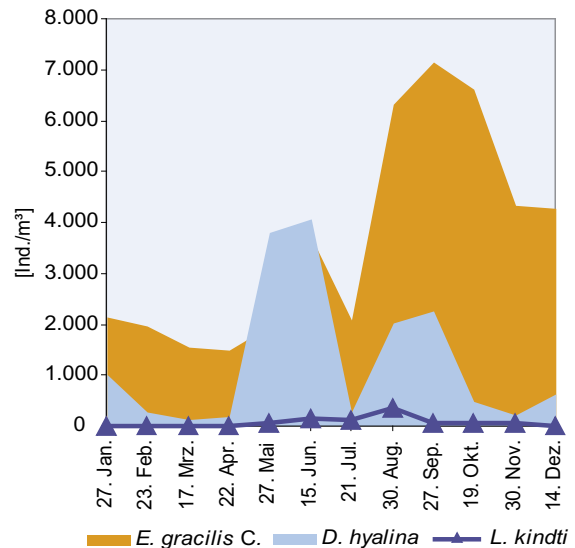


Abb. 53: Abundanzverlauf von *Leptodora kindti* mit Beutetieren (Copepodide von *Eudiaptomus gracilis* und *Daphnia hyalina*) im Jahr 1999.

***Bosmina coregoni* BAIRD 1857 und *Bosmina longirostris* O. F. MÜLLER 1785**

B. longirostris bewohnt verschiedenartige größere und kleinere Gewässer mit einer Vorliebe für kleine eutrophe Seen, Weiher und Teiche. Bei dieser Art handelt es sich um einen eurythermen Vertreter, der sein Dichtemaximum sowohl im Epilimnion als auch im Hypolimnion ausbildet (FLÖSSNER, 1972). Die beiden im Wörthersee vorkommenden *Bosmina*-Arten wurden beim Zählvorgang zu einer Gruppe zusammengefasst, weshalb eine getrennte Darstellung ihrer saisonalen Sukzessionen nicht möglich ist. Im Frühjahr war hauptsächlich *B. longirostris* im Plankton vorhanden, während das Sommerplankton von *B. coregoni* (Foto 11) dominiert war. *Bosmina coregoni* lebt eulimnoplanktisch, unter Vermeidung streng oligotropher Seen und unter Bevorzugung höherer Trophiestufen. In Seen tritt sie gewöhnlich epilimnisch auf (LIEDER, 1986).

Von Jänner bis März war nur eine kleine Population vorhanden, die in der Wassersäule von 5 bis 40 m verteilt vorkam. Ein erstes Entwicklungsmaximum erzielte sie im Mai mit 3.782, ein zweites im Juli mit 4.564 und ein drittes im September mit 2.982 Ind./m³ (Abb. 54). Im Dezember fehlte sie im Plankton. Die Sommerpopulation von *B. coregoni* hielt sich tagsüber bevorzugt in Tiefen zwischen 5 und 12 m auf.

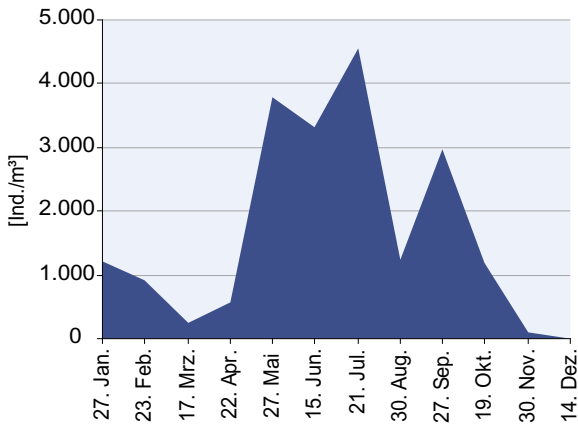


Abb. 54: Abundanzverlauf von *Bosmina longirostris* bzw. *B. coregoni* im Jahr 1999.



Foto 11: *Bosmina coregoni*. Foto: G. Santner

Darunter waren nur wenige Exemplare bis in 70 m Tiefe anzutreffen.

Der sommerliche Abundanzeinbruch der *Bosmina*-Arten im August korrelierte mit dem Auftreten älterer Copepodidstadien und Adulten von *Mesocyclops leuckarti* und *Cyclops bohater* (Abb. 55). Diese sich carnivor ernährenden Cyclopoiden üben auf *Bosmina* einen den Entwicklungsverlauf bestimmenden Fraßdruck aus. KERFOOT (1977) zeichnete im Lake Washington carnivore Copepoda für das sommerliche Minimum von *Bosmina* verantwortlich, da sie bevorzugt kleine Cladoceren als Beutetiere aufnehmen.

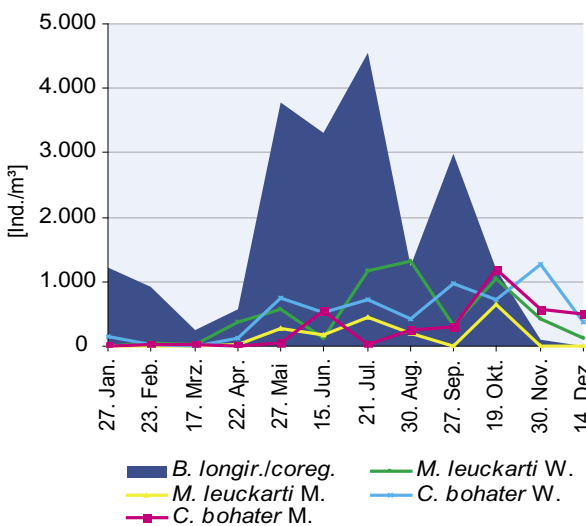


Abb. 55: Abundanz der *Bosmina*-Arten verglichen mit Räubern (*Mesocyclops leuckarti* Weibchen und Männchen und *Cyclops bohater* Weibchen und Männchen) im Jahr 1999.

Das herbstliche Verschwinden ist einerseits mit dem Fraßdruck und andererseits mit dem Rückgang nanoplanktischer Algen zu erklären. NAUWERCK (1963) beobachtete bei den *Bosmina*-Populationen des Sees Erken eine stärkere Abhängigkeit vom Vorhandensein geeigneter nanoplanktischer Algen als Nahrung als bei anderen herbivoren Cladoceren.

