
Veröffentlichungen des
Kärntner Institutes für Seenforschung

Der Weißensee

Kärnten - Österreich

Limnologische Langzeitentwicklung
1972 - 2003

Klagenfurt, April 2007

Impressum:

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

Gesamtleitung: Dr. Liselotte Schulz

Bearbeitung: MMag. Andrea Rauter
Dr. Roswitha Fresner
Mag. Marion Ambros
Mag. Johanna Mildner
Mag. Markus Reichmann
Mag. Georg Santner
Dr. Wolfgang Honsig-Erlenburg
DI Jürgen Petutschnig
Dr. Günther Weissel
DI Bernhard Hummitzsch

Probenahmen, Limnochemische Analysen: Umweltschutzlabor Abt. 15 – Umwelt
des Amtes der Kärntner Landesregierung

Layout: Mag. Julia Oberauer

Druck und Bindearbeiten: Lorenz Reinsperger
Johannes Kainbacher

Unser besonderer Dank gilt Herrn Norbert Jank, dem Eismeister vom Weißensee für die Zurverfügungstellung seiner Aufzeichnungen zur Eisbedeckung und Herrn Dr. Franz Stockinger vom Zentralamt für Meteorologie und Geodynamik, Regionalstelle Kärnten für die Daten zur Lufttemperatur und zur Windgeschwindigkeit.

Besuchen Sie uns auf unserer Homepage!
www.kis.ktn.gv.at

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Summary	2
Einleitung	4
Allgemeine Beschreibung	5
Hydrographische Daten	6
Fische	6
Krebse	7
Sanierungsmaßnahmen	8
Methodik	8
Physikalisch-chemische Parameter	8
Sichttiefe	8
Wassertemperatur, ph-Wert und Leitfähigkeit	8
Sauerstoff	9
Phosphor	9
Stickstoff	10
Biologische Parameter.....	11
Phytoplankton-Biomasse	11
Zooplankton-Biomasse	11
Limnologische Entwicklung	12
Klimatische Randbedingungen und Eisbedeckung	12
Sichttiefe	12
Wassertemperatur und Durchmischungsverhalten.....	13
Sauerstoff	17
Gesamt-Phosphor.....	21
Orthophosphat-Phosphor	25
Stickstoff.....	25
Leitfähigkeit und Elektrolyte	27
Phytoplankton	29
Zooplankton	34
Biomasse	35
Artenspektrum der Crustaceen.....	37
Cladoceren (Blattfußkrebse).....	37
Copepoden (Ruderfußkrebse).....	43

Literatur	49
Abbildungsverzeichnis	51
Fotoverzeichnis	52
Tabellenverzeichnis.....	52
Anhang	53
Tiefenkarte des Weißensees	63

Zusammenfassung

Der Weißensee ist mit einer Höhenlage von 929 m ü. A. der höchstgelegene Badensee Kärntens. Seinen Namen verdankt der See seinem mit weißlichem Kalkschlamm überzogenen, seichten Uferstreifen. In den frühen 1970er Jahren haben Eutrophierungserscheinungen zum Bau einer Trennkanalesation im Einzugsgebiet des Weißensees geführt. Die vorgelegte Studie dokumentiert die Änderung der Wasserqualität des Weißensees über den Zeitraum von 1972 bis 2003.

Aufzeichnungen über die Wasserqualität des Weißensees reichen, dank Findenegg, bis in die frühen 1930er Jahre zurück. Seit dem Jahre 1972 werden Kontrolluntersuchungen vom Kärntner Institut für Seenforschung im Rahmen der Gewässergüteaufsicht in großem Umfang durchgeführt und deren Ergebnis im jährlich erscheinenden „Seenbericht - Veröffentlichungen des Kärntner Institutes für Seenforschung“ publiziert. Die seit Beginn des Monitorings vor mehr als 30 Jahren erhobenen Daten beschreiben den Erfolg der geleisteten Sanierungsmaßnahmen in Form einer kontinuierlichen Verbesserung der Wassergüte des Weißensees.

Der Weißensee zählte bereits in den 1970er Jahren zu den oligotrophen Seen Kärntens. Über die Untersuchungszeiträume von 1972 bis 1981 und 1996 bis 2003 konnte ein Rückgang der Gesamt-Phosphor-Konzentration von 9 µg/l auf 5,6 µg/l festgestellt werden. Der Weißensee ist somit der phosphorärmste Badensee Kärntens.

Im meromiktischen Weißensee war ab 1984 eine Änderung im Zirkulationsverhalten zu beobachten. FINDENEGG (1936) zählte den Weißensee aufgrund seiner Morphologie und der stabilen Lage der 3 mg/l Sauerstoffgrenze in 40 m Tiefe zu den meromiktischen Seen. Starke Niederschläge führten im September 1983 große Mengen an kühlen und mineralpartikelreichen Oberflächenwässern in den See. Im darauffolgenden Frühjahr 1984 war eine Vollzirkulation zu beobachten (SAMPL et al. 1992). Als Folge der Umwälzung der Wasserschichten gelangte das sauerstoffreiche Oberflächenwasser (im Mittel beträgt der Sauerstoffgehalt im Wasserkörper von 0 - 20 m 10 mg/l) in die Tiefe. Nach dem

Durchmischungsereignis von 1984 befand sich die Lage der Sauerstoffgrenze meist unter 40 m, und das Monimolimnion, der meromiktisch bedingte, sauerstofffreie Tiefenbereich, verlor an Stabilität und Ausdehnung. In den Jahren 2000 und 2001 wurde wieder Sauerstoff im Tiefenwasser nachgewiesen. Mit dem Sauerstoffeintrag in die Tiefe hängt die Abnahme der Gesamt-Phosphor-Konzentration des Weißensees zusammen, da Phosphor im aeroben Milieu als Eisenphosphat ausfällt.

Der Sauerstoffeintrag in die Tiefe beeinflusst auch auf den Stickstoffgehalt. Vor 1984 überwog die Ammonium-N-Konzentration gegenüber der Nitrat-N-Konzentration. Nach der Vollzirkulation konnte eine Umkehrung des Verhältnisses zwischen der Ammonium-Nitrat-N-Konzentration festgestellt werden. Im Zeitraum von 1973 bis 1983 lag die 3 mg/l Sauerstoffgrenze bei rund 40 m. Ungefähr diese Konzentration von Sauerstoff wird für die Oxidation von Ammonium-N zu Nitrat-N benötigt. Da unter 40 m zu wenig Sauerstoff vorhanden war, überwog die Konzentration des Ammonium-N. Mit der tieferreichenden Zirkulation von 1984 und dem damit verbundenen Sauerstoffeintrag in der Tiefe wurde der Ammonium-N im Weißensee zu Nitrat-N oxidiert.

Aufgrund der niedrigen Phosphor-Konzentrationen weist der Weißensee im Vergleich zu anderen Kärntner Seen deutlich unterdurchschnittliche Phytoplanktonbiomassen auf. Die geringe Algenbiomasse wirkte sich auch auf die Sichttiefe aus, welche mit mittleren 935 cm die oligotrophen Zustände im Gewässer widerspiegelt.

Im Zuge der Vollzirkulation 1984 kam es zu einem kurzfristigen Phosphoreintrag aus der Tiefe in die euphotische Zone und somit zur Erhöhung der Algenbiomasse.

Über den gesamten Beobachtungszeitraum hinweg dominieren Kieselalgen (Bacillariophyceae) der Gattung *Cyclotella* mit etwa 40 % die Algenbiomasse. Ebenfalls häufig anzutreffen sind Panzerflagellaten (Dinophyceae), wobei zwei Gattungen häufig sind. Die Gattung *Gymnodinium* liefert 16% an der Gesamt-Biomasse der Algen von 1972 bis

2003. Häufiger Vertreter ist auch *Ceratium hirundinella*.

Im Weißensee wurden im Zuge der Untersuchungen im Schwerpunktjahr 2003 30 Zooplanktonarten determiniert. Davon entfielen auf die Crustaceen 16 Arten, repräsentiert durch 12 Cladoceren- (Blattfußkrebse) und 4 Copepodenarten (Ruderfußkrebse), sowie auf die Rotatorien 14 Arten. Innerhalb der Copepoden ist *Eudiaptomus gracilis* mit 64 % die individuenreichste Art im Weißensee. Bezüglich des vertikalen Wanderverhaltens von *Eudiaptomus gracilis* konnte seit der ersten Untersuchung des Weißensees im Jahr 1936 durch FINDENEKG ein Abzug in tiefere und dunklere Bereiche von 10 m auf 15 bis 40 m nachgewiesen werden. Dies kann als Folge des Fraßdruckes durch planktivore Fische gedeutet werden, insbesondere durch die Reinanke (*Coregonus lavaretus*), welche erstmals 1934 besetzt wurde.

Summary

Lake Weißensee, a meromictic lake, is the highest situated lake (altitude of 929 m a.s.l.) for bathing in Carinthia. The lake is named after the whitish lime sludge that covers the shallow bank strip. In the early 1970th eutrophication phenomena of the lake necessitated the building of a separated drain system in the catchment area of Lake Weißensee. This study documents the change of the water quality of Lake Weißensee in the period of 1972 to 2003.

Rewarding to FINDENEKG data of the water quality of Lake Weißensee go back to the early 1930th. Since 1972 periodic investigations are carried out from the Carinthian Institut for Lake Research and the results of the water quality investigations of nearly 50 lakes are reported in the annually published lake-report. The data collected since beginning of the monitoring routine in 1972 describe the success of the restoration measures and verify the continuous improvement of the water quality of Lake Weißensee.

Lake Weißensee inherently showed an oligotrophic status in the 1970th. During the investigation period from 1972 to 2003 the concentration of total phosphorus decreased from 9 mg/l to 5,6 mg/l. Lake Weißensee is the phosphorus poorest lake for bathing in Carinthia.

Even FINDENEKG (1936) described Lake Weißensee due to its morphology and the stability of the 3 mg/l oxygen layer in 40 m depth as a meromictic lake. In 1984 a change in the circulation behaviour of the meromictic Lake Weißensee was registered. In September 1983 strong rainfall caused a large and cold inflow of water into the lake, that was also rich on mineral particles. In the following spring (1984) a circulation of the whole waterbody was observed (SAMPL et al. 1992). As a consequence of the total circulation the oxygen saturated (average content of 10 mg/l) water from the upper layer (0 to 20 m) reached the depth. Following this mixing occasion the observed depth of the 3 mg/l oxygen layer was below 40 m, and the monimolimnion (the lower stratum of a meromictic lake that does not mix with the water above) lost stability and extension. In the years 2000 und 2001 oxygen was measured in the depth again. The oxygen concentration in the

depth came along with the reduction of the total phosphorous concentration of the Lake Weißensee. Phosphorous precipitates under aerobic conditions as ferrumphosphat.

The content of nitrogen was also affected by the raised oxygen concentration in the depth. Before the total circulation of 1984 the concentration of ammonium surpassed the concentration of nitrate. After the total circulation the concentration of nitrate was predominant. This was mainly caused by the deeper reaching 3 mg/l oxygen layer. This concentration is approximately needed to oxidise ammonium to nitrate.

Due to the low total phosphorous concentration of the Lake Weißensee the phytoplankton biomass is below average in comparison with other Carinthian lakes.

In general the small phytoplankton biomass can also be seen in the high secchi depth values. The average secchi depth of Lake Weißensee is about 935 cm. This high depth reflects the oligotrophic status of the lake.

The total circulation of 1984 led to a phosphorous

transport from the depth to the epilimnion and this caused a short term increase of phytoplankton biomass.

During the observed time period the diatoms especially *Cyclotella* dominated with approximately 40 % the algae biomass. Further two species of Dinophyceae like the genus *Gymnodinium* (16%) and *Ceratium hirundinella* occurred frequently from 1972 to 2003.

In the year 2003 30 zooplankton species were described for Lake Weißensee. We observed 14 rotifers and the crustaceans were represented by 12 Cladocerans and 4 Copepods. Within the Copepods *Eudiaptomus gracilis* (64 %) is the most numerous species of Lake Weißensee. Since the first investigations in the year 1936 (FINDENEKG) a change in the behaviour of *Eudiaptomus gracilis* was observed. Afore a vertical migration down to 10 m occurred. After the stocking with the planktivorous fish *Coregonus lavaretus* in the year 1934 *Eudiaptomus gracilis* expanded the vertical migration into deeper and darker ranges down to 40 m. This expansion is a direct consequence of the predatory pressure.

Einleitung

Den Namen verdankt der Weißensee der „Weiße“ (Wysse) oder „Schar“, welche sich wahrscheinlich aufgrund einer Seespiegelhebung in der letzten Phase der Geschichte des Sees gebildet hat. Der im Mittel etwa 2 m tiefe, stellenweise bis gegen 80 m breite, heute mit weißlichem Kalkschlamm überzogene seichte Uferstreifen scheint eine im ehemaligen Niveau des Seespiegels entstandene Verlandungsfläche zu sein. Durch das Ansteigen des Seespiegels wurden diese alten Verlandungswiesen überschwemmt und schließlich mit Kalkschlamm bedeckt. Darunter zersetzen sich die Pflanzenreste der ehemaligen Verlandungspflanzen unter Luftabschluss, so dass heute oft an Stellen, denen ein Makrophytenbewuchs völlig fehlt, beim Anstechen mit Schlammstechern Methaneruptionen entstehen.

Das Ufersediment setzt sich aus weißlichem Kalkschlamm und Kalksand und aus zerbrochenen Schneckenschalen und den Resten winziger Muscheln (*Valvata* sp., *Limnaea stagnalis*, *Radix ovata*, *Tropidiscus planorbis*, *Sphaerium corneum* und *Pisidium cinereum*) zusammen. Die Schalenreste sind reichlich durchsetzt mit biogen gefällten Kalkkörperchen und den Zerreibseln kalkinkrustierter Wohnröhren von Mückenlarven. Wo diese Seekreide nicht stärker mit Pflanzenresten vermischt ist, wie innerhalb des Schilfgürtels oder unter Myriophyllumbeständen, enthält sie nicht mehr als 2 bis 3 % organische Substanz, wenige Prozent Kieselsäure, aber bis zu 90 % Kalk (FINDENEKG 1935).

Die wissenschaftliche Untersuchung der Kärntner Seen 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 von Algen auf die zunehmende Besiedelung der Ufer infolge der „Fremdenindustrie“ zurückzuführen sei (FINDENEKG 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. Die Vermehrung der Schwebalgen verursachte das Auftreten von „Wasserblüten“, welche durch massive Beeinträchtigung des Badebetriebes bzw. Fremdenverkehrs 1963 ein Handeln der zuständigen Behörden bewirkten. Maßnahmen zur Reinhaltung der Seen wurden beschlossen und ein Seenreinhaltungsgesetz verabschiedet. Zur Realisierung dieses Gesetzes wurden Wasserverbände gegründet, die die Planung, Finanzierung und Bauabwicklung der Kanäle und Kläranlagen organisierten.

Aufzeichnungen über die Wasserqualität des Weißensees 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 1972 werden Kontrolluntersuchungen vom Kärntner Institut für Seenforschung im Rahmen der Gewässergüteaufsicht in großem Umfang fortgeführt und deren Ergebnisse im jährlich erscheinenden „Seenbericht - Veröffentlichungen des Kärntner Institutes für Seenforschung“ publiziert.

Die Auswertung der Daten, physikalisch-chemische Parameter und die Entwicklung des Algenbestandes, die im Zeitraum von 1972 bis 2002 vier bis sechs mal jährlich erhoben wurden, werden in dieser Arbeit vorgestellt. Im Zeitraum von Jänner bis Dezember des Jahres 2003 wurde der Weißensees im Rahmen des Schwerpunktprogramms „Kärntner Seen“ insgesamt neun Mal beprobt (monatlich mit Ausnahme von: Jänner, März, Dezember). Neben dem Phytoplankton und den chemisch-physikalischen Parametern wurde auch das Zooplankton hinsichtlich Struktur, Arteninventar und Sukzession analysiert.