ODERMATT (1970) beobachtete die höchste *Bosminen*-Dichte während eines Chrysomonaden-Maximums im Lauerzersee.

Im Wörthersee und im Feldsee (SCHARF, 1995) konnte dieser Zusammenhang nicht beobachtet werden. Die Abundanz ging dann zurück, wenn im September generell das Angebot an kleinen filtrierbaren Phytoflagellaten, vor allem *Chlamydomonas*, geringer wurde.

Abb. 56 stellt den Populationsverlauf der *Bosmina*-Arten dem Nahrungsangebot im Wörthersee gegenüber.

Es zeigte sich eine Korrelation mit den Algen der Größenklasse 1. In dieser Größenklasse (0 - 5 µm) sind kleine begeißelte Formen, kleine *Chlamydomonas* sp., kleine chlorococcale Formen, *Cyclotella ocellata*, *Cyclotella* sp., *Erkenia subaequiciliata* und picoplanktische Formen zusammengefasst.

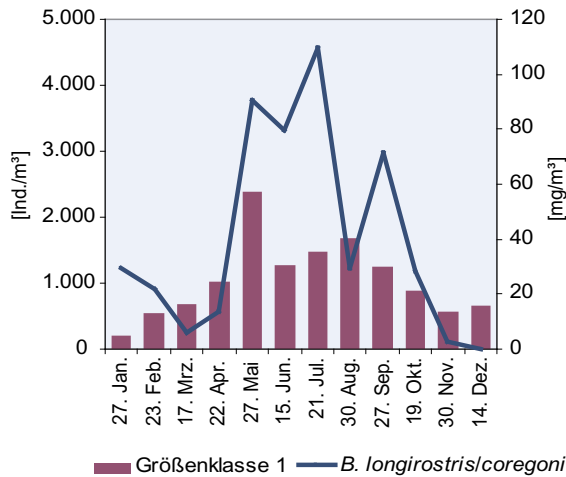


Abb: 56: Vergleich des Abundanzverlaufs der *Bosmina*-Arten mit der Algenbiomasse der Größenklasse 1 im Jahr 1999.

Ein gemeinsames Vorkommen der *B. longirostris* und *B. coregoni* im Pelagial wurde von FINDENECC (1943) im Weißensee und im Klopeiner See, von SANTNER (2003) im Klopeiner See, von SCHARF (1995) im Feldsee und von NAUWERCK (1963) im See Erken, um nur einige zu nennen, beobachtet.

Copepoda (Ruderfußkrebse)

Die meisten Copepoden-Arten sind Meeresbewohner, im Süßwasser kommen etwa 125 Arten vor, von denen nur wenige Arten das Pelagial tiefer Seen mit hohen Abundanz besiedeln. Die meisten Süßwassercopepoden leben in kleineren seichten Gewässern.

Die prachtvolle Färbung der durchsichtigen *Diatomus*-Arten wird durch leuchtend rote, orange, gelbe und blaue Öltröpfchen im Fettkörper der Tiere hervorgerufen; die Tröpfchen setzen das spezifische Gewicht herab und erhöhen das Schwebevermögen.

Bei den freilebenden Arten ist der meist lang gestreckte Körper in Kopf-Bruststück (Cephalothorax), Bruststück (Thorax) und Hinterleib (Abdomen) gegliedert. Mit den fünf Brustbeinpaaren führen sie ruckartige Bewegungen durch, die ihnen den Namen Hüpfertinge eintrugen. Als Nahrungstypen finden sich unter den Copepoda Räuber und Strudler (Aas- und Algenfresser).

Eudiaptomus gracilis G. O. SARS 1862

E. gracilis (Foto 12) ist wahrscheinlich der häufigste Diaptomidae Europas, in Kärnten ist er weit verbreitet.



Foto 12: *Eudiaptomus gracilis*. Foto: G. Santner

Er bewohnt Seen, Teiche und Weiher. Als perennierende Art bildet er in vielen Gewässern einen dominierenden Planktonbestandteil. Er bildet seine Entwicklungsmaxima zu ganz unterschiedlichen Jahreszeiten aus (KIEFER & MUCKLE, 1959; EINSLE, 1966).

Im Wörthersee war *E. gracilis* als einziger Vertreter der Diaptomidae das ganze Jahr über zu finden. Seine Nauplien (1. bis 5. Nauplienstadium zusammengefasst) waren mit einem mehrgipfeligen Abundanzverlauf im Plankton vorhanden, die Copepodidstadien (Juni und September) und die Adulten (Jänner und November) wiesen einen zweigipfeligen Entwicklungsverlauf auf.

Im Jänner war eine maximale Individuenzahl der Nauplien von *E. gracilis* mit 25.491 Ind./m³ ausgebildet. Der folgende rasche Einbruch (Abb. 57) der Nauplien bis März lässt sich allein mit einem Fortschreiten der Larvalentwicklung hin zum Copepodidstadium nicht erklären, da währenddessen auch die Anzahl der Copepodide von 2.127 Ind./m³ (Jänner) auf 1.527 (März) abgenommen hat.

Die großen Verluste der sich nanoplanktisch ernährenden Nauplien von *E. gracilis* zu Beginn des Jahres sind wohl eher ein Resultat

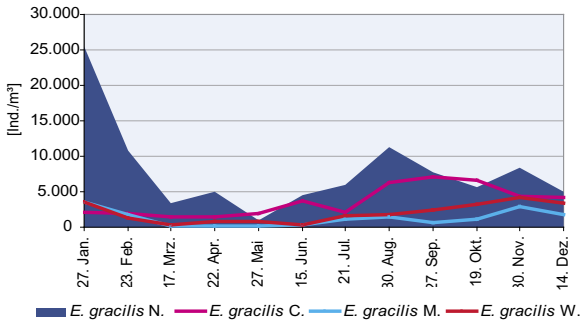


Abb. 57: Abundanzverlauf (Ind./m³) von *Eudiaptomus gracilis* im Jahr 1999.

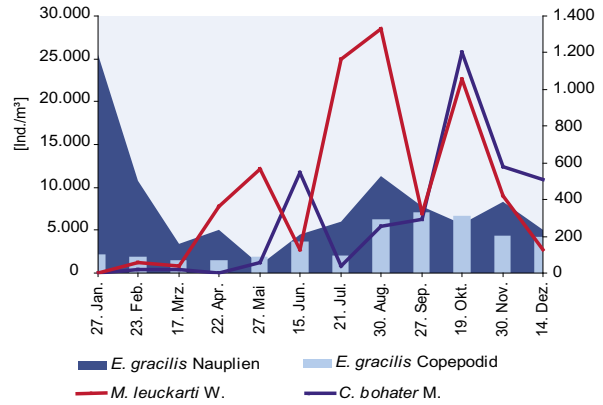


Abb. 58: Räuber-Beute-Beziehung zwischen Larvenstadien von *Eudiaptomus gracilis* und *Cyclops bohater* und *Mesocyclops leuckarti* im Jahr 1999.

des geringen Nahrungsangebotes als des Fraßdrucks durch invertebrate Räuber (Abb. 58). WILLIAMSON et al. (1985) beobachteten, dass Nauplien während Hungerperioden rascher zugrunde gehen als effizienter filtrierende Adulte. Damit dürfte die Nahrungssituation während der Entwicklung der juvenilen Phase ein bestimmender Faktor für die gesamte Population sein. Dass die Nauplien auf die Algen der Größenklasse 1 angewiesen sind, wird aus Abb. 59 ersichtlich (Populationseinbruch bei geringem Nahrungsangebot und Zunahme der Nahrungsalgen nach Einbruch der Nauplien), in der die Größenklassen 1 (siehe Seite 50) und 2 (5 - 10 µm) dem Entwicklungsverlauf der Nauplien gegenübergestellt sind. Für die Größenklasse 2 wurden im Wörthersee folgende Arten eingestuft: *Bitritschia chodati*, *Chlamydomonas* sp., *Cryptomonas* sp.,

Didimocystis sp., *Dinobryon*-Cysten, *Koliella* sp., *Rhodomonas lens*, *R. minuta* var. *nanoplanctica* und *Tetraedron minimum*.

Ein Zusammenhang zwischen dem Fraßdruck durch invertebrate Räuber, wie *Cyclops bohater*, *Mesocyclops leuckarti* und cyclopoide Copepodide, auf die Nauplien und Copepodide von *E. gracilis* kann anschließend von April bis Dezember erkannt werden (Abb. 58).

Der Abundanzverlauf der Adulten lässt im Wörthersee drei Generationen mit Entwicklungsmaxima im Jänner, Juli und November erkennen (Abb. 57).

Nach EINSLE (1966) kann eine *E. gracilis*-Population bis zu 7 Generationen pro Jahr entwickeln. Am Häufigsten werden jedoch zwei Generationen pro Jahr beobachtet, wie zum Beispiel im Bodensee-Obersee (ELSTER, 1954),

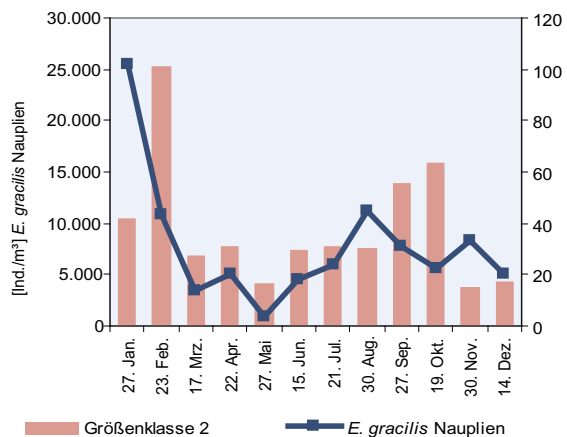
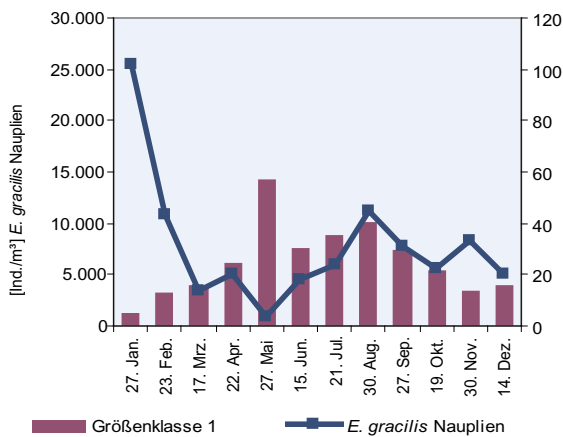


Abb. 59: Abundanzen von *Eudiaptomus gracilis* Nauplien verglichen mit der Algenbiomasse der Größensklasse 1 und 2.

den Buchenseen (EINSLE, 1966), dem Greifensee und dem Vierwaldstättersee (MITTERHOLZER, 1970), dem Ossiacher See (WAPPIS, 1980), dem Feldsee (SCHARF, 1995), dem Hafnersee und Keutschacher See (RAKOBITSCH, 1980).

Die Autoren fanden jeweils hohe Abundanzen der Adulten im Frühjahr und im Hochsommer. Im Wörthersee trat nach der ersten Generation ein kleines Zwischenhoch im Mai auf, das die zweite Generation, die sich ab Juli entwickelte, einleitete und der eine Zunahme der Nauplien folgte. Bis hin zur dritten Generation, die ebenfalls von einer Erhöhung der Naupliendichte begleitet war, nahmen die Adulten ständig zu. Ein Abundanzeinbruch war nicht zu beobachten. Diese Beobachtungen erlauben die Annahme, dass die Adulten von *E. gracilis* im Wörthersee mehrere Monate lebten.

E. gracilis gilt als Nahrungsspezialist, der mit großer Selektivität, chemischen Kriterien folgend, Nanoplanktonalgen aufnehmen kann (DE MOTT, 1986). MUCK & LAMPERT (1984) demonstrierten durch Fütterungsversuche, dass *E. gracilis* seine maximale Ingestionsrate bei minimaler Nahrungskonzentration erreicht. Daphnien, als unselektive Filtrierer hingegen benötigen hohe Futterkonzentrationen. Das ist mit ein Grund warum im Wörthersee, der als mesotroph eingestuft wird, die Copepoden vertreten durch *E. gracilis* dominieren und nicht wie in anderen Seen mit ähnlichen Nährstoffgehalten die Cladoceren im Zooplankton vorherrschen.