Das Kärntner Institut für Seenforschung wurde vom Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 15 - Umwelt mit der Auswertung der Daten beauftragt.

Allgemeine Beschreibung



Foto 1: Der Weißensee. Foto: J. Mildner

Der Weißensee (Foto 1) mit einer Länge von 11,4 km und einer Fläche von 6,5 km² liegt auf 929 m ü. A. und ist somit der höchstgelegene Badensee in Kärnten (Tab.1). Der See (Abb. 1) liegt in einer tief eingeschnittenen Ost-West verlaufenden Talfurche der Gailtaler Alpen, welche von einem Seitenast des Draugletschers während der letzten Eiszeit vor etwa 15.000 bis 12.000 Jahren ausgeschürft wurde. Der Seeboden sinkt von West nach Ost stark ab, so dass der See grob in zwei Becken unterteilt werden kann. Das westlich vor Tschendorf gelegene Becken ist eine flache, 5 m tiefe Mulde, wohingegen das Ostbecken zwischen der „Hohen Steinwand“ im Norden und dem „Breiten Riegel“ im Süden eine maximale Tiefe von 99 m aufweist (FINDENEGG 1935). Der größte Teil des

Tab. 1: Morphometrische Daten des Weißensees.

Seehöhe	929	m ü. A.
Fläche	6,53	km ²
Volumen	226,1	Mio m ³
Max. Länge	11,4	km
Max. Breite	900	m
Max. Tiefe	99	m
Mittlere Tiefe	35,1	m
Einzugsgebiet	49,6	km ²
Abfluss MQ	0,78	m ³ /s
Theoretische Wassererneuerungszeit	9,2	Jahre

Weißensees wird im Süden und im Norden durch steil abfallende Hänge begrenzt, deren Steilheit sich in der Unterwasserhalde fortsetzt. Diese Morphologie bewirkt unter anderem den meromiktischen Charakter des Sees.

Das Einzugsgebiet erstreckt sich über Kalk-, Dolomit- und mergeligen Gesteinsserien der Trias. Der Weißensee wird nur von wenigen ständig wasserführenden Zubringern mit geringer Wasserfracht gespeist. Daneben gibt es noch eine Reihe von Quellaustritten unter dem Wasserspiegel. Der Abfluss verlässt den Weißensee im Osten (MQ 780 l/s), fließt als Weißenbach durch den Stockenboier Graben und mündet bei Ferndorf in die Drau. Der Weißenbach wird durch den Betrieb mehrerer Kraftwerke energiewirtschaftlich genutzt.

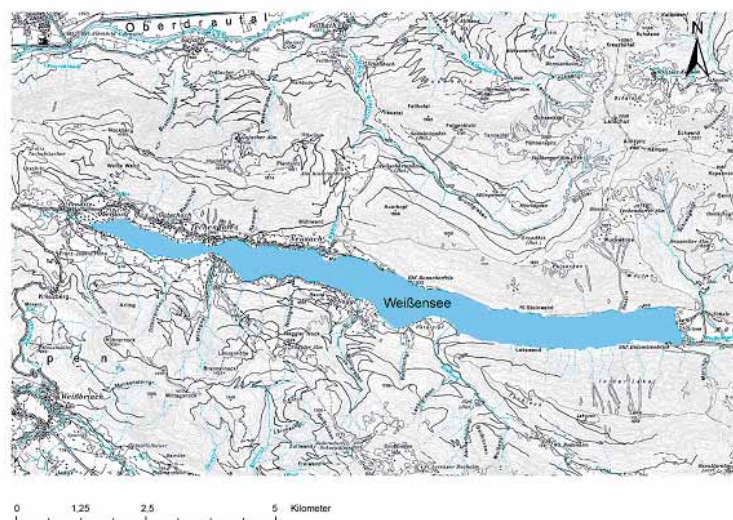


Abb. 1: Lage des Weißensees.

Hydrographische Daten

Da es keinerlei Abflusspegel direkt an den Zubringern des Weißensees gibt, wurden dankenswerterweise von Dipl.-Ing. Johannes Moser, Abteilung 18 - Wasserwirtschaft des Amtes der Kärntner Landesregierung, Spendenwerte ermittelt. Hierzu wurden empirisch von Pegeldaten aus dem Flussgebiet der Oberen Drau langjährige Mittelwasserabflussspenden über den Zeitraum von 1951 bis 2002 errechnet und auf die Gesamteinzugsfläche von $E = 43,28 \text{ km}^2$ der Zubringer zum Weißensee bezogen.

Der Wasserstand der Zubringer zum Weißensee zeigt je nach Jahreszeit und Witterung enorme Schwankungen. Für das Jahr 2002 liegt der mittlere Abfluss der Gesamteinzugsfläche für die Zubringer am Weißensee bei etwa $345 \text{ l/(s km}^2\text{)}$, wohingegen der Maximalwert im Mai zur Zeit der Schneeschmelze mit $1.950 \text{ l/(s km}^2\text{)}$ gemessen wurde. Zu dieser Zeit können die Zubringer dem See in größerer Menge Kalksand und Schutt, aber auch anorganische Schwebstoffe zuführen. Nicht zu unterschätzen ist ferner die Bedeutung der im Frühjahr aus den Rinnen der Lakawände und des Peloschenabsturzes niedergehenden Grundlawinen, die große Anteile an Erdreich, Wurzelwerk und Holz im See abgelagern (FINDENEKG 1935).

Die Jahreswerte für die Zubringer des Weißensees, ergeben einen mittleren Abfluss (MQ) von ca. $18 \text{ bis } 25 \text{ l/(s.km}^2\text{)}$, eine mittlere Jahresniedrigwasserführung (MJNQ) von etwa $5 \text{ bis } 7 \text{ l/(s.km}^2\text{)}$ und ein niedrigstes Niedrigwasser (NNQ) von $1,5 \text{ bis } 2,5 \text{ l/(s.km}^2\text{)}$.

Fische

Die Fischartenzusammensetzung im Weißensee hat sich durch Besatzmaßnahmen in den letzten 100 Jahren grundlegend verändert.

Von den ursprünglich 8 Arten Seeforelle (*Salmo trutta f. lacustris*), Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*), Seesaibling (*Salvelinus alpinus salvelinus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Aitel (*Leuciscus cephalus*), Schleie (*Tinca tinca*), Gründling (*Gobio gobio*) und Elritze (*Phoxinus phoxinus*) sind die beiden zuletzt genannten verschwunden. Heute leben 21 Fischarten im Weißensee (Tab. 2), welche sich mit Ausnahme des Karpfens, Amurs und des Silberkarpfens alle erfolgreich reproduzieren. Amur und Silberkarpfen werden seit den 1980-er Jahren nicht mehr nachbesetzt.

Die Hauptfischart der Angelfischerei ist die Reinanke (Foto 2), welche 1934 erstmals besetzt wurde und bis in die 1990er Jahre einen sehr guten Bestand ausbildete. Fänge mit Stückgewichten über 3 kg sind keine Seltenheit. Ähnlich wie im Millstätter See war früher auch im Weißensee die Seeforelle (Foto 3) der Hauptfisch. Von der Seeforelle waren 2 Formen bekannt: Einerseits der „Weißensee-Lachs“ (HARTMANN 1883), der Stückgewichte von 20 kg und mehr erreichte (es wurden Exemplare von

Tab. 2: Fische des Weißensees (21 Arten).

Name	Wissenschaftlicher Name
Reinanke	<i>Coregonus lavaretus</i>
Hecht	<i>Esox lucius</i>
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>
Schleie	<i>Tinca tinca</i>
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
Aitel	<i>Leuciscus cephalus</i>
Seeforelle	<i>Salmo trutta f. lacustris</i>
Seesaibling	<i>Salvelinus alpinus salvelinus</i>
Zander	<i>Stizostedion lucioperca</i>
Amur	<i>Ctenopharyngodon idella</i>
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>
Bitterling	<i>Rhodeus sericeus amarus</i>
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>
Brachse	<i>Abramis brama</i>
Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>
Giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>
Silberkarpfen	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>
Karassche	<i>Carassius carassius</i>
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>



Foto 2: Reinanke (*Coregonus lavaretus*). Foto: H. Frei

1,2 m Länge und 20 kg gefangen) und andererseits der „Angler“ mit Stückgewichten bis zu 1/2 kg. Die großwüchsige Seeforelle des Weißensees wird bereits in einer Urkunde aus 1485 (EGGER 1947).

Seit Ende der 1970er Jahre kam es zu einem drastischen Rückgang des Seeforellenbestandes (HONSIG-ERLENBURG et. al 1999).

Ursachen des Rückganges waren einerseits der Besatz mit nicht heimischen Fischarten und damit verbunden die Verschiebung des Fischartenspektrums. Die meisten Arten kamen zum Großteil erst durch Besatz in der zweiten Hälfte dieses Jahrhunderts in den See. Vor allem der Hecht, der erstmals Ende der 1940er Jahre besetzt wurde, hat sich sehr stark im See vermehrt und führte zu einer Reduktion des Fischertrages. Besonders die Seeforelle wird dadurch stark dezimiert. Andererseits hat der Besatz mit nicht bodenständigen Seeforellen, die Absenkung des Seespiegels in den Wintermonaten zum Zwecke der Energiewirtschaft sowie die verstärkte Stellnetzfischerei an den Laichplätzen der Seeforelle (Austrittstellen von unterseeischen Quellen, auch als „Brünn“ bezeichnet) zum Rückgang der heimischen Seeforelle geführt (HONSIG-ERLENBURG et. al 1999). Im Rahmen eines Projektes wurden Wiedereinbürgerungsversuche der heimischen Seeforelle durchgeführt. Erste Erfolge waren im Sommer 1999 durch vermehrte Sichtungen und einen verstärkten Ausfang (126 Stk.) gegenüber den Vorjahren (ca. 15 Stk.) zu verzeichnen. Im Winter 2001 stiegen erstmals Seeforellen wieder zum Laichen in den Neussacher Mühlbach auf. Im Sommer 2002 wurde eine Seeforelle mit einem Gewicht von 11,5 kg gefangen.



Foto 3: Seeforelle (*Salmo trutta f. lacustris*). Foto: W. Honsig-Erlenburg

Die Fische im Weißensee werden angelfischer-eilich genutzt. Die Fischereiberechtigten sind in der Agrargemeinschaft der fünf Dorfschaften zusammengefasst. Diese betreiben ein eigenes Bruthaus in Neusach. Der Weißensee zählt zu den am intensivsten angelfischer-eilich genutzten Gewässern Kärntens. Der Hauptanteil der Nächtigungen am See steht im direkten Bezug zur Angelfischer-ei. Im Monat Mai sind bis zu 90 % der Touristen Angelgäste. Dementsprechend hoch ist der durchschnittliche jährliche Fischertrag, er liegt bei 20 kg/ha.

Krebse

Der Weißensee beherbergt das bisher einzige Vorkommen des nordamerikanischen Kamberkrebsses (*Orconectes limosus*) in Kärnten. Im See lebte bis zum Jahr 1980 ein dichter Bestand an großwüchsigen Edelkrebssen (*Astacus astacus*). Der Besatz einer geringen Anzahl von mit dem Krebspesterreger infizierten Kamberkrebssen führte 1980 zu einer Vernichtung des Edelkrebssbestandes. Die relativ hohen Wassertemperaturen und die zum Teil üppigen Armlaucheralgenbestände bieten den Kamberkrebssen ideale Lebensbedingungen. Dies führt dazu, dass der kleinwüchsige Kamberkrebss mittlerweile schon rund die Hälfte des Sees (westliche Hälfte - seichtes Becken) besiedelt.

Sanierungsmaßnahmen

Bereits 1968 wurde am Weißensee mit dem Bau einer Trennkanalisation, welche Schmutzwässer mit Landsammlern am Nordufer aufnimmt, begonnen. Hinzu kommen die Abwässer des Südufers sowie des Hotel Ronacherfels, welche mittels Sammelkanälen dem Nordufer zugeleitet werden. Durch die Kanalisationsanlage Weißensee werden sämtliche Siedlungen des Nord- und Südufers inklusive der Einzugsgebiete vollständig entsorgt. Nicht angeschlossen sind die Liegenschaften in der Gemeinde Stockenboi sowie der Campingplatz am Ostufer des Sees. Hier wird ein getrenntes Kanalsystem errichtet werden, wobei ein Zusammenschluss mit der bestehenden Anlage am Westufer des Sees nicht vorgesehen ist. Die Abwässer werden über den westlich des Sees gelegenen Höhenrücken (36 m Höhenunterschied) gepumpt und über einen Sammelkanal in die 350 m tiefer gelegene Drau bei Steinfeld eingeleitet. Derzeit erfolgt die Einleitung ohne Abwasserreinigung. Das Projekt einer biologischen Kläranlage ist wasserrechtlich bewilligt und soll neben den Abwässern des Gebietes Weißensee auch den Siedlungsbereich der Gemeinde Steinfeld abdecken.

Methodik

Zur Beurteilung der Wasserqualität wird eine Reihe von chemischen, physikalischen und biologischen Parametern herangezogen, welche zu bestimmten Zeitpunkten eines Jahres untersucht werden.

Für die limnologische Beurteilung relevante Zeitpunkte im Seenjahr sind die Frühjahrsdurchmischung (Mai), die Frühlommer-Hochproduktionsphase des Phytoplanktons (Juni - Juli), das Ende der Sommerstagnation (August - September) und die Herbsdurchmischung (November - Dezember). Die Probenahme erfolgte im Weißensee über der tiefsten Stelle (99 m) zu den gegebenen Zeitpunkten.

Von 1972 bis 2004 wurden am Weißensee an 100 Terminen Wasserproben aus 15 Tiefenstufen entnommen und auf 53 Parameter analysiert.

Die wesentlichen Parameter, die zur Beschreibung der Wassergüte herangezogen werden, sind:

Physikalisch-chemische Parameter

Die Messmethoden sind der Tabelle 3 zu entnehmen.

Sichttiefe

Die Sichttiefe gilt als Maß für die optische Qualität des Wassers und spiegelt im Groben die Menge des Schwebealgen-Bestandes wider. Die optische Beeinträchtigung hängt neben der Konzentration auch von der Algengröße und -art sowie von anorganischen und organischen Trübstoffen ab. Die Sichttiefe liefert einen wesentlichen Anhaltspunkt zur Eutrophierung.

Die Sichttiefe [m] wird mittels einer weißen Secchi-Scheibe (Durchmesser: 25 cm) bestimmt, die so weit abgesenkt wird, bis sie mit freiem Auge nicht mehr sichtbar ist. Die Absenktiefe entspricht dem Sichttiefenwert.

Wassertemperatur, pH-Wert und Leitfähigkeit

Die **Wassertemperatur** hat grundlegenden Einfluss auf eine Vielzahl von physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen im See. Beispielhaft seien hier die Temperaturabhängigkeit der Löslichkeit von Sauerstoff oder der Temperatureinfluss auf sauerstoffverbrauchende mikrobielle Prozesse genannt.

Im Rahmen der routinemäßigen Beprobung wird die Temperatur im gesamten Tiefenprofil gemessen. Dadurch erhält man Aufschluss über thermische Schichtung des Seewassers. Wasser hat seine größte Dichte und damit sein höchstes spezifisches Gewicht bei einer Temperatur von rund + 4 °C (Anomalie des Wassers). Deshalb haben tiefere Seen über Grund konstant diese Temperatur. Sinkt im Herbst die Temperatur des Oberflächenwassers auf 4 °C ab, gibt es keine stabile Temperaturschichtung mehr und das Gewässer kann mit Hilfe des Windes bis zum Grund durchmischt werden (Herbstzirkulation). Kühlt die obere Wasserschicht weiter ab, kommt

es wieder zur Ausbildung einer Temperaturschichtung. Die Ausbildung einer Eisdecke verhindert zusätzlich, dass der See mit Hilfe des Windes durchmischt werden kann (Winterstagnation). Wenn sich der See im Frühjahr mit steigender Lufttemperatur von der Oberfläche her erwärmt, wird bei 4 °C die Temperaturschichtung abermals aufgelöst und der See kann neuerlich durchmischt werden (Frühjahrszirkulation). Im Sommer stellt sich mit zunehmender Erwärmung der oberen Schichten wieder eine stabile Schichtung ein (Sommerstagnation).