Vergleicht man die Bestandeskurven von *E. gracilis* und *D. hyalina* im Hinblick auf das Nahrungsangebot mit dem Algenspektrum der Größenklassen 1 und 2, wird deutlich, dass die Dominanz von *E. gracilis* im Crustaceenplankton des Wörthersees mit dem vergleichsweise niedrigen Vorkommen geeigneter Nahrungsalgen erklärt werden kann (Abb. 60).

Die Daphnien zeigen im Frühsommer gegenläufig zum Einbruch der *E. gracilis*-Abundanz einen Anstieg, bleiben in weiterer Folge aber der Nahrungskonkurrenz durch *E. gracilis* unterlegen. Neben den Cyclopiden als Predatoren spielten trotz geringer Individuendichte die Daphnien als sehr effiziente Filtrierer in der Populationsdynamik von *E. gracilis* eine Rolle. Während der maximalen

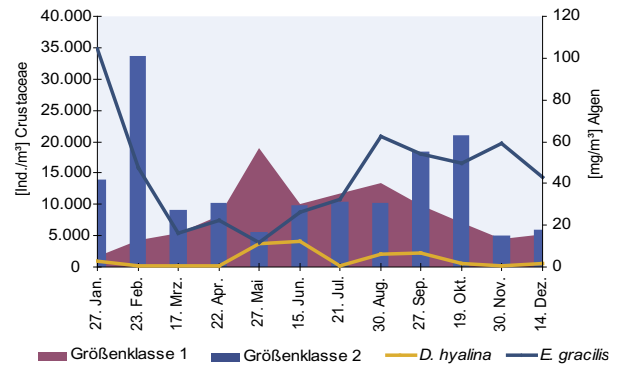


Abb. 60: Abundanzverlauf von *Eudiaptomus gracilis* (alle Entwicklungsstadien) und *Daphnia hyalina* in Abhängigkeit des Nahrungsangebotes der Algenbiomasse der Größenklassen 1 und 2 im Jahr 1999.

Abundanz von *D. hyalina* im Mai war eine Abnahme der Individuendichte vor allem bei den Nauplien festzustellen, die rascher mit Verlusten auf ein geringes Nahrungsangebot reagierten.

Cyclopoide Copepoda

Als Vertreter cyclopoider Copepoda im Wörthersee waren im Plankton häufig *Cyclops bohater* und *Mesocyclops leuckarti* (Foto 13) abundant.



Foto 13: *Mesocyclops leuckarti*. Foto: G. Santner

Sporadisch traten in den Fängen auch *Thermocyclops crassus* (April, Juni und Juli) und *Paracyclops affinis* (September) auf. Im Frühjahrsplankton waren die Nauplien nur mit geringen Bestandeszahlen abundant, die Copepodide traten nur vereinzelt auf.

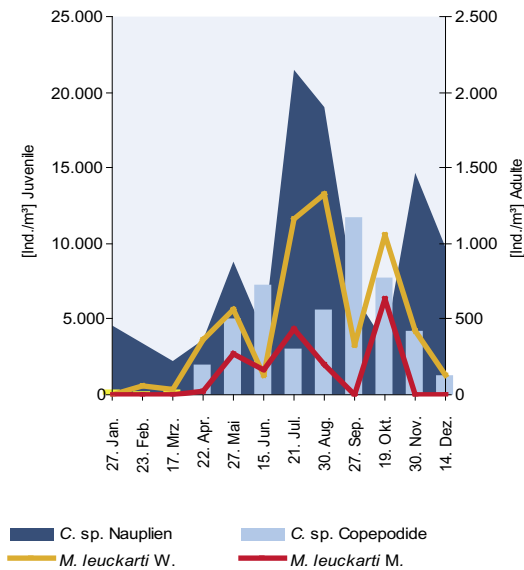


Abb. 61: Abundanzverlauf von *Mesocyclops leuckarti* im Jahr 1999.

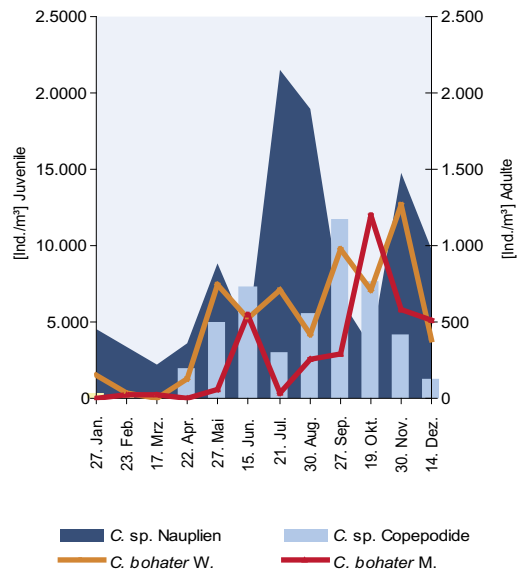


Abb. 62: Abundanzverlauf von *Cyclops bohater* im Jahr 1999.

Der saisonale Abundanzverlauf von *Mesocyclops leuckarti* im Wörthersee, mit maximalen Individuendichten im Hochsommer (Abb. 61), entspricht nicht den Angaben zahlreicher Autoren (NAUWERCK, 1963; EINSLE, 1968; MITTERHOLZER, 1970; KIEFER, 1978; WAPPIS, 1980, RAKOBITSCH, 1980), die ein Maximum im Frühsommer beobachteten. Der Jahreszyklus ist allgemein durch eine winterliche Entwicklungsstagnation im vierten oder fünften Copepodidstadium gekennzeichnet. Mit zunehmender Erwärmung des Sees reifen die Copepodidstadien rasch heran und produzieren Eier, aus denen die Sommergeneration hervorgeht. Im Wörthersee ist ein erster Peak adulter Tiere im Mai zu erkennen, dem ein Ansteigen der Nauplien folgt. Einen zweiten Abundanzanstieg lassen die Männchen im Juli und die Weibchen im August und einen dritten im September erkennen. Die Adulten von *Cyclops bohater* weisen im Wörthersee einen zweigipfeligen Entwicklungsverlauf auf, wobei die maximalen Abundanzen der Weibchen zeitlich nicht mit den Abundanzen der Männchen zusammenfallen (Abb. 62). *M. leuckarti* produziert im Wörthersee drei Generationen und *C. bohater* zwei.