Eine Ausnahme bilden die so genannten meromiktischen Seen. Hier reicht die Windenergie bei fehlender Temperaturschichtung nicht aus, um das Gewässer zu durchmischen.

Der **pH-Wert** ist der negative dekadische Logarithmus der Protonen-Konzentration (z.B. entspricht ein pH von 6 einer Wasserstoff-Ionen-Konzentration von 10^{-6} Mol/l). Vereinfacht ausgedrückt beschreibt der pH-Wert den Säuregrad des Wassers.

Ausschlaggebend für den pH-Wert ist der Gehalt an basischen Puffersubstanzen im Gestein des Einzugsgebietes. So haben Gewässer in Gebieten mit geringem Puffergehalt (kristallin, kalkarm) oft pH-Werte unter 7. Eine hohe Produktion der photoautotrophen Pflanzen führt tagsüber zu einer vermehrten CO_2 -Assimilation und damit zu einem höheren pH-Wert.

Die **elektrische Leitfähigkeit** ist ein Maß für die Konzentration an gelösten Salzen. Eine höhere Salz-Konzentration bedingt eine höhere Leitfähigkeit.

Die Höhe der Salz-Konzentration beeinflusst auch die Dichte des Wassers. Aufgrund von chemisch bedingten Dichteunterschieden kann es, ähnlich der Temperaturschichtung, die auch auf Dichteunterschieden beruht, ebenfalls zur Ausbildung einer stabilen chemischen Schichtung kommen, wodurch eine Durchmischung erschwert wird.

Sauerstoff

Sauerstoff ist für alle heterotrophen Organismen lebenswichtig. Viele chemische Reaktionen laufen nur im Beisein von Sauerstoff (aerob) ab, andere nur

unter sauerstofffreien Bedingungen (anaerob). Als Sauerstoffquelle dient zum einen die Atmosphäre, aus der über die Wasseroberfläche ein Eintrag in den See erfolgt, zum anderen die Photosyntheseaktivität autotropher Organismen (Pflanzen).

In sehr produktiven Seen können tagsüber Sauerstoffübersättigungen und nachts Sauerstoffdefizite auftreten. In geschichteten Seen treten im Tiefenwasserbereich (Hypolimnion) ausschließlich sauerstoffzehrende Vorgänge auf. Sauerstoff wird als Oxidationsmittel für den Abbau von organischem Material verbraucht. In oligotrophen (nährstoffarmen) Seen ist die hypolimnische Sauerstoffzehrung während der Stagnation gering, in eutrophen Seen kann der Sauerstoff vollständig verbraucht werden.

Die Sauerstoffwerte [mg/l] werden durch die Messsonde ermittelt.

Phosphor

Die **Gesamt-Phosphor-Konzentration** umfasst alle drei in einem See vorkommenden Phosphorfractionen (anorganisch gelöster Phosphor als Orthophosphat, organisch gelöster Phosphor und organische partikulärer Phosphor - Organismen und Detritus). Grundsätzlich ist die Gesamt-Phosphor-Konzentration in einem See von externen Nährstoffeinträgen (Niederschlag, Oberflächenabschwemmung, Drainagen, Sickerwasser- und Grundwasserzustrom) und vom Zirkulationsverhalten des Sees abhängig. Die Eutrophierung der Seen beruht in erster Linie auf der Zunahme der Phosphor-Konzentration.

Phosphor wird auf natürliche Weise ständig aus dem Nährstoffkreislauf eines Sees eliminiert, da er sich an Sedimentteilchen anlagert oder mit Eisen reagiert und ausfällt. Der organisch gebundene Phosphor sinkt mit den abgestorbenen Organismen ab und sedimentiert.

Im Sediment abgelagert stehen die Phosphorverbindungen für Algen und Wasserpflanzen, solange unmittelbar über dem Sediment Sauerstoff vorhanden ist, nicht mehr zur Verfügung. Der Sauerstoff bildet eine Barriere aus, durch die der Phosphor im Sediment gebunden bleibt.

Herrscht dagegen über dem Seegrund ein Sauerstoffdefizit, was während der Sommerstagnation in nährstoffreichen Seen die Regel ist, kann

der Phosphor aus dem Sediment zurück in das Wasser diffundieren und während der Herbstzirkulation in die oberen Wasserschichten transportiert werden, wo er von den Algen und Wasserpflanzen wieder genutzt werden kann. Dieser Vorgang wird als „interne Düngung“ bezeichnet.

Die für Pflanzen nutzbare Phosphatfraktion **Orthophosphat-Phosphor** kommt in Kärntner Seen nur in relativ geringen Mengen vor. Daher ist das Orthophosphat als essentieller Nährstoff für die Primärproduzenten (Algen und Wasserpflanzen) ein wachstumsbegrenzender Faktor.

Stickstoff

Stickstoff tritt im See in verschiedenen Formen auf, anorganisch als Nitrat, Nitrit und Ammonium, organisch gebunden in lebender Biomasse, als Zwischenstufen des mikrobiellen Eiweißabbaues, als Exkretionsprodukt tierischer Konsumenten sowie in freien Verbindungen, Aminosäuren, Enzymen, etc.

Als Stickstofflieferanten für die photoautotrophen Pflanzen dienen im Gewässer der Nitrat-Stickstoff und der Ammonium-Stickstoff, wobei der Nitrat-Stickstoff bevorzugt aufgenommen wird.

In den Umsatz der Stickstoffverbindungen greifen Mikroorganismen in vielfältiger Weise ein. **Ammonium** wird unter Verwendung von Sauerstoff über Nitrit zu Nitrat oxidiert (Nitrifikation) und ist daher im Epilimnion von unbelasteten Seen nur in geringen Mengen vorhanden. Während der Stagnationsphasen reichert sich der Ammonium-

Stickstoff in anaeroben Bereichen des Hypolimnions im See an, während der Nitrat-Stickstoff hier verschwindet.

Neben der gehemmten Nitrifikation des durch Abbau von organischer Substanz durch Mikroorganismen freigesetzten Ammoniums erhöht auch eine Ammonifikation von Nitrat zu Ammonium die Konzentration des Ammoniums im anaeroben Hypolimnion eines Sees.

Nitrat-Stickstoff ist in oligotrophen Gewässern mit ausreichender Sauerstoffversorgung immer in für Primärproduzenten ausreichenden Mengen vorhanden. In sehr produktiven Seen kann er hingegen in der euphotischen Zone vollständig aufgezehrt werden. Da jedoch der Eintrag aus einem landwirtschaftlich genutzten Umland (Stickstoffdüngung) an manchen Seen sehr hoch sein kann, treten mitunter auch in relativ produktiven Gewässern hohe epilimnische Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen auf. Die Konzentration kann in Folge von Niederschlagsereignissen kurzfristig ansteigen, da es zu oberflächigen Auswaschungen und Einschwemmungen aus stickstoffgedüngten Flächen kommen kann.

Tab. 3: Chemisch-physikalische Untersuchungsmethoden.

Parameter	Bestimmungsgrenze	Methode
Sichttiefe (m)		„Secchi-Scheibe“
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-P)	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

Tab. 4: Trophieklassen nach der Gesamt-Phosphor-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] und der Phytoplankton-Biomasse [mg/m^3]

Trophieklasse	Gesamt-Phosphor-Konzentration [$\mu\text{g/l}$]	Phytoplankton-Biomasse [mg/m^3]
oligotroph	< 10	< 1000
mesotroph	15 - 30	1.500 - 3.000
schwach-eutroph	30 - 40	> 3.000
eutroph	> 40	> 3.000

Biologische Parameter

Phytoplankton-Biomasse

Die Biomasse an Schwebalgen spielt in der Trophie-Einstufung eine entscheidende Rolle und wird in mg/m^3 angegeben. Sie wird durch die Höhe der Phosphor-Konzentration gesteuert (Tab. 4).

Bei der routinemäßigen Beprobung werden aus 9 Tiefenstufen (1 m, 3 m, 5 m, 8 m, 10 m, 12 m, 15 m, 20 m, 30 m) Phytoplanktonproben entnommen.

Die Phytoplanktonproben für das nur 5 m tiefe Westbecken wurden mittels 5 Liter-Schöpfer (nach Schindler) gewonnen.

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 Algenbiomasse zu berechnen, ordnet man den Schwebalgen einfache geometrische Formen zu und bestimmt so ihr Volumen. Unter der Annahme, dass das spezifische Gewicht der Schwebalgen gleich dem des Wassers ist, wird $1\mu\text{m}^3 = 10^{-6} \mu\text{g}$ gesetzt. Die Individuenzahl pro Liter multipliziert mit dem Körpervolumen in μm^3 ergibt die Biomasse in $\mu\text{g/l}$ oder mg/m^3 .

Zooplankton-Biomasse

Im Schwerpunktjahr 2003 wurden zusätzlich Zooplanktonproben bearbeitet.

Die Zooplanktonprobenahme am Weißensee erfolgte mit einem vertikalen Planktonschließnetz (100 μm), welches erst in die gewünschte Ausgangstiefenstufe gebracht wird (z.B. 10 m). Anschließend zieht man das Planktonschließnetz bis zu einer bestimmten Tiefe hoch (z.B. 5 m) und schließt es mit Hilfe eines Fallgewichtes, so dass das Plankton der Tiefenzone 5 - 10 m zugeordnet werden kann. Dabei wurden je 5 m Wassersäule

mit einem Netzzug in den Tiefenstufen: 0 m - 5 m, 5 m - 10 m, 10 m - 15 m, 15 m - 20 m, 20 m - 25 m, 25 m - 30 m, 30 m - 35 m, 35 m - 40 m, 40 m - 50 m, 50 m - 60 m, 60 m - 70 m, 70 m - 80 m, 80 m - 100 m beprobt.

Die Proben für das nur 5 m tiefe Westbecken wurden mittels 5 Liter-Schöpfer (nach Schindler) gewonnen.

Die Proben wurden in 4%igen Formol fixiert. Die Zählung der Crustaceen erfolgte mit einem Bionokular (Wild Heerbrugg Typ M3Z).

Die Biomasse der Copepoden und Cladoceren wurde nach BOTRELL et al. (1976) als Trockengewicht bestimmt. Die Determination der Cladoceren erfolgte nach FLÖSSNER (1972) und LIEDER (1996), die der Copepoden nach KIEFER (1960), HERBST (1962) und EINSLE (1993).

Die Bearbeitung 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. Je nach Häufigkeit der Individuen wurde der Inhalt halber, ganzer oder auch mehrere Sedimentationskammern gezählt. Die Biomasse der Rotatorien wurde nach RUTTNER-KOLLISKO (1977) als Frischgewicht bestimmt. Die Determination der Rädertiere erfolgte nach KOSTE (1978). In dieser Arbeit beziehen sich alle Angaben zur Biomasse oder Abundanz auf 1 m^3 Wasser.

Die mittlere **Konzentration** eines Parameters wird berechnet, damit Gewässer mit unterschiedlichen Wasservolumina verglichen werden können.

Zur Berechnung des Gesamt-Inhaltes eines Parameters im Gewässer wird die Konzentration des Parameters einer Tiefenschicht mit

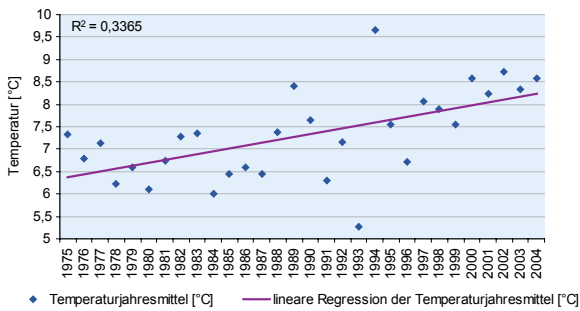


Abb. 2: Entwicklung der Lufttemperatur [°C] anhand der Jahresmittelwerte von 1975 bis 2004 mit linearer Regression.

dem jeweiligen Schichtvolumen multipliziert und anschließend der Inhalt der einzelnen Tiefenschichten addiert.

Um Gewässer mit unterschiedlichem Volumen vergleichen zu können, wird der **Gesamthalt** eines Parameters durch das Gesamtvolumen des Gewässers dividiert. Daraus ergibt sich eine mittlere **volumsgewichtete Konzentration**, die herrschen würde, wäre der Parameter gleichmäßig im Gewässer verteilt.

Die Einteilung der Trophieklassen folgt der ÖNORM 6231:2001 (Tab. 4).

Hochsommer nur selten Tagesmittelwerte über 20 °C. Die Monatsmittel aus den Tagesmittelwerten bewegen sich zwischen - 3,8 und + 17,3 °C (Quelle: ZAMG Klagenfurt).

Betrachtet man die Entwicklung der Jahresmittelwerte der Lufttemperatur zwischen 1975 und 2004 an der Beobachtungsstation Weißensee, so zeigt sich ein deutlicher Anstieg (Abb. 2).

Zwischen 1975 und 1980 betrug die Jahresdurchschnittstemperatur im Mittel 6,7 °C. Zwischen 2000 und 2004 waren es 8,5 °C. Dieser Anstieg ist jedoch nicht allein auf höhere sommerliche Temperaturen zurückzuführen, sondern auch auf wärmere Frühjahre und Winter. Entsprechend rückläufig ist die Dauer und Stärke der Eisbedeckung (Abb. 3). Zwischen 1975 und 1980 war der See durchschnittlich an 113 Tagen eisbedeckt. Die mittlere Eisstärke betrug 45 cm. Zwischen 2000 und 2004 war der Weißensee nur mehr an durchschnittlich 61 Tagen zugefroren. Auch die mittlere Eisstärke war mit 28 cm deutlich zurückgegangen.

Die Daten zur Eisbedeckung wurden uns dankenswerter Weise von Hr. Norbert Jank, dem Eismeister vom Weißensee, zur Verfügung gestellt (www.natureislauf.at).

Limnologische Entwicklung

Klimatische Randbedingungen und Eisbedeckung

Die Jahresmittel der Windgeschwindigkeiten am Weißensee über den Zeitraum von 1983 bis 2003 schwankten zwischen 1,2 m/s und 1,66 m/s (Quelle: ZAMG Klagenfurt) (Abb. 4).

Die klimatischen Randbedingungen und die Eisbedeckung sind für die thermische Schichtung eines Sees von grundlegender Bedeutung.

Entsprechend der Höhenlage des Weißensees (929 m.ü.A.) erreicht die Lufttemperatur selbst im

Sichttiefe

Die mittlere Sichttiefe des Weißensees schwankte über den Beobachtungszeitraum von 1983 bis

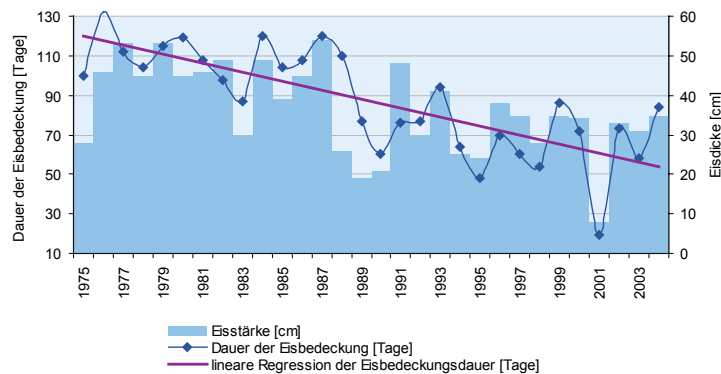


Abb. 3: Dauer der Eisbedeckung [Tage] und Stärke der Eisdecke [cm] seit 1975.

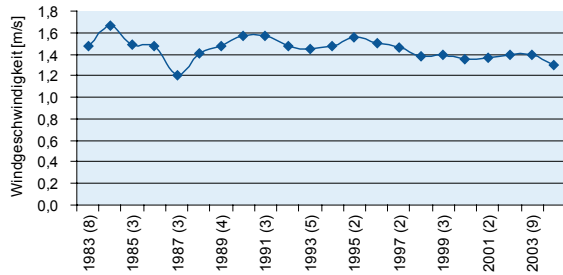


Abb. 4: Jahresmittel der Windgeschwindigkeit [m/s] von 1975 bis 2003.

2003 zwischen 7,2 und 11,6 m (Abb. 5). Diese hohen Sichttiefenwerte deuten auf ein nährstoffarmes Gewässer hin. In Seen mit ausgeprägter Algenentwicklung korreliert die Sichttiefe mit der Algenbiomasse. Im Weißensee ist die epilimnische Algenbiomasse mit mittleren 440 mg/m³ jedoch nicht ausschlaggebend für die im Jahresverlauf stark schwankende Trübung des Wassers. Die Schwankungen in der Sichttiefe, die in einem Jahr fast 6 m betragen können, scheinen durch Trübstoffe aus oberflächlichen Zuflüssen in Folge starker Regenereignisse hervorgerufen zu werden. Hierfür sprechen auch die höheren Sichttiefenwerte in den niederschlagsarmen Wintermonaten (Abb. 6).

Im Untersuchungsjahr 2003 wurde im Ostbecken des Weißensees die maximale Sichttiefe von 14 m im Juni gemessen (Abb. 7). Diese hohe Sichttiefe weist wiederum auf die Nährstoffarmut des Weißensees hin. Von Juni bis September verringerte sich die Sichttiefe aufgrund der sommerlichen Algenentwicklung auf 5,8 m. Die Trübung des Gewässers wurde sowohl direkt durch

die hohe Algenbiomasse als auch indirekt durch die photosyntheseinduzierte biogene Entkalkung hervorgerufen. Dabei beziehen die Algen in hartem Wasser mit hohem Calcium und Magnesiumgehalt das für die Photosynthese benötigte Kohlendioxid aus dem im Wasser gelösten Calciumhydrogencarbonat, wobei im Freiwasser feinste Kalkkristalle gebildet werden, welche dort die Sichttiefe reduzieren. Bei der Sedimentation führen diese Kalkkristalle zur Ausbildung der charakteristischen weißen Kalkschlammstreifen des Weißensees.

Im Oktober 2003 wurde nach Rückgang der sommerlichen Algenproduktion wieder eine Sichttiefe von 13,5 m erreicht.

Wassertemperatur und Durchmischungsverhalten

Die Tatsache, dass der Weißensee mit einer Seehöhe von 929 m der höchstgelegene Kärntner See mit Badenutzung ist, weist darauf hin, dass die sommerlichen Oberflächentemperaturen hoch sind. Ein Vergleich mit anderen Kärntner Seen zeigt, dass der Weißensee hinsichtlich der mittleren Wassertemperatur in etwa im Mittelfeld liegt (Abb. 8).

Einschränkend ist allerdings anzumerken, dass am Weißensee die Anzahl der Winterbeprobungstermine aufgrund der früh eintretenden Eisbedeckung und der relativ spät einsetzenden Auflösung der Eisdecke unterrepräsentiert sind.

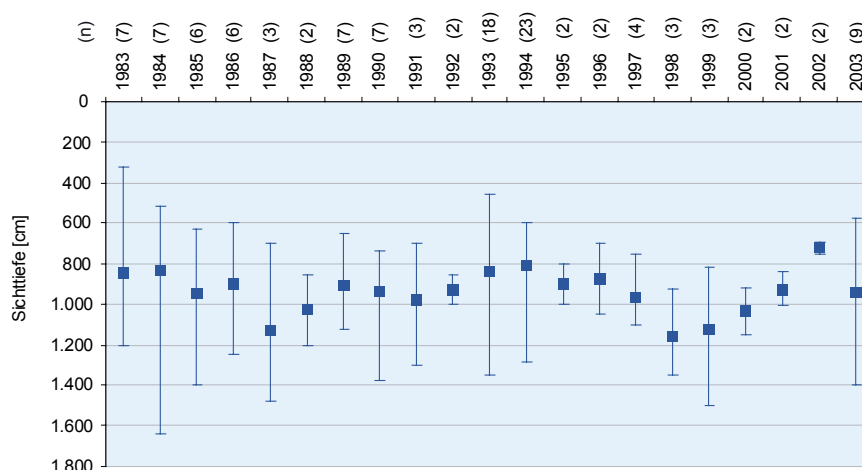


Abb. 5: Mittlere Sichttiefen [m] des Weißensees in den Jahren 1983 bis 2003 (n = Anzahl der Messungen pro Jahr).

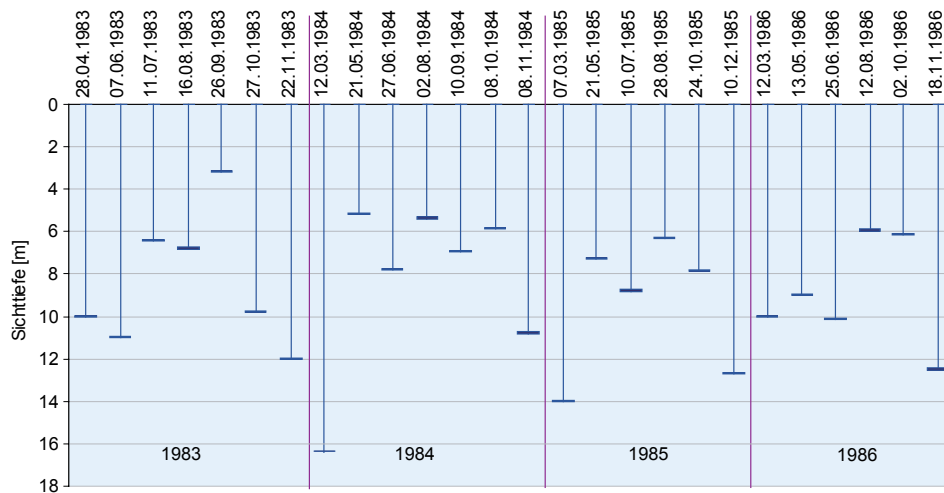


Abb. 6: Sichttiefenwerte [m] des Weißensees im Zeitraum von 1983 bis 1986.

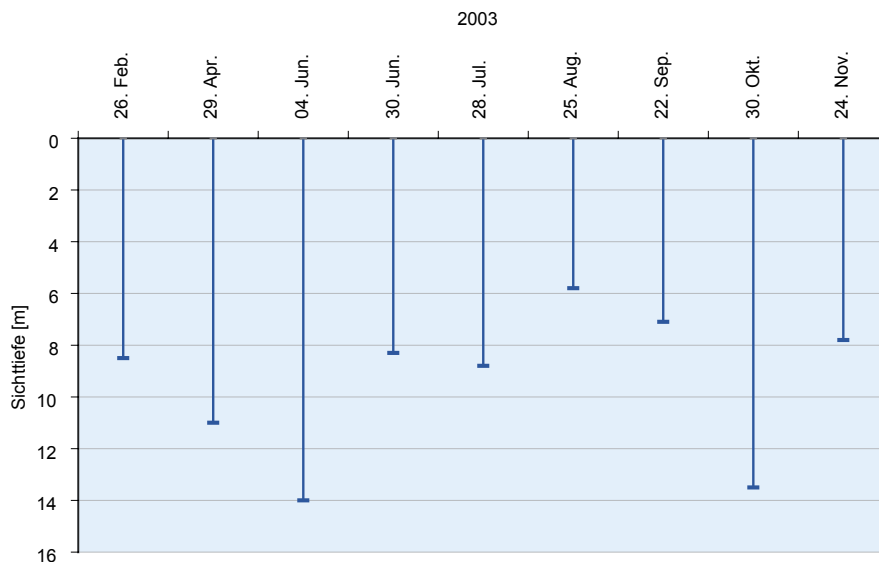


Abb. 7: Sichttiefenverlauf [m] des Ostbeckens im Weißensee im Untersuchungsjahr 2003.

Der Weißensee zeigte im Jahresverlauf des Untersuchungsjahrs 2003 typische Temperaturtiefenprofile entsprechend einem See der gemäßigten Breiten auf.

Die Wärmeverfrachtung in Seen wird hauptsächlich von den Dichteunterschieden des Wassers und der einwirkenden Windenergie bestimmt.

Wenn im Frühjahr die Temperatur des Oberflächenwassers 4 °C erreicht und somit die gesamte Wassersäule die gleiche Temperatur hat, bestehen keine temperaturbedingten Dichteunterschiede mehr, die der einwirkenden Windenergie entgegenwirken. Ein kräftiger Wind erzeugt an der Wasseroberfläche eine Strömung, die an den Ufern umbiegt und in die entgegengesetzte Richtung

läuft. Diese Walze wird immer größer und kann das Wasser des Sees bis zum Grund mischen. Die Tiefenausdehnung der Zirkulation hängt von der Windgeschwindigkeit und der Anströmrichtung des Windes zur Ausrichtung des Seebeckens ab. Dieser Vorgang wird als Frühjahrszirkulation bezeichnet. Das Ergebnis dieser Durchmischung ist ein Gewässer, das von der Oberfläche bis zum Grund kaum mehr Gradienten aufweist.

Mit zunehmender Sonneneinstrahlung wird das Oberflächenwasser erwärmt und der See beginnt eine Temperaturschichtung (Stratifikation) auszubilden.

Zunächst ist die Stratifikation noch schwach, so dass der Wind sie wieder zerstören kann, aber

mit der Erwärmung des Oberflächenwassers kommen die Dichteigenschaften des Wassers immer stärker zum Tragen. Wasser mit geringerer Dichte hat Auftrieb gegenüber jenem mit größerer Dichte. Mit steigender Temperatur wird der relative Dichteunterschied immer größer. Da die Dichteänderung pro °C bei hohen Temperaturen größer ist als bei niedrigen, gibt es eine Zunahme der Stabilität (des Widerstandes, den zwei Wasserkörper der Mischung entgegenzusetzen) der Schichtung von kaltem Wasser zu warmem Wasser. Dadurch entsteht eine relativ scharfe Grenze zwischen dem durchmischten Oberflächenwasser und dem kälteren Tiefenwasser. Man unterscheidet nun zwei voneinander getrennte Wasserkörper, das Epilimnion (warmes Oberflächenwasser) und Hypolimnion (kaltes Tiefenwasser). Dazwischen liegt die Thermocline oder Sprungschicht, ein Tiefenbereich, in dem die größte Änderung der Temperatur feststellbar ist. Dieser Wasserkörper wird als Metalimnion bezeichnet, dessen Grenzen ursprünglich von BIRGE (1897) dort definiert wurden, wo die Temperaturänderung mindestens 1 °C pro Meter Tiefe beträgt. Eine stabile Schichtung während der Sommermonate wird als Sommerstagnation bezeichnet.

Wenn sich das Epilimnion im Spätherbst wieder abgekühlt hat, kann der Wind den See wieder durchmischen. Nach der Herbstzirkulation ist der See zum zweiten Mal im Jahr homotherm. Im Winter, wenn der Weißensee zufriert, kehrt sich die Temperaturschichtung um. Während der

Winterstagnation schwimmt das kältere Oberflächenwasser, weil es eine geringere Dichte hat, auf dem ca. 4 °C warmen Tiefenwasser. Der Weißensee durchläuft somit jährlich einen zweimaligen (dimiktischen) Wechsel von Zirkulation und Stagnation. Aufgrund der Morphologie des Weißensees und des kurzen Zeitraums in dem windinduzierte Zirkulation stattfinden kann, wird nicht der gesamte Wasserkörper bei den Zirkulationsereignissen durchmischet. Daher spricht man von einer Meromixis anstatt einer Holomixis.

Im Untersuchungsjahr 2003 zeigte der Temperaturverlauf im Tiefenprofil des Weißensees nur Temperaturvarianzen bis maximal 40 m Tiefe (Abb. 9). Die darunter liegenden Wasserschichten verblieben etwa auf 4,7 °C. Das Epilimnion (0–6 m) erwärmte sich ab April bis zu einem Maximalwert von etwa 23 °C, welchen es im Juli und August erreichte. Ab September kühlte der See allmählich wieder aus. Im Zuge der Herbstzirkulation homogenisierte sich die Wassertemperatur im Tiefenprofil, wobei sich zum Novembertermin das Oberflächenwasser mit einer Temperatur von 7,6 °C noch nicht auf die vorherrschenden 4,9 °C im Tiefenwasser abgekühlt hatte.

Das 5 m tiefe Westbecken des Weißensees wurde im Schwerpunktjahr 2003 an vier Terminen untersucht. Am 26. August erwärmte es sich auf 23,8 °C, am 2. Februar 2004 betrug die Temperatur an der Wasseroberfläche 2 °C und am Grund 5 °C.

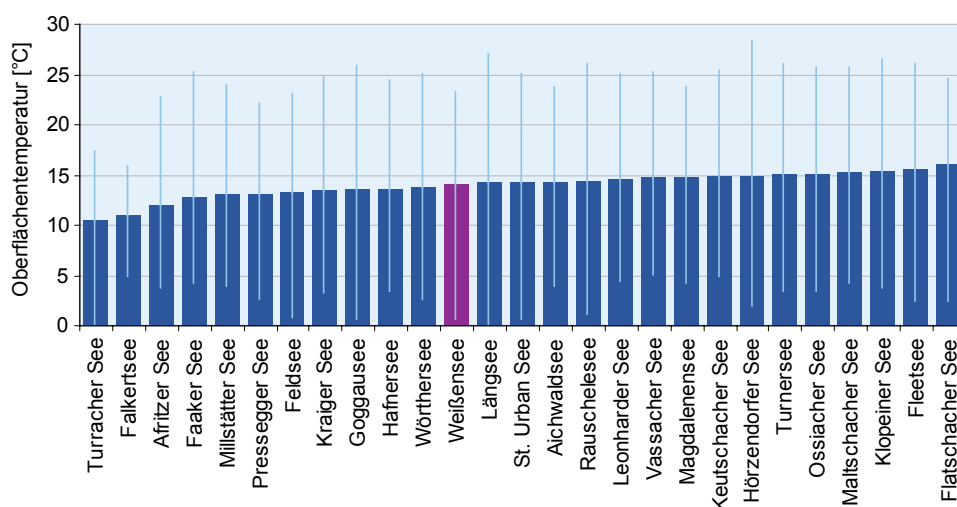


Abb. 8: Mittlere, minimale und maximale Oberflächentemperatur [°C] einiger Kärntner Seen seit 1996.