Die Bestandesmaxima der verschiedenen Entwicklungsstadien der beiden Arten sind das Resultat aus Vermehrung, Entwicklungsstagnation und Verlusten, wobei die Nauplius-

phase die weitaus verlustreichste Phase ist. Als Hauptursache der Verluste während der Nauplienphase werden von EINSLE (1968) und MITTERHOLZER (1970) ältere Copepodidstadien und Adulte der eigenen Art angesehen, die einen starken Fraßdruck ausüben.

Im Wörthersee nimmt das Vorherrschen der „Burgunderblutalge“ *Planktothrix rubescens* indirekt Einfluss auf die Dominanz und Abundanz des Zooplanktons. Die Nährstoff-Phosphor-Bindung durch diese Art hemmt das Wachstum anderer Algen, sodass dem filtrierenden Zooplankton ein geringes Nahrungsangebot zur Verfügung steht. Das wiederum begünstigt das Wachstum effizienter Filtrierer und beeinflusst in weiterer Folge die Artenzusammensetzung des Zooplanktons. Im Zooplankton des Wörthersees herrschen Dominanzverhältnisse vor, die eher für oligotrophe Seen charakteristisch sind.

FINDENEGG (1943) beschrieb für den Wörthersee mit *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia cucullata*, *D. pulex* und *Leptodora kindti* Arten die bis heute die Cladocerenfauna prägen. Einsle (1971) beschrieb mit *Eudiaptomus gracilis*, *Cyclops bohater* und *Mesocyclops leuckarti* Copepoden die auch heute das Copepodenplankton dominieren, mit *Cyclops abyssorum*, *Thermocyclops hyalinus* und *Cyclops strenuus* beobachtete er Arten, die nicht wieder gefunden wurden.

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|----------|---|----|
| Abb. 1: | Mittlerer Abfluss der Glanfurt von 1971 bis 1990. | 6 |
| Abb. 2: | oben: Sauerstoffprofil des Wörthersees am Ende der sommerlichen Stagnationsphase unten: Sauerstoffprofil zur Zeit der Frühjahrsdurchmischung der Jahre 1970 bis 2002. | 13 |
| Abb. 3: | Sauerstoffprofile des Wörthersees für das Jahr 1999. | 14 |
| Abb. 4: | Sauerstoffprofile des Wörthersees von 1975, 1977, 1978, 1979, 1980, 1998, 2001 und 2002. | 15 |
| Abb. 5: | Gesamt-Phosphor-Konzentration ($\mu\text{g/l}$) des Epilimnions (0 - 6 m) (Jahresmittel- Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2002. | 16 |
| Abb. 6: | Gesamt-Phosphor-Konzentration ($\mu\text{g/l}$) in 50 m Tiefe (Jahresmittel- Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2002. | 16 |
| Abb. 7: | Gesamt-Phosphor-Inhalt (kg) im Wasserkörper von 0 bis 80 m (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2002. | 17 |
| Abb. 8: | Gesamt-Phosphor-Inhalt (kg) im Wasserkörper von 0 bis 49 m und 50 bis 80 m (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2002. | 17 |
| Abb. 9: | Gesamt-Phosphor-Inhalt (kg) im Epilimnion an den Terminen des Jahres 1999. | 17 |
| Abb. 10: | Gesamt-Phosphor-Inhalt (kg) im Monimolimnion (70 - 80 m) an den Terminen des Jahres 1999. | 17 |
| Abb. 11: | Gesamt-Phosphor-Inhalt (kg) im Wasserkörper von 0 bis 69 m und 70 bis 80 m an den den Terminen des Jahres 1999. | 18 |
| Abb. 12: | Gesamt-Phosphor-Konzentration (mg/l) im Vertikalprofil (0 – 80 m) des Jahres 1999. | 19 |
| Abb. 13: | Orthophosphat-P-Inhalt (kg) im Wasserkörper von 0 bis 80 m (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 bis 2002. | 20 |
| Abb. 14: | Orthophosphat-P-Inhalt (kg) in geteilter Form dargestellt: Wasserkörper von 0 - 49 m und 50 - 80 m von 1970 bis 2002. | 20 |
| Abb. 15: | Orthophosphat-P (mg/l) im Epilimnion (0 - 6 m) (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 bis 2002; rote Linie kennzeichnet die Nachweisgrenze, Werte unter der Nachweisgrenze sind weiß dargestellt. | 20 |
| Abb. 16: | Ammonium-N-Inhalt (kg) im Wasserkörper von 0 - 80 m (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2002. | 21 |
| Abb. 17: | Ammonium-N-Inhalt (kg) im Wasserkörper von 0 - 49 und 50 bis 80 m (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 bis 2002. | 21 |
| Abb. 18: | Vergleich der Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) zur Zirkulations- und Stagnationsphase im Vertikalprofil der Jahre 1975, 1977, 1978, 1980, 1983 und 1987. | 22 |
| Abb. 19: | Vergleich der Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) zur Zirkulations- und Stagnationsphase im Vertikalprofil der Jahre 1990, 1994, 1997, 1999, 2000 und 2001. | 23 |
| Abb. 20: | Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) im Vertikalprofil des Jahres 1999. | 24 |
| Abb. 21: | Temperaturprofile zu je 5 Terminen der Jahre 1975, 1977, 1978, 1979, 1980, 1983, 1996, 1999 und 2000. | 25 |
| Abb. 22: | Sichttiefen inklusive Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte von 1970 bis 2002 (n = Anzahl der Messungen pro Jahr). | 26 |
| Abb. 23: | Mittlerer Gesamt-Phosphor-Inhalt (kg) verglichen mit der mittleren Phytoplankton- Biomasse (g/m^2) im Wasserkörper von 0 - 30 m von 1970 bis 2002. | 27 |
| Abb. 24: | Mittlere Gesamt-Phosphor-Konzentration ($\mu\text{g/l}$) verglichen mit der mittleren Phytoplankton- Biomasse (g/m^2) im Epilimnion (0 - 6 m) von 1970 bis 2002. | 27 |
| Abb. 25: | Phytoplankton-Biomasse (g/m^2) unter 1 m^2 Wassersäule (0 - 30 m) von 1970 bis 2002. | 28 |
| Abb. 26: | Phytoplankton-Biomasse (g/m^2) im Epilimnion (0 - 6 m) von 1970 bis 2002. | 28 |
| Abb. 27: | Prozentueller Anteil der Algengruppen an der Biomasse in der Wassersäule von 0 - 30 m von 1970 bis 2002. | 29 |
| Abb. 28: | Prozentueller Anteil der Algengruppen an der Biomasse im Epilimnion (0 - 6 m) von 1970 bis 2002. | 29 |
| Abb. 29: | Verteilung der Algenbiomassen (g/m^2) im Epilimnion (0 - 6 m) und Metalimnion (7 - 15 m) im Jahr 1999. | 30 |
| Abb. 30: | Prozentuelle Verteilung der Algengruppen auf das Epilimnion (0 - 6 m), Metalimnion (7 - 15 m) und Hypolimnion (16 - 30 m) im Jahr 1999. | 31 |
| Abb. 31: | Vertikale Verteilung von <i>Planktothrix rubescens</i> im Jahr 1999. | 32 |
| Abb. 32: | Gesamt-Phosphor-Inhalt (kg) verglichen mit Inhalt von <i>Planktothrix rubescens</i> (t) im Vertikalprofil des Jahres 1999. | 33 |
| Abb. 33: | Biomasse (mg/m^3) des Zooplanktons im Jahr 1999. | 35 |
| Abb. 34: | Verteilung der Biomasse (mg/m^3) auf die Zooplanktongruppen: Copepoda, Cladocera und Rotatoria im Jahr 1999. | 35 |
| Abb. 35: | Abundanzverlauf von <i>Keratella cochlearis</i> im Jahr 1999. | 36 |
| Abb. 36: | Abundanzverlauf von <i>Keratella quadrata</i> im Jahr 1999. | 37 |
| Abb. 37: | Verteilung der Abundanzen (Ind./m^3) von <i>Keratella cochlearis</i> und <i>K. quadrata</i> im Vertikalprofil von April bis September 1999. | 38 |
| Abb. 38: | Abundanzverlauf von <i>Kellicottia longispina</i> im Jahr 1999. | 38 |
| Abb. 39: | Verteilung der Abundanzen (Ind./m^3) von <i>Polyarthra vulgaris-dolichoptera</i> und <i>Keratella cochlearis</i> und im Vertikalprofil von April bis September 1999. | 39 |
| Abb. 40: | Abundanzverlauf von <i>Polyarthra vulgaris-dolichoptera</i> im Jahr 1999. | 40 |
| Abb. 41: | Abundanzverlauf von <i>Synchaeta tremula-oblona</i> im Jahr 1999. | 40 |
| Abb. 42: | Abundanzverlauf von <i>Filinia longiseta</i> im Jahr 1999. | 41 |
| Abb. 43: | Abundanzverlauf von <i>Gastropus stylifer</i> und <i>Ascomorpha ovalis</i> im Jahr 1999. | 42 |
| Abb. 44: | Vertikaler Abundanzverlauf (Ind./m^3) von <i>Gastropus stylifer</i> , <i>Ascomorpha ovalis</i> und Biomasse von <i>Ceratium hirundinella</i> (mg/m^3) (Beuteorganismus) im Mai, Juni, Juli und August des Jahres 1999. | 42 |
| Abb. 45: | Abundanzverlauf von <i>Asplanchna priodonta</i> im Jahr 1999. | 43 |
| Abb. 46: | Abundanzen (Ind./m^3) im Vertikalprofil von <i>Asplanchna priodonta</i> verglichen mit <i>Keratella quadrata</i> und <i>Polyarthra vulgaris-dolichoptera</i> im Jänner und Mai des Jahres 1999. | 43 |
| Abb. 47: | Abundanzverlauf von <i>Daphnia hyalina</i> im Jahr 1999. | 45 |
| Abb. 48: | Biomasse (mg/m^3) im Vertikalprofil von <i>Daphnia hyalina</i> verglichen mit der von | |

| | | |
|----------|---|----|
| | <i>Planktothrix rubescens</i> von April bis September im Jahr 1999. | 46 |
| Abb. 49: | Abundanzverlauf von <i>Daphnia cucullata</i> im Jahr 1999. | 47 |
| Abb. 50: | Abundanzverlauf von <i>Daphnia pulex</i> und <i>Daphnia longispina</i> im Jahr 1999. | 48 |
| Abb. 51: | Abundanzverlauf von <i>Diaphanosoma brachyurum</i> im Jahr 1999. | 48 |
| Abb. 52: | Abundanzverlauf von <i>Leptodora kindti</i> im Jahr 1999. | 49 |
| Abb. 53: | Abundanzen von <i>Leptodora kindti</i> mit Beutetieren (Copepodide von <i>Eudiaptomus gracilis</i> und <i>Daphnia hyalina</i>) im Jahr 1999. | 49 |
| Abb. 54: | Abundanzverlauf (Ind./m ³) von <i>Bosmina longirostris</i> bzw. <i>B. coregoni</i> im Jahr 1999. | 50 |
| Abb. 55: | Abundanzen der Bosmina-Arten verglichen mit Räufern (<i>Mesocyclops leuckarti</i> Weibchen und Männchen und <i>Cyclops bohater</i> Weibchen und Männchen) im Jahr 1999. | 50 |
| Abb. 56: | Vergleich des Abundanzverlaufs der <i>Bosmina</i> -Arten (Ind./m ³) mit der Algenbiomasse der Größenklasse 1 im Jahr 1999. | 51 |
| Abb. 57: | Abundanzverlauf (Ind./m ³) von <i>Eudiaptomus gracilis</i> im Jahr 1999. | 52 |
| Abb. 58: | Räuber-Beute-Beziehung zwischen Larvenstadien von <i>Eudiaptomus gracilis</i> und <i>Cyclops bohater</i> und <i>Mesocyclops leuckarti</i> im Jahr 1999. | 52 |
| Abb. 59: | Abundanzen von <i>Eudiaptomus gracilis</i> Nauplien verglichen mit der Algenbiomasse der Größenklasse 1 und 2. | 52 |
| Abb. 60: | Abundanzverlauf von <i>Eudiaptomus gracilis</i> (alle Entwicklungsstadien) und <i>Daphnia hyalina</i> in Abhängigkeit des Nahrungsangebotes der Größenklassen 1 und 2 im Jahr 1999. | 53 |
| Abb. 61: | Abundanzverlauf von <i>Mesocyclops leuckarti</i> im Jahr 1999. | 54 |
| Abb. 62: | Abundanzverlauf von <i>Cyclops bohater</i> im Jahr 1999. | 54 |