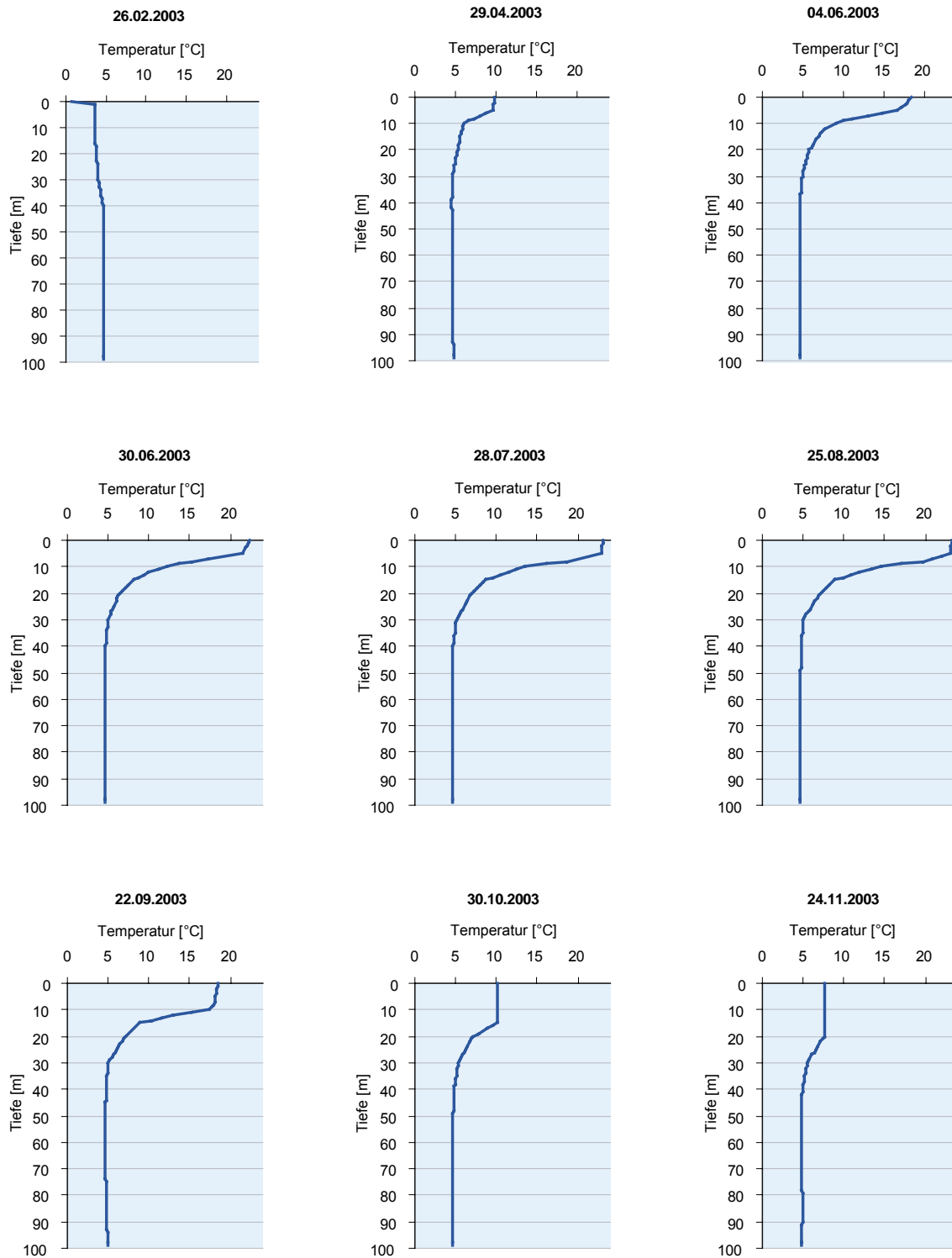


Abb. 9: Temperaturtiefenprofile [°C] des Weißensees im Untersuchungsjahr 2003.

Sauerstoff

Sauerstoff ist für alle heterotrophen Organismen (Atmung) lebenswichtig, wobei am meisten Sauerstoff für die mikrobielle Mineralisation organischer Tier- und Pflanzenreste benötigt wird (Oxidationsmittel für Abbauprozesse). Zum einen gelangt Sauerstoff mit der Zirkulation aus der Atmosphäre in den See, zum anderen durch die Photosyntheseaktivitäten autotropher Organismen (Pflanzen). In sehr produktiven Seen können tagsüber Sauerstoffübersättigungen und nachts Sauerstoffdefizite auftreten.

Der Weißensee zählt zu den meromiktischen Seen Kärntens und weist aufgrund fehlender Vollzirkulationen sauerstofffreie Bereiche in der Tiefe auf.

Aufgrund der geringen Produktivität des Phytoplanktons liegen die absoluten Maximalwerte bei 15 mg/l und die Minimalwerte bei 5 mg/l. Für die in diesem Bereich (0 - 20 m) stattfindenden Zehrungsprozesse steht genügend Sauerstoff zur Verfügung. Im Weißensee können ab 40 m Wassertiefe sauerstofffreie Verhältnisse vorkommen. Bei vorhergehender tiefergreifender Zirkulation wurden auch Werte um 2 mg/l Sauerstoff über Grund gemessen. Beispielsweise konnte im Weißensee als Folge starker Niederschläge im September 1983 und großer zugeführter Mengen an kühlen und mineralpartikelreichen Oberflächenwässern eine Vollzirkulation im Frühjahr 1984 beobachtet werden (SAMPL et al. 1992).

Die Sauerstoffverhältnisse eines Gewässers sind vor allem während der Frühjahrszirkulation von Interesse, da zu diesem Zeitpunkt die Ausdehnung des durchmischten Wasserkörpers (Voll- oder Teilzirkulation) feststellbar ist. Indirekt können aufgrund der Tiefe der Durchmischung Rückschlüsse auf die Nährstoffversorgung der sich entwickelnden Phytoplanktongemeinschaft gezogen werden. Während der sommerlichen Stagnationsphase kann es in der Tiefe durch den bakteriellen Abbau von organischem Material zum Sauerstoffschwund und in dessen Folge zu einer Anreicherung von Phosphor kommen. Dies weist in Gewässern mit regelmäßigen Vollzirkulationen auf einen hohen Nährstoffgehalt und eine hohe Biomasseproduktion hin.

Ein sauerstofffreier Tiefenwasserbereich am Ende der sommerlichen Stagnationsphase ist ein Kennzeichen eutropher, dimiktischer Seen. In solchen Gewässern gelangt während der Frühjahrs- und Herbstzirkulationen Sauerstoff bis zum Grund, so dass gelöster Phosphor, der sich während der Sommermonate angesammelt hat, einerseits an das Sediment gebunden und andererseits in höhere Wasserschichten verfrachtet werden kann. In Abbildung 10 sind die Sauerstoffkonzentrationen des Frühjahrs 1982 bis 2003 und in Abbildung 11 die des Spätsommers 1972 bis 2003 im Tiefenprofil bis 99 m dargestellt. An einigen Terminen wurde der Sauerstoff nur bis 90 m Tiefe gemessen. Aus der unteren Grafik in Abbildung 11 geht hervor, dass die 3 mg/l Sauerstoffgrenze, welche sich vor 1983 zwischen 27 m und 42 m Tiefe befindet, nach der Vollzirkulation von 1984 eine größere Variabilität aufweist und bis 2003 nur selten über 40 m nachweisbar ist.

Desweiteren ist zu erkennen, dass der meromiktisch bedingte, sauerstofffreie Tiefenbereich (Monimolimnion) ab 1984 an Stabilität und Ausdehnung verliert, und das Auftreten von herbstlichen Vollzirkulationen (1984, 2000, 2001) zu beobachten ist (leider fehlen von einigen Jahren Messdaten über Grund).

Betrachtet man die Entwicklung der Sauerstoffkonzentrationen unterschiedlicher Wasserkörper seit 1980, so zeigen sich deutliche Sauerstoffzunahmen in den tieferen Schichten (Abb. 12).

Diese Zunahme vollzog sich in zwei größeren Schritten. Der erste Konzentrationsanstieg wurde zwischen 1983 und 1986 beobachtet.

Vergleicht man die mittlere Konzentration zwischen 40 und 59 m an den Novemberterminen der Jahre 1982 bis 1984, so wird der Anstieg besonders deutlich. An den beiden Terminen der Jahre 1982 und 1983 wurden Konzentrationen um 0,7 mg/l gemessen. Am 8. November 1984 erreichte die Konzentration 4,5 mg/l. An diesem Termin wurden selbst in 80 m Tiefe noch 2,4 mg/l Sauerstoff gemessen. Während in den tieferen Schichten die Sauerstoff-Konzentration bald wieder den Ausgangswert erreichte, blieb über einer Tiefe von

60 m die Konzentration bis ca. 1997 auf dem neuen höheren Niveau. Zwischen 1997 und 2001 kam es zu einem neuerlichen Konzentrationsanstieg. Dieser ist auch im Wasserkörper von 80 bis 99 m Tiefe deutlich messbar. In den Jahren 1998 bis 2001 betrug die Sauerstoff-Konzentration in dieser Schicht an allen 10 Terminen zwischen 0,4 und 3,4 mg/l. Ab dem Jahr 2002 zeigte die Entwicklung der Sauerstoffkonzentration wieder eine abnehmende Tendenz, sodass heute wieder Verhältnisse ähnlich wie im Jahr 1997 herrschen.

Im Untersuchungsjahr 2003 wurden im Ostbecken von März bis November monatlich Sauerstoffmessungen durchgeführt. Das seichte Westbecken des Weißensees wurde an 4 Terminen (5. Juni 2003, 26. August 2003, 3. November 2003, 2. Februar 2004) beprobt. Im Mittel waren im Epilimnion des tiefen Beckens 8,7 mg/l Sauerstoff gelöst. Das 5 m tiefe Westbecken des Weißensees wies durchschnittlich 8 mg/l Sauerstoff auf.

In Abbildung 13 sind die im Jahr 2003 aufgezeichneten Sauerstoffkonzentrationen des Weissensee Ostbeckens dargestellt. Das Tiefenprofil der

Sauerstoffkonzentration während der Frühjahrszirkulation (April) zeigt die Grenze zwischen Mixolimnion (durchmischter Wasserkörper) und Monolimnion (stagnierender Wasserkörper) in 90 m Tiefe. Die 3 mg/l Grenze lag bei 60 m Tiefe.

Die geringsten Sauerstoffkonzentrationen wurden unter der Eisdecke im Februar gemessen. Das Oberflächenwasser wies eine Sauerstoffsättigung von 68 bis 74 % auf. Die 3 mg/l Grenze lag bei 40 m Tiefe. Ab 70 m war kein Sauerstoff mehr nachweisbar. Nach der Frühjahrszirkulation, mit dem Produktionsanstieg des Phytoplanktons, traten in der Tiefe zunehmend Zehrungsprozesse auf, die Sauerstoffgrenze stieg wieder an. Ende September erreichte der sauerstofffreie Wasserkörper seine größte Ausdehnung, die 0 mg/l Grenze lag bei 65 m, 3 mg/l wurden in 40 m Tiefe nachgewiesen.

Die Entwicklung der Sauerstoffkonzentrationen des zirkulierenden Wasserkörpers im Zeitraum Juni bis September wird von der Phytoplanktonverteilung und Produktivität gesteuert. Erkennbar ist die Lichthemmung der Photosynthese des Phytoplanktons nahe der Wasseroberfläche.

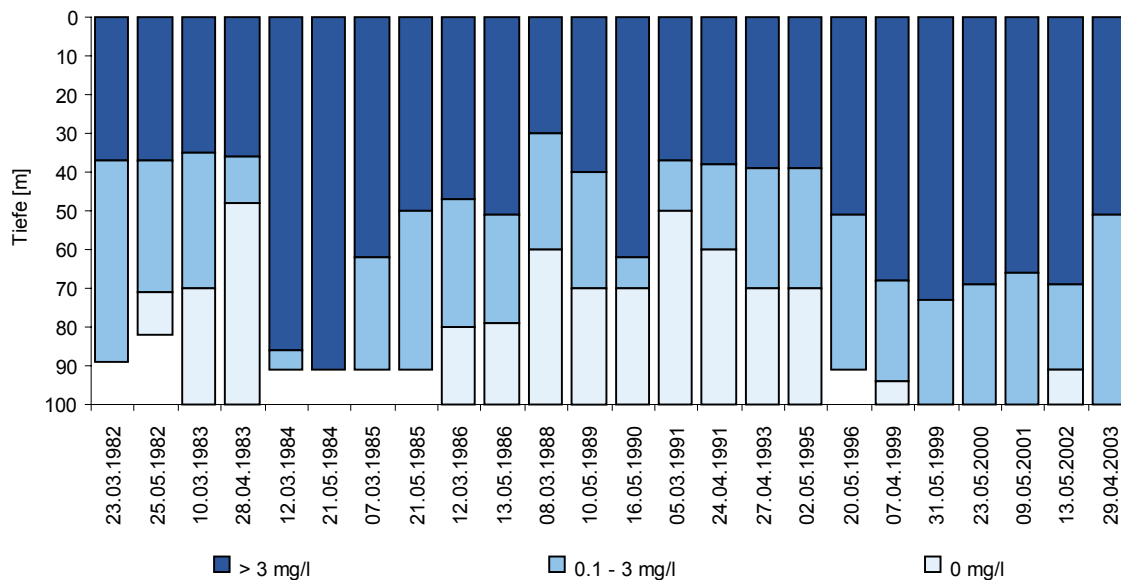


Abb. 10: Sauerstoffprofile [mg/l] von 1972 bzw. 1982 bis 2003 zur Zeit der Frühjahrsdurchmischung.

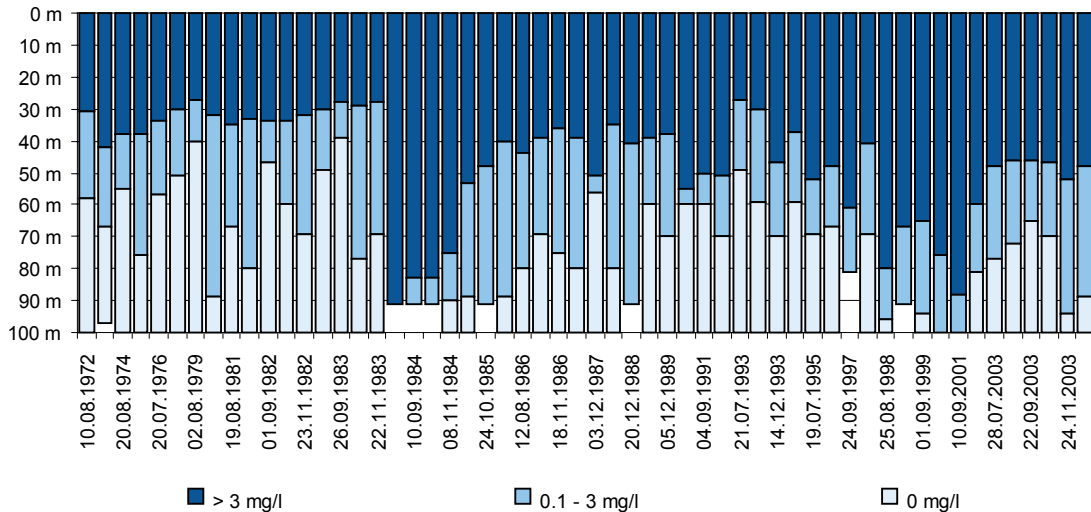


Abb. 11: Sauerstoffprofile [mg/l] von 1972 bzw. 1982 bis 2003 am Ende der sommerlichen Stagnationsphase.

Das Biomassemaximum des Phytoplanktons trat zwischen 5 m und 12 m Tiefe auf (Abb. 28). Die Sauerstoffkonzentrationen stieg mit zunehmender Phytoplanktonbiomasse zwischen 0 m und 10 m Tiefe an. Während an der Seeoberfläche das Seewasser sauerstoffgesättigt war, die Messwerte schwankten zwischen 96 und 106 %, wurde in 10 m Tiefe eine deutliche Übersättigung nachge-

wiesen. Das Maximum wurde im August mit 176 % erreicht. Das Absinken der Sauerstoffkonzentration unterhalb von 10 m Tiefe ist auf die Abnahme der Phytoplanktonproduktion und zunehmenden Sauerstoffverbrauch der Organismen (Atmung, mikrobiologische Abbauprozesse) zurückzuführen.