Fotoverzeichnis

| | | |
|----------|--|----|
| Foto 1: | Wörthersee. Foto: M. Ambros | 4 |
| Foto 2: | Reinanke (Maräne). Foto: H. Frei | 7 |
| Foto 3: | <i>Planktothrix rubescens</i> . Foto: M. Mairitsch | 30 |
| Foto 4: | <i>Keratella cochlearis</i> . Foto: G. Santner | 36 |
| Foto 5: | <i>Polyarthra vulgaris-dolichoptera</i> . Foto: G. Santner | 39 |
| Foto 6: | <i>Synchaeta</i> sp.. Foto: G. Santner | 40 |
| Foto 7: | <i>Ascomorpha ovalis</i> . Foto: G. Santner | 41 |
| Foto 8: | <i>Asplanchna priodonta</i> . Foto: G. Santner | 43 |
| Foto 9: | <i>Daphnia hyalina</i> . Foto: G. Santner | 45 |
| Foto 10: | <i>Daphnia cucullata</i> . Foto: G. Santner | 47 |
| Foto 11: | <i>Bosmina coregoni</i> . Foto: G. Santner | 50 |
| Foto 12: | <i>Eudiaptomus gracilis</i> . Foto: G. Santner | 51 |
| Foto 13: | <i>Mesocyclops leuckarti</i> . Foto: G. Santner | 53 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|---------|--|----|
| Tab. 1: | Morphometrische Daten des Wörthersees. | 4 |
| Tab. 2: | Pegelmessung des Wörthersees, einiger Zubringer und des Abflusses. | 6 |
| Tab. 3: | Fische des Wörthersees (21 Arten). | 8 |
| Tab. 4: | Daten der Baukosten zur Realisierung des Kanalnetzes. | 9 |
| Tab. 5: | Liste ausgewählter Parameter zur Analyse des Seewassers. | 11 |
| Tab. 6: | Chemisch-physikalische Untersuchungsmethoden. | 11 |
| Tab. 7: | Artenliste des Zooplanktons des Wörthersees (* kennzeichnet Arten die von Findenegg (1943) Kiefer (1960) oder von Einsle (1971) bestimmt wurden und noch vorkommen, □ kennzeichnet Arten die von oben genannten Autoren bestimmt und nicht mehr nachgewiesen wurden. | 34 |
| Tab. 8: | Vergleich der Zusammensetzung der Zooplanktonbiomasse von Seen unterschiedlicher Trophiestufe (O = oligotroph, M = mesotroph, E = eutroph, polym. = polymiktisch, dim = dimiktisch und merom. = meromiktisch). | 35 |

Literatur

- BOTRELL, H. H. et al. (1976): A review of some problems in zooplankton production studies. - Norw. J. Zool. 24: 419-456.
- CUMMINS, K. W. et al. (1969): Ecological energetics of a natural population of the predaceous zooplankter *Leptodora kindti* FOCKE (Cladocera). - Oikos 20: 189-223.
- DAWIDOWICZ, P. et al. (1988): Can *Daphnia* prevent a blue-green algal bloom in hypertrophic lakes? A laboratory test. - Limnologica (Berl.) 19: 21-26.
- DE MOTT, W. R. (1986): The role of taste in food selection by freshwater zooplankton. - Oecologia (Berl.) 69: 334-340.
- DOKULIL, M., A. HAMM & J. G. KOHL (2001): Ökologie und Schutz von Seen. - Facultas UTB: 239 pp.
- EINSLE, U. (1966): Einige Beobachtungen und Hypothesen zur Taxonomie der Gattung *Daphnia*. - Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung 84: 1-17.
- EINSLE, U. (1968): Die Gattung *Mesocyclops* im Bodensee. - Arch. Hydrobiol. 64 (2): 131-169.
- EINSLE, U. (1971): Über das Copepodenplankton einiger Kärntner Seen. - Carinthia II, Sonderheft 31: 63-71.
- FINDENEGG, I. (1932): Beobachtungen an Kärntner Seen. - Carinthia II, 121./122.: 4-54.
- FINDENEGG, I. (1933): Zur Naturgeschichte des Wörthersees. - Carinthia II, Sonderheft.
- FINDENEGG, I. (1943): Zur Kenntnis der planktischen Cladoceren Kärntens. - Carinthia II, 53: 47-67.
- FLÖSSNER, D. (1972): Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. - In DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands 60. Teil. - Jena (Gustav Fischer Verlag).
- FLÖSSNER, D. (1972): Branchiopoda, Branchiura. - In DAHL, F. (1972): Die Tierwelt Deutschlands, 60. Teil, Gustav-Fischer-Verlag Jena: 501 pp.
- FRESNER, R. (1995): Populationsökologische Untersuchungen des Zooplanktons dreier Kärntner Baggerseen (Weizelsdorfer Badensee, Kirschentheur Badensee und Ferlacher Badensee). - Dissertation Univ. Graz.
- FRESNER, R. (1999): Reaktionen des Zooplanktons des Ossiacher Sees auf Fischbestands- und Trophieänderungen. - Carinthia II, 189./109.: 537-548.
- ELSTER, H. J. (1954): Über die Populationsdynamik von *Eudiaptomus gracilis* SARS und *Heterocope borealis* FISCHER im Bodensee-Obersee. - Arch. Hydrobiol./Suppl. 20: 546-614.
- GILBERT, J. J. (1980): Feeding in the rotifer *Asplanchna*: behaviour, cannibalism, selectivity, prey defenses and impact on rotifer communities. - Evol. And Ecol. of Zooplankton Com. 16: 158-172.
- GLIWICZ, Z. M. & E. SIEDLAR (1980): Food size limitation and algae interfering with food collection in *Daphnia*. - Arch. Hydrobiol. 88: 155-177.
- GLIWICZ, Z. M. (1990): Why do cladocerans fail to control algal blooms? - Hydrobiologia 200/201: 83 - 97.
- GULATI, R. D. (1978): The ecology of common planktonic Crustacea of the freshwaters in the Netherlands. - Hydrobiologia 59: 101-112.
- HARTMANN, V. (1898): Die Fische Kärntens. - Jahrbuch des naturhistorischen Landesmuseums von Kärnten, XXV: 48 pp.
- HERBST, H. V. (1962): Blattfußkrebse. - Stuttgart (Franckh'sche Verlagshandlung).
- HERZIG, A. (1987): The analysis of planktonic rotifers populations: A study for long term investigations. - Hydrobiol. 157: 163-180.
- KARABIN, A. (1974): Studies on the predatory role of the cladoceran *Leptodora kindti* (FOCKE) in secondary production of two lakes with different trophy. - Ecol. Pol. 22: 295-310.
- KERFOOT, W. C. (1977): Implications of copepod predation. - Limnol. Oceanogr. 22: 316-325.
- KIEFER, F. & R. MUCKLE (1959): Beobachtungen am Crustaceenplankton des Überlinger Sees (Bodensee) 1957 - 1959. Das Auftreten der Arten im Jahresverlauf. - Beitr. naturk. Forsch. Südw.-Deutschl. 18: 5-41.
- KIEFER, F. (1960): Ruderfußkrebse - Copepoda. - Kosmos-Verlag, Stuttgart (Franckh'sche Verlagshandlung).
- KIEFER, W. (1978): Feilebende Copepoda. - In: Die Binnengewässer Bd. XXVI, Zooplankton, 2. Teil: 343 pp.
- KOSTE, W. (1978): Die Rädertiere Mitteleuropas - (begr. von M. Voigt. 2. Auflage., neu bearb. Aufl. von W. Koste). Berlin, Stuttgart (Verlag Gebrüder Bornträger). I Textband.
- HARTLIEB, R. (1966): Am Fischwasser in Österreich. - Ein Handbuch für Sportfischer 2. Auflage. Wien: Hubertusverlag Richter und Spinner: 285 pp.
- LIEDER, U. (1986): *Bosmina* und *Daphnia*: taxonomisch kritische Gruppen unter den Cladoceren (Crustacea, Phyllopora). - Environmental Technology Letters 7: 31-44.
- MITTERHOLZER, E. (1970): Populationsdynamik und Produktion des Zooplanktons im Greifensee und Vierwaldstättersee. Schweiz. - Zeitschr. Hydrolog. 32: 91-147.
- MOOG, O. (1979): Zur Populationsökologie des Crustaceenplanktons im Attersee. - Dissertation Univ. Wien.
- MUCK, P. & W. LAMPERT (1984): An experimental study on the importance of food conditions for the relative abundance of calanoid copepods and cladocerans. 1. Comparative feeding studies with *Eudiaptomus gracilis* and *Daphnia longispina*. - Arch. Hydrobiol./Suppl. 66: 157-179.
- NAUWERCK, A. (1963): Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. - Symbolae Botanicae Upsaliensis XVII: 5.
- ODERMATT, J. M. (1970): Limnologische Charakterisierung des Lauerzersees mit besonderer Berücksichtigung des Planktons. - Zeitschr. Hydrolog. 32/1: 1-75.
- PETUTSCHNIG, J. (1997): Die Flusskrebsvorkommen in der Gurk und ihren Seitengewässern. - Beitrag im 55. Sonderheft des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten - Die Gurk und ihre Seitengewässer: 108-112.
- POURRIOT, R. (1965): Notes taxonomiques sur quelques Rotifères planctoniques. - Hydrobiol. 26: 579-52.
- POURRIOT, R. (1977): Food and feeding habits of Rotifera. - Arch. Hydrobiol. Beih./Ergebn. Limnol. 8: 243-260.

- RAKOBITSCH, K. (1980): Die Abhängigkeit des Zooplanktons vom unterschiedlichen Trophiegrad des Hafnersees und Keutschacher Sees (Kärnten). - Dissertation Univ. Graz.
- RUTTNER-KOLISKO, A. (1977): Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. - Arch. Hydrobiol. Beih., Ergebn. Limnol. 8: 71-76.
- SANTNER, G. (2003): Der Klopeinersee. Eine limnologische Bestandsaufnahme unter besonderer Berücksichtigung des Zooplanktons Diplomarbeit Univ. Graz.
- SAS, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading, Expectations, Experiences, Extrapolations. - Academia Verlag, Sankt Augustin, 497 pp.
- SCHABER, P. (1974): Das Zooplankton (Metazoa) im Piburger See. - Dissertation Univ. Innsbruck.
- SCHARF, B. (1995): Räumliche und Zeitliche Verteilung des Zooplanktons im hypolimnisch belüfteten Feldsee in Kärnten. - Diplomarbeit Univ. Graz.
- SOMMER, W. (1996): Zur Limnologie des neuerichteten Speichers Koralpe in den ersten zwei Jahren nach Anstau unter besonderer Berücksichtigung des Zooplanktons. - Dissertation Univ. Graz.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. - Mitt. int. Verein Limnol. 9: 1-38.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. - Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.
- WAPPIS, E. (1980): Zur Populationsökologie des Zooplanktons des Ossiacher Sees. - Dissertation Univ. Graz.
- WILLIAMSON, C. E., N. M. BUTTLER, L. FORCINA (1985): Food limitation in naupliar and adult *Diatomus pallidus*. - Limnol. Oceanogr. 30: 283-1290.
- ZIMMERMANN, C. (1974): Die pelagischen Rotatorien des Sempachersees, mit spezieller Berücksichtigung des Brachioniden und der Ernährungsfrage. - Schweiz. Z. Hydrol. 36: 205-300.