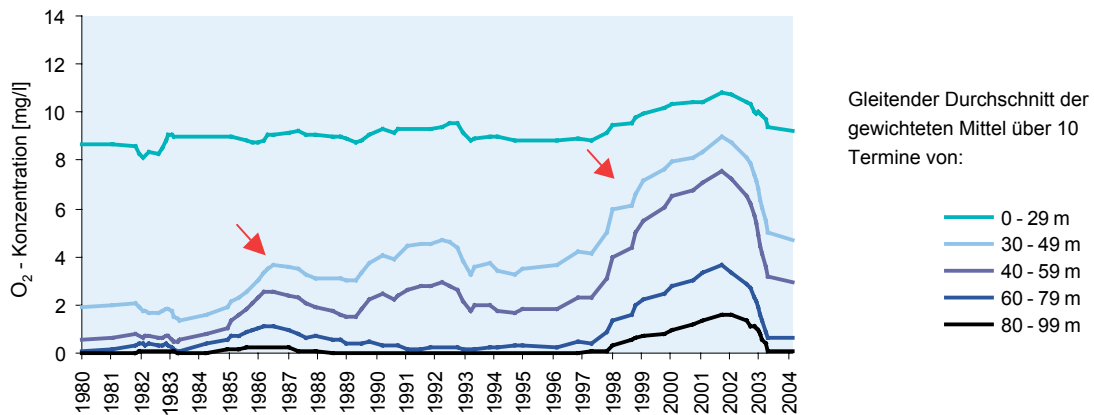


Abb. 12: Zeitlicher Verlauf der gewichteten mittleren Sauerstoff-Konzentrationen [mg/l] ausgesuchter Wasserkörper (gleitendes Mittel über 10 Termine).

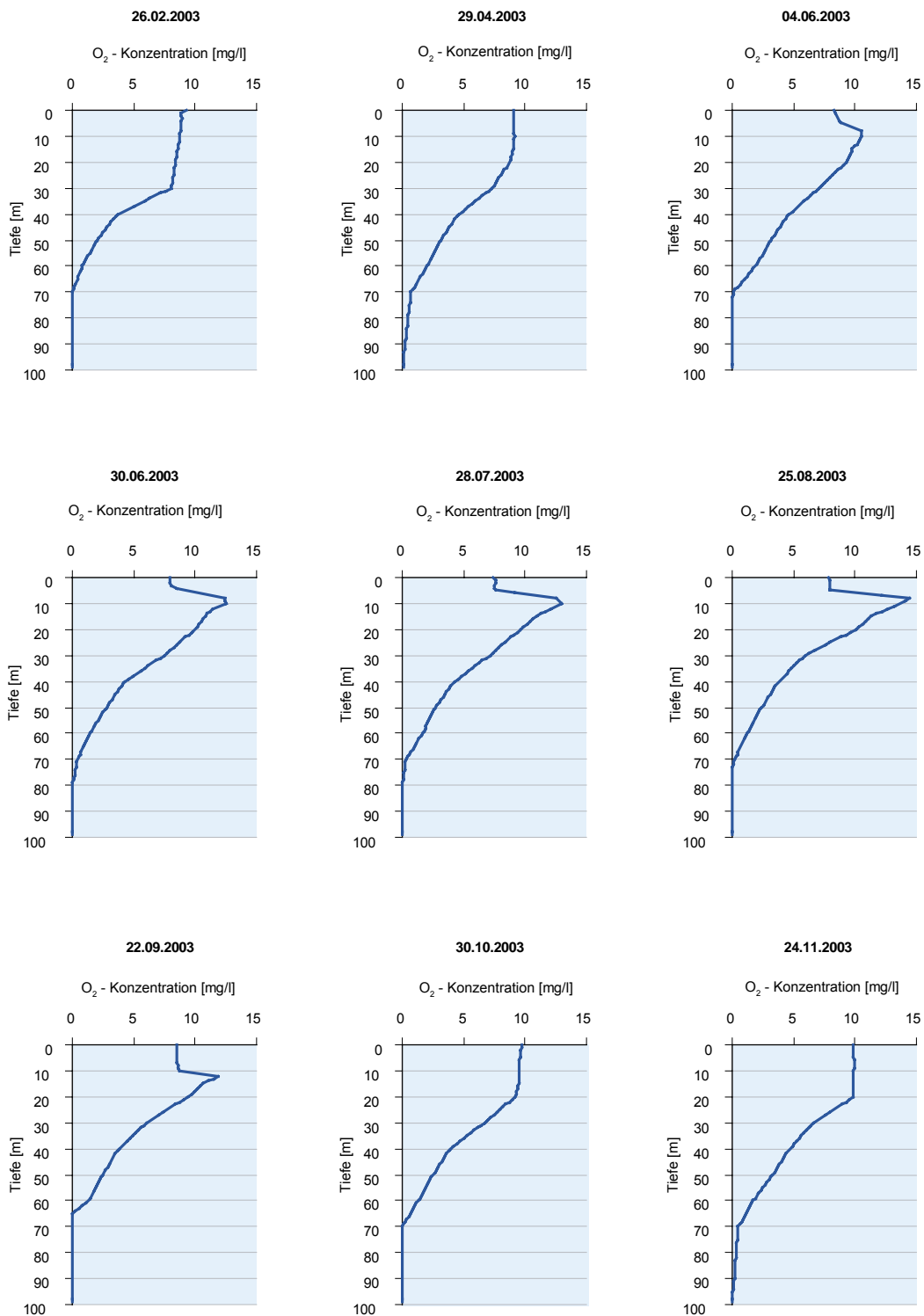


Abb. 13: Sauerstoff-Tiefenprofile [mg/l] des Weißensees im Untersuchungsjaar 2003.

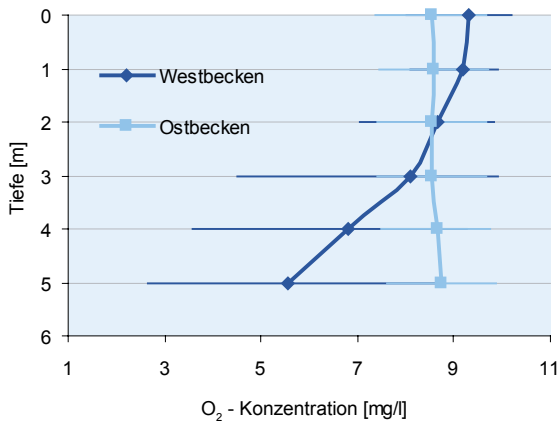


Abb. 14: Epilimnische Sauerstoffkonzentrationen des Weißensees im Ost- und Westbecken [mg/l] im Untersuchungsjahr 2003 (Ostbecken: n = 9; Westbecken: n = 4).

Gesamt-Phosphor

Der Phosphor ist von besonderem Interesse, da er als Minimumfaktor für die Produktion des Phytoplanktons ein Maß für das Trophieneveau des Gewässers darstellt. Die Phosphor-Konzentrationen des Sees hängen grundsätzlich von externen Nährstoffeinträgen (Niederschlag, Oberflächenabswemmung, Drainagen-, Sicker- und Grundwasserzustrom), und von internen Stoffkreisläufen ab. Mit dem Gesamt-Phosphor werden alle in einem See vorkommenden Phosphorfractionen (gelöster Phosphor, partikulärer Phosphor, organischer und anorganischer Phosphor) gemessen. Zur Darstellung des Gesamt-Phosphors im Weißensee wurde die Konzentration in den Wasserkörpern von 0 bis 19 m sowie 80 - 89 m gewählt.

Der Weißensee ist der phosphorärmste Badensee

Kärntens. Gemittelt über alle Werte seit 1996 beträgt die mittlere Konzentration nur 5,6 µg/l (Abb. 15).

Wie in Abbildung 16 dargestellt ist, lässt der zeitliche Verlauf der Gesamt-Phosphor-Konzentration von 1972 bis 1984 höhere Werte erkennen. Im Mittel lagen in dieser Zeitspanne die Phosphor-Konzentrationen zwischen 9 µg/l (1972 bis 1981) und 8 µg/l (1982 bis 1983).

Am 22. November 1983 wurde mit 26,6 µg/l die bislang höchste Gesamt-Phosphor-Konzentration gemessen. Am 21 Mai 1984, zeigte sich erstmals eine deutliche Konzentrationsabnahme auf 5,7 µg/l.

An allen darauffolgenden Terminen bewegte sich die über die Wassersäule gewichtete Gesamt-Phosphor-Konzentration zwischen 3,3 und 8,3 µg/l. Das Mittel über die Einzeltermine von 1984 bis 2004 beträgt 5,2 µg/l.

Betrachtet man die Änderung der Gesamt-Phosphor-Konzentration in unterschiedlichen Wasserkörpern des Weißensees, so zeigt sich, dass die besprochene Konzentrationsabnahme vor allem in tieferen Bereichen stattfand (Abb. 17).

In den obersten 20 m schwankte die Konzentration zwischen 3,6 und 11,4 µg/l. Anders verhält es sich in der Tiefe. Hier zeigte sich eine sprunghafte Konzentrationsabnahme von 1983 auf 1984 und eine weitere Abnahme von 1998 auf 1999. Von 1972 bis 1983 betrug die mittlere Konzentration im Wasserkörper zwischen 80 und 89 Meter 20,6 µg/l,

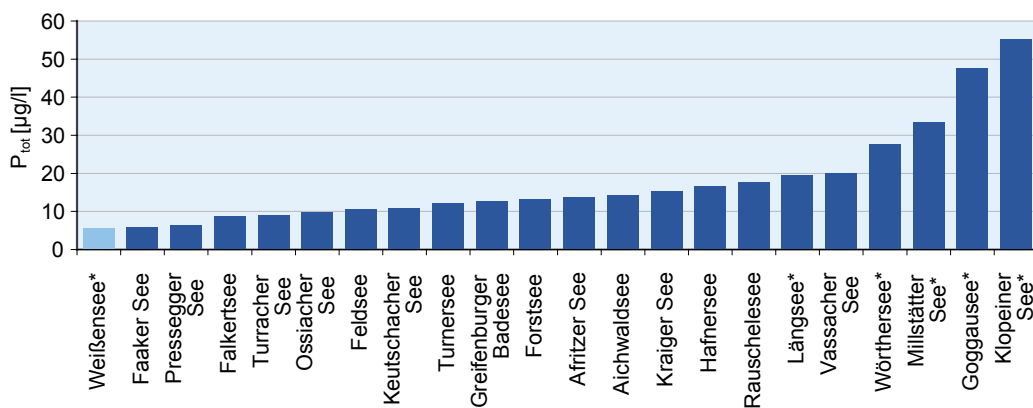


Abb. 15: Vergleich der mittleren Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] aller Werte seit 1996 einiger Kärntner Seen (* meromiktisch).

von 1984 bis 1998 waren es 9,2 µg/l und zwischen 1999 und 2004 betrug die mittlere Konzentration in diesem Wasserkörper nur mehr 5,7 µg/l.

Diese Entwicklung steht neben der sanierungsbedingten Entlastung des Phosphorhaushalts im engen Zusammenhang mit dem Auftreten von Vollzirkulationen, in deren Folge Sauerstoff in die Tiefe gelangte. Die Abbildungen 17 und 18 visualisieren die rasche Wirkung der Anfang der 1980er Jahre fertiggestellten Sanierungsmaßnahmen auf die Phosphor-Konzentration im Weißensee. Die zwei sprunghaften Phosphor-Konzentrationsabnahmen gehen mit einem deutlichen Anstieg der Sauerstoffkonzentration einher (Abb. 18).

In der meromiktischen Phase des Weißensees, FINDENEgg (1936) definierte das Mixolimnion nur bis in eine Tiefe von 40 m, kam es im sauerstofffreien Monimolimnion des Sees zu einer Anreicherung des Gesamt-Phosphors. Mit tiefer reichenden Zirkulationen wird der Gesamt-Phosphor in höhere Schichten verfrachtet. So geschehen im November des Jahres 1983. In diesem Monat wurde eine epilimnische Phosphor-Konzentration von 25,5 µg/l gemessen. Die Auswirkungen dieser „internen Düngung“ sind nicht von langer Dauer, da Phosphor einerseits im aeroben Milieu als Eisenphosphat ausfällt und andererseits in organisch gebundener Form mit der abgestorbenen Phytoplanktonbiomasse sedimentiert. Die Tatsache, dass die

Gesamt-Phosphor-Konzentration in der Tiefe zwischen 80 und 89 m im anschließenden Zeitraum von 1987 bis 1999 trotz sauerstofffreiem Milieu (Abb. 18) relativ stabil blieb, deutet darauf hin, dass während der Zirkulationsphasen Sauerstoff in die Tiefe gelangt ist. Oxidationsvorgänge sorgen dafür, dass der in der Tiefe eintreffende Sauerstoff rasch verbraucht wird. Ab 1997 wird im Zuge neuerlicher bis zum Grund reichender Durchmischungen mehr Sauerstoff in die Tiefe verfrachtet, als durch Oxidation (Abbau organischer Substanz) verbraucht wurde. Als Folge war eine weitere Abnahme der Gesamt-Phosphor-Konzentration in der Tiefe zu verzeichnen.

Auch im Untersuchungsjahr 2003 konnten nur äußerst geringe Gesamt-Phosphor-Konzentrationen um 5 µg/l nachgewiesen werden. Die Durchmischung im Weißensee erfolgte im Untersuchungsjahr 2003 nur bis in eine Tiefe von 70 m, daher konnte sich ein sauerstofffreies Hypolimnion ausbilden. Unter diesen Voraussetzungen fanden Phosphor-Rücklösungsprozesse aus dem Sediment statt, welche in den Gesamt-Phosphor-Tiefenprofilen zum Ausdruck kommen, jedoch wurden auch über Grund 11 µg/l nicht überschritten (Abb. 19). Üblicherweise ist in den Gesamt-Phosphor-Tiefenprofilen die Verteilung der Algenbiomasse ersichtlich, jedoch stellten im Untersuchungsjahr 2003 im Weißensee Kieselalgen den Hauptanteil der Algenbiomasse.

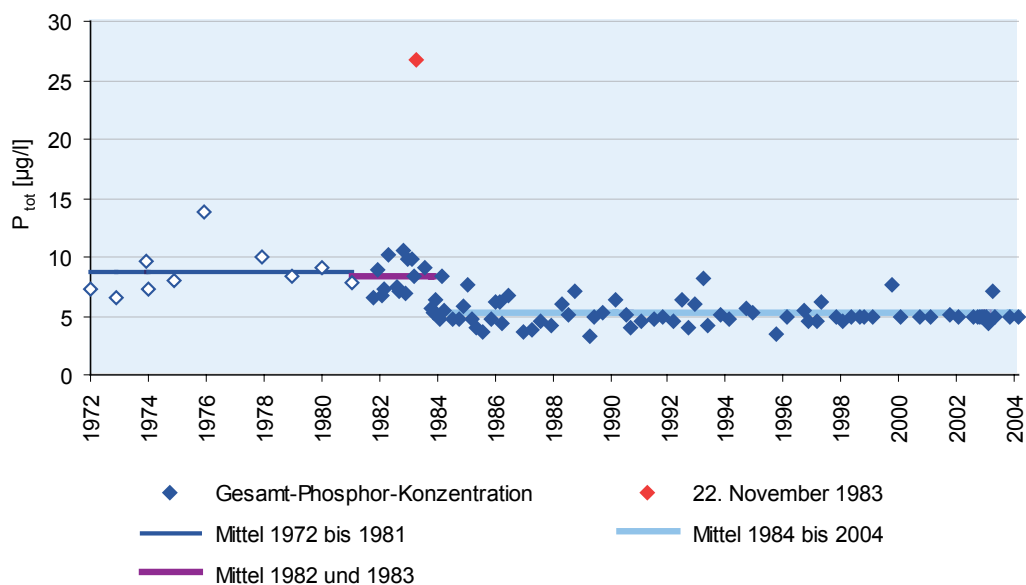


Abb. 16: Über die Wassersäule gewichtete Gesamt-Phosphor-Konzentrationen [µg/l] des Weißensees aller Termine von 1972 bis 2004.

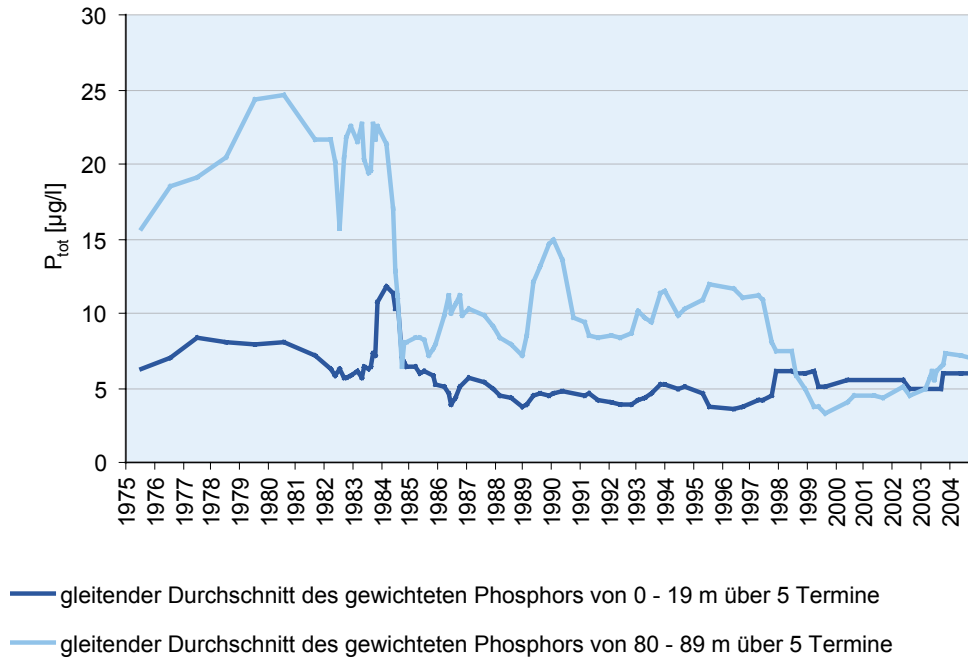


Abb. 17: Gewichtete Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] im Wasserkörper von 0 bis 19 m und 80 bis 89 m an Einzelterminen von 1972 bis 2004 (mit dem gleitenden Mittel über 5 Perioden).

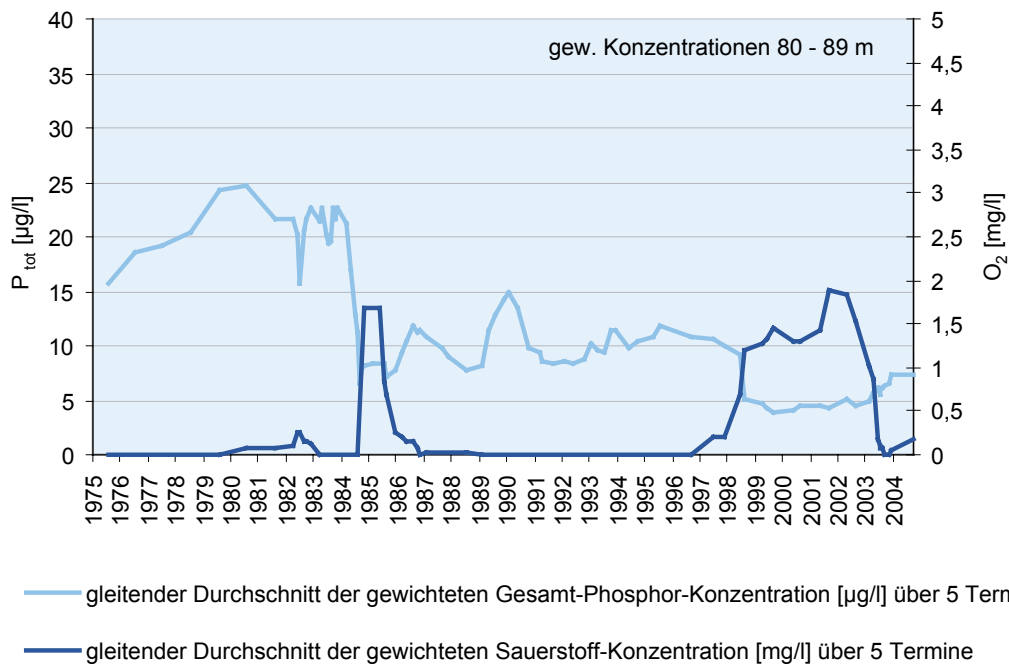


Abb. 18: Vergleich der gewichteten Konzentrationen von Gesamt-Phosphor [µg/l] und Sauerstoff [mg/l] im Wasserkörper von 80 bis 89 m des Weißensees von 1975 bis 2004.

Der Name Kieselalge kommt von ihrer Hülle aus Siliziumdioxid, fälschlich auch als Kieselsäure bezeichnet, die die Zelle umgibt. Dieser Panzer ist schachtelförmig und besteht aus zwei schalenförmigen Teilen, von denen die eine mit ihrer Öffnung über die Öffnung der anderen greift („Epitheka“ bzw. „Hypotheka“) und sind Hauptbestandteil der Biomasse von Kieselalgen.

In der Messung der Gesamt-Phosphor-Konzentration fallen die Kieselalgen nicht ins Gewicht.

Im seichten Westbecken des Weißensees mit einer maximalen Tiefe von 5 m lagen im Untersuchungsjahr 2003 die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen zwischen 5 und 20 µg/l.

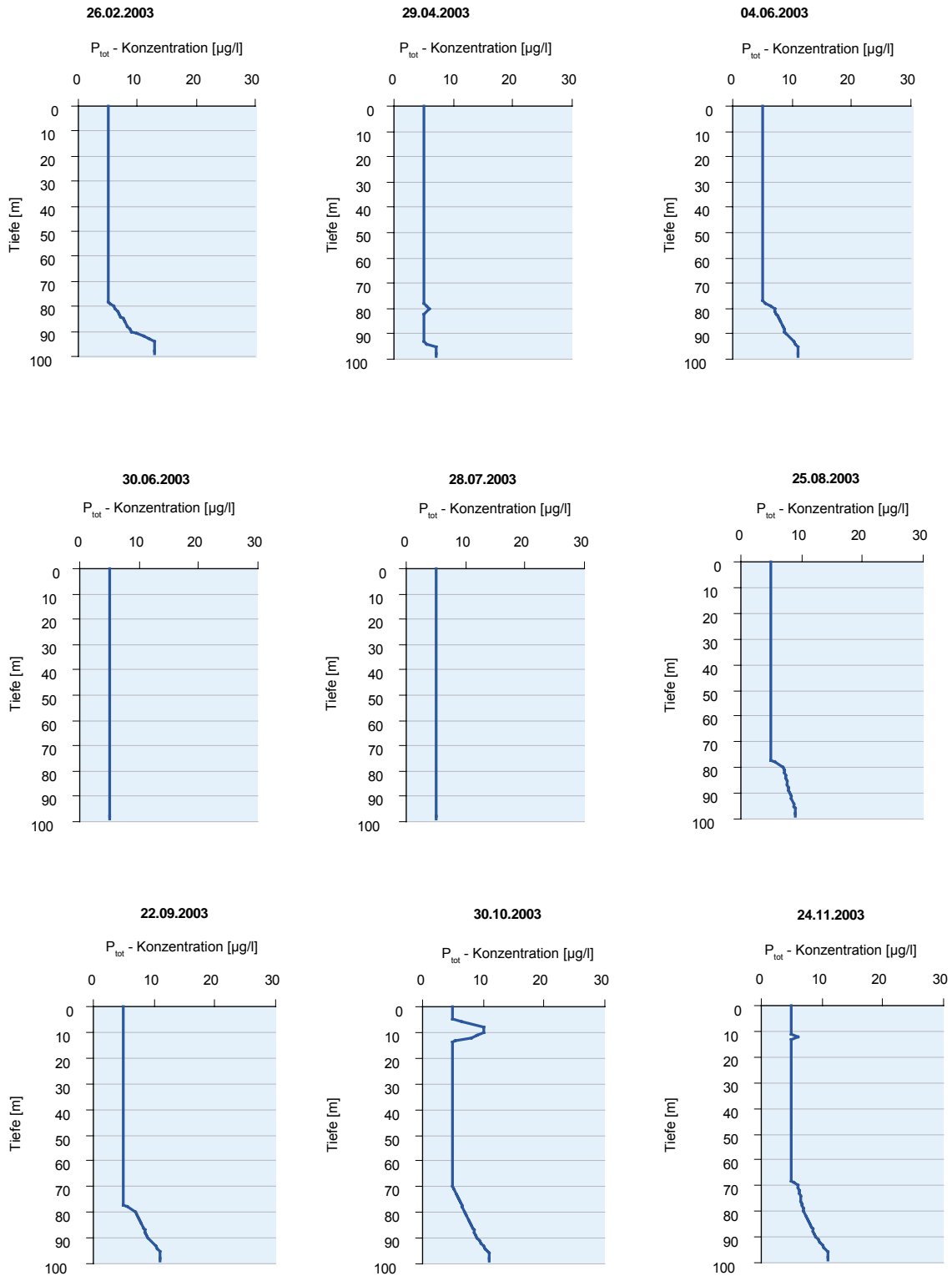


Abb. 19: Tiefenprofile der Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] des Weißensees im Untersuchungsjahr 2003.

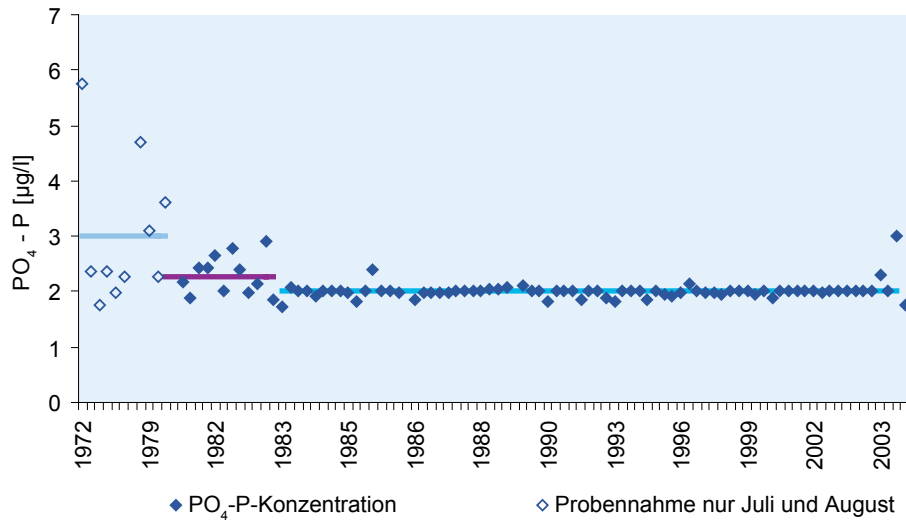


Abb. 20: Über die Wassersäule gewichtete Orthophosphat-P-Konzentrationen [µg/l] an den Einzelterminen von 1972 bis 2003.

Orthophosphat-Phosphor

Die Orthophosphat-P-Fraktion (PO₄-P) stellt den nicht organisch gebundenen und somit unmittelbar verfügbaren Anteil des Gesamt-Phosphors dar. In oligotrophen Seen befinden sich nur geringe Mengen an PO₄-P, das beim Abbau von organischer Substanz entsteht und rasch wieder in Biomasse eingebaut wird. Auch in eutrophen Seen kann die Orthophosphat-Phosphor-Konzentration relativ niedrig sein, da der Großteil des Phosphors organisch gebunden ist.

Die PO₄-P-Konzentration im Weißensee ist sehr gering und lag von 1984 bis 2003 nahe der Bestimmungsgrenze (Abb. 20). Zu Beginn des Untersuchungszeitraumes sind Werte zwischen 1,8 und 5,8 µg/l ermittelt worden. Die Orthophosphat-Phosphor-Konzentration nahm von 1972 bis 1984 kontinuierlich ab und spiegelt den Erfolg der Sanierungsmaßnahmen wider.

An den vier Probenahmeterminen im Jahr 2003 im kleinen Westbecken des Weißensees war die Orthophosphat-Phosphor-Konzentration äußerst gering, die Werte lagen unter der Bestimmungsgrenze von 2 µg/l.

Stickstoff

Im Folgenden wird der Parameter Stickstoff durch die Komponenten Ammonium-N und Nitrat-N im Zeitraum von 1973 bis 2004 dargestellt.

Aus Abbildung 21 geht hervor, dass ab dem Jahr 1984 ein Rückgang der Ammonium-N-Konzentration und eine Zunahme der Nitrat-N-Konzentration zu beobachten ist. Diese Änderungen der Konzentrationen der beiden Stickstofffraktionen hängt direkt mit den Sauerstoffverhältnissen im See zusammen. Im Zeitraum von 1973 bis 1983 lag die 3 mg/l Sauerstoffgrenze bei rund 40 m. Ungefähr diese Konzentration an Sauerstoff wird für die Oxidation von Ammonium-N zu Nitrat-N benötigt. Da unter 40 m zu wenig O₂ vorhanden war, überwog die Konzentration des Ammonium-N.

Mit der tieferreichenden Zirkulation von 1984 und dem damit verbundenen Sauerstoffeintrag in die Tiefe wurde der Ammonium-N im Weißensee zu Nitrat-N oxidiert. Gleichzeitig kam es zu einer Verfrachtung in höhere Wasserschichten, wo er für Algen verfügbar wird. Ab 1998, nach einer weiteren Vollzirkulation, kam es zu einer neuerlichen Reduktion der Ammonium-N-Konzentration. Von 1998 bis 2004 schwankten die Werte zwischen 5 und 10 µg/l, wobei die Nachweisgrenze bei

4 µg/l liegt. Die Nitrat-N-Konzentration pendelte sich zwischen 60 und 80 µg/l ein (Abb. 21).

In Abbildung 22 sind die Nitrat-N und Ammonium-N-Konzentrationen des Weißensees im Vertikalprofil der Jahre 1983, 1985, 1993 und 2003 angeführt. Zur Darstellung wurden pro Jahr zwei Termine zum Zeitpunkt der Frühjahreszirkulation und am Ende der Sommerstagnation gewählt.

Das linke Bild in Abbildung 22 zeigt die Situation von 1983. Im Epilimnion war zur Zeit der Zirkulation eine Nitrat-N-Konzentration von 83 µg/l vorhanden. Bis in 40 m Tiefe schwankten die Werte zwischen 40 und 158 µg/l. Von 41 auf 90 m Tiefe nahm die Nitrat-Konzentration bis auf 39 µg/l ab. Der Nitrat-N hat ein lokales Maximum von 158 µg/l in 30 m Tiefe. In dieser Zone findet nur mehr wenig Photosynthese statt, es ist aber noch relativ viel Sauerstoff (> 4 mg/l) vorhanden. Darunter sinkt die Nitrat-N-Konzentration ab, während der Ammonium-N mit der Tiefe stetig zunimmt.

Dieses charakteristische Maximum in 30 m Tiefe 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 Vegetationsperiode vom Epi- bis zum Hypolimnion nur in geringen Konzentrationen zu finden ist. Wenn eine kritische Sauerstoffgrenze von etwa 3 bis 4 mg/l erreicht ist,

findet keine mikrobielle Oxidation von Ammonium zu Nitrat mehr statt, und es kommt zu einer Anreicherung des Ammoniums in der Tiefe.

Am Ende der Stagnationsphase, im Oktober, war die Nitrat-N-Konzentration des Epilimnions mit 31 µg/l durch die Photosyntheseaktivität der Algen deutlich herabgesetzt.

Das mittlere Bild in Abbildung 22 zeigt die Situation nach der Vollzirkulation von 1984 im Jahr 1985. Die Auswirkungen der Vollzirkulation äußerten sich in einer beträchtlichen Zunahme der Nitrat-Konzentration und einer geringen Ammonium-Konzentration bis in 90 m Tiefe. Auch im Schwerpunktjahr 2003 dominierte die Nitrat-N-Fraktion gegenüber dem Ammonium, allerdings mit geringeren Konzentrationen.

Die gesetzten Sanierungsmaßnahmen brachten im Stickstoff-Haushalt des Weißensees eine deutliche Veränderung. Die hohen Nitrat- und geringen Ammonium-Konzentrationen lassen auf eine verbesserte Sauerstoffsituation im See schließen, welche sich in einer größeren Variabilität und einer Verlagerung der 3 mg/l Sauerstoffgrenze nach der Vollzirkulation von 1984 in der Tiefe manifestierten (siehe Kapitel Sauerstoff).

Im nur 5 Meter tiefen Westbecken verhielt sich die Nitrat-Stickstoff-Konzentration 2003 etwa gleich wie im Ostbecken und belief sich im Mittel auf 60 µg/l. Die Ammonium-Stickstoff-Konzentration betrug im Durchschnitt 40 µg/l.

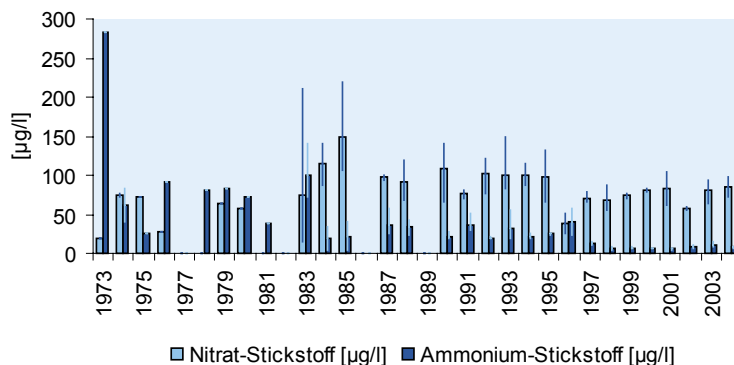


Abb. 21: Entwicklung der Nitrat-N- bzw Ammonium-N-Konzentration [µg/l] (Jahresmittel aus gewichteten Einzelterminen von 0 bis 90 m von 1973 bis 2004).

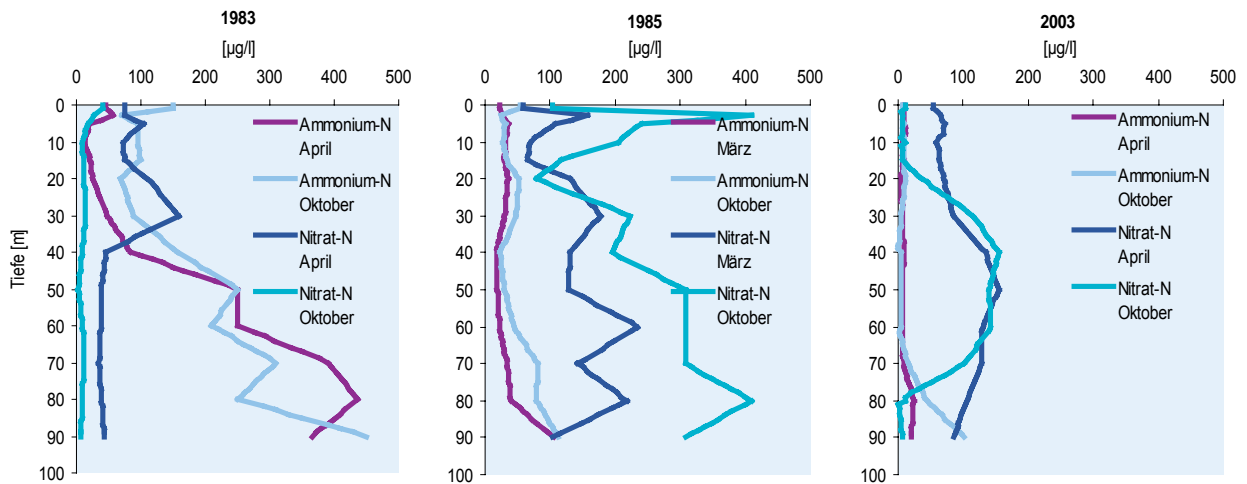


Abb. 22: Vergleich der Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] zur Zirkulations- und Stagnationsphase; Vertikalprofile der Jahre 1983, 1985 und 2003.

Leitfähigkeit und Elektrolyte

Die Leitfähigkeit steigt, wenn dem Wasser Ionen, also Salze, Säuren oder Basen hinzugefügt werden. Dementsprechend hat Meerwasser eine höhere Leitfähigkeit als Süßwasser.

Die Leitfähigkeit eines Sees hängt in erster Linie von der Art des vorherrschenden Grundgesteins im Einzugsgebiet ab. In den Einzugsgebieten der Kärntner Seen werden Silikat - (Granit, Gneis, Tonschiefer und Sandstein) und Karbonatgesteine (Kalk und Mergel) unterschieden.

Silikat- oder Weichwässer besitzen aufgrund des silikatischen Gesteins im Allgemeinen niedrige Ca- und Mg-Gehalte, einen leicht sauren Charakter (pH 5 bis pH 7), geringe Leitfähigkeiten und schwaches Puffervermögen. Karbonat- oder Hartwässer verfügen über deutlich höhere Calcium- und Magnesiumgehalte, einen neutralen bis basischen Charakter, hohe Leitfähigkeiten und eine hohe Pufferkapazität. Das Einzugsgebiet des Weißensees liegt im Kalk, Dolomit und in mergeligen Gesteinsserien der Trias und das Seewasser weist daher geogen bedingt höhere Leitfähigkeitswerte auf. Die Leitfähigkeitswerte des Weißensees streuen im tiefen Becken zwischen 206 und 464 $\mu\text{S/cm}$, im seichten West - Becken zwischen 280 und 430 $\mu\text{S/cm}$.

Entsprechend des umgebenden Karbonatgesteins sind die Elektrolyte Calcium und Magnesium in

großer Menge vorhanden. Chlorid, Natrium und Kalium spielen eine eher untergeordnete Rolle (Abb. 23).

Das Sulfat als eine anorganische Verbindung des Schwefels, welche vom Phytoplankton und anderen photoautotrophen Organismen aufgenommen werden kann und in organische Substanz eingebaut wird, steht im Weißensee über die gesamte Wassersäule in ausreichender Menge zu Verfügung (Abb. 24). Rein chemische Vorgänge im Schwefelhaushalt der Gewässer sind die Oxidation von Schwefelwasserstoff (H_2S) zu Schwefel durch molekularen Sauerstoff sowie

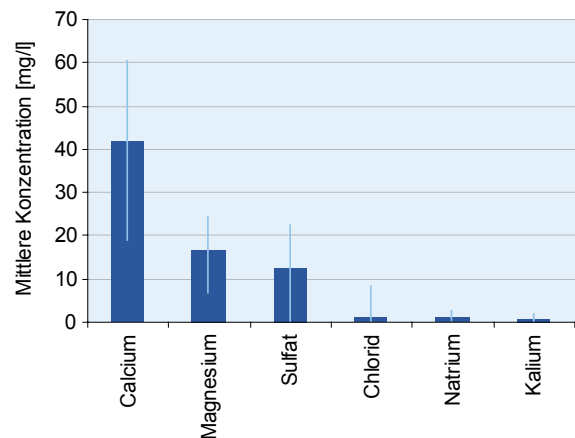


Abb. 23: Mittlere Konzentration der Elektrolyte [mg/l] über die Wassersäule von 1976 bis 2004.

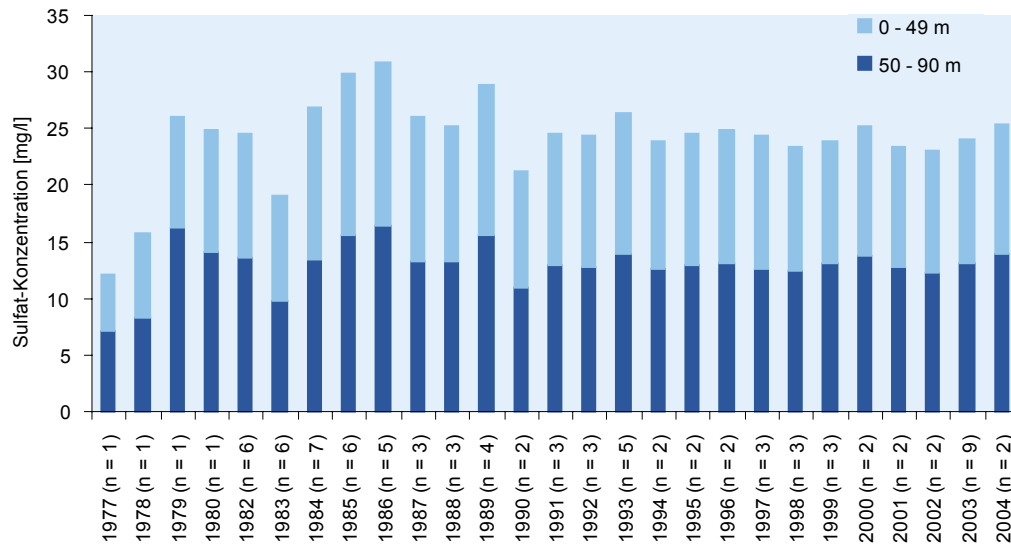


Abb. 24: Mittlere Sulfat-Konzentration [mg/l] im Wasserkörper von 0 bis 49 und 50 bis 90 m von 1977 bis 2004.

die Bildung von Sulfiden, besonders Eisensulfid, im Sediment. Bedeutsamer ist allerdings die Tätigkeit der Mikroorganismen im Schwefelkreislauf. Bei einem mikrobiellen Abbau organischer Substanz entsteht unter aeroben Bedingungen Sulfat, anaerob Schwefelwasserstoff. Demnach sind die Versorgung mit organischem Material und Sauerstoff für den Schwefelhaushalt des Sees von Bedeutung. Diese Faktoren treten im See als vertikale Gradienten von der euphotischen Zone bis zum Grund auf.

Der meromiktische Weißensee weist, wie im Kapitel „Sauerstoff“ bereits besprochen, ein anaerobes Hypolimnion auf. Folglich wird in diesem Wasserkörper H_2S gebildet, dies wurde auch während der Probenahme durch Geruch festgestellt. Sulfat-Konzentrationen unter 10 mg/l konnten nur an 6 von insgesamt 89 Probenahmeterminen festgestellt werden. Von 1972 bis 1983 fand keine Vollzirkulation im Weißensee statt. Die minimale Sulfat-Konzentration wurde am 23. November 1983 mit 0,05 mg/l in 90 m Tiefe festgestellt.

Im Frühjahr 1984 zirkulierte der gesamte Wasserkörper wodurch O_2 in die Tiefe verfrachtet wurde und die Sulfat-Konzentration in der Tiefe wieder anstieg. Im Durchschnitt über den Zeitraum von 1977 bis 2004 beinhaltet der Wasserkörper von 50 bis 90 m 12 mg/l Sulfat.

In Abbildung 25 sind die Leitfähigkeit und die

Konzentrationen der Ionen Calcium, Magnesium und Sulfat im Mittel über den Zeitraum von 1979 bis 2004 im Wasserkörper von 0 bis 30 m dargestellt. Die Leitfähigkeit zeigte von 1976 bis 1980 im Durchschnitt $270 \mu S cm^{-1}$, in den Jahren von 1981 bis 1986 nahm sie zu und lag ab 1987 bei $301 \mu S cm^{-1}$ (Abb. 25). Da der Weißensee zu den Karbonatgewässern zählt, könnte man eine höhere Leitfähigkeit erwarten. Die geringen Werte lassen sich aufgrund der biogenen Entkalkung erklären, bei welcher submerse Wasserpflanzen und Phytoplankton durch den photosynthetischen Verbrauch von CO_2 das Gleichgewicht von gelöstem Calciumhydrogencarbonat und Kohlensäure so verschieben, dass es zur Kristallisation und Ausfällung von Calciumcarbonat kommt. Die Salzkonzentrationen bleiben über den gesamten Zeitraum von 1979 bis 2004 gering mit mittleren Werten von 39 mg/l für Calcium, 16 mg/l für Magnesium und 11 mg/l für Sulfat.

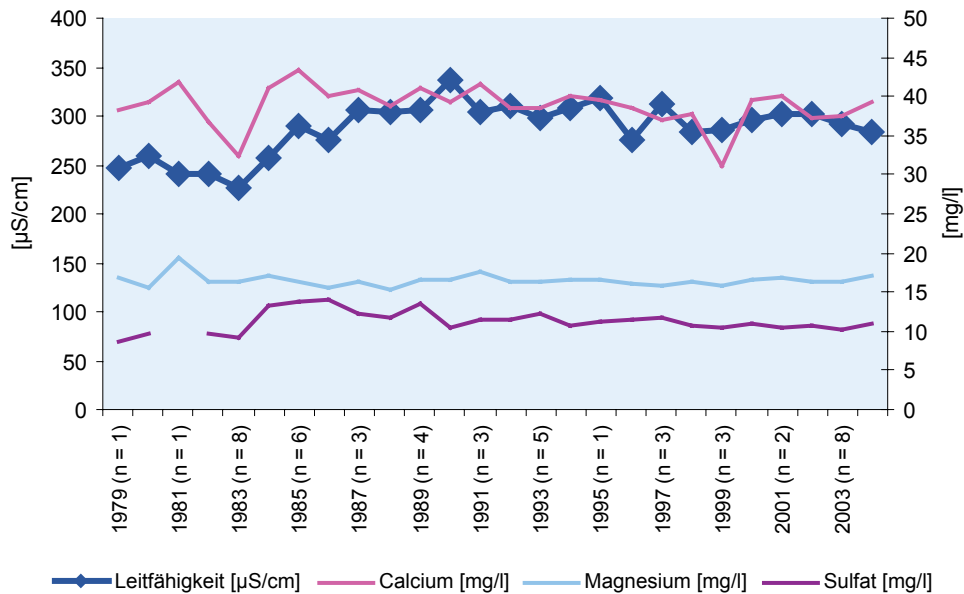


Abb. 25: Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$], Calcium-Konzentration [mg/l], Magnesium-Konzentration [mg/l] und Sulfat-Konzentration [mg/l] im Wasserkörper von 0 bis 30 m von 1979 bis 2004.

Phytoplankton

Plankton (von griechisch $\pi\lambda\alpha\nu\kappa\tau\omicron\nu$ - das Umherirrende) ist die Bezeichnung für die im Wasser treibenden und schwebenden Mikroorganismen. Dazu zählen pflanzliche und tierische Lebewesen, die keine oder nur eine geringe Eigenbewegung zeigen, sodass Ortsveränderungen überwiegend durch Wasserströmungen erfolgen. Planktonorganismen haben meist besondere Körperformen oder Mechanismen, die das Absinken im Wasser verlangsamen, wie z. B. Ölkugeln, Gasblasen oder lange Körperfortsätze in Form von Borsten, Haaren und Stacheln. Als Phytoplankton werden die im Wasser schwebenden Algen bezeichnet.

Im Weißensee bedingt die Nährstoffarmut - die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen lagen über den Zeitraum von 1984 bis 2003 zwischen $3,3$ und $8,3 \text{ mg}/\text{m}^3$ - das geringe Wachstum der Algen. Im Vergleich zu den anderen Kärntner Seen weist der Weißensee die niedrigste Algenbiomasse auf.

Das Minimum aller Einzeltermine seit 1975 lag bei $35 \text{ mg}/\text{m}^3$, das Maximum bei $1.785 \text{ mg}/\text{m}^3$. Im Mittel erreichte die epilimnische Biomasse nur $440 \text{ mg}/\text{m}^3$, in der Wassersäule (0 - 30 m) waren es $435 \text{ mg}/\text{m}^3$. Der Maximalwert in der gesamten Wassersäule wurde am 30. Juni 2003 mit $1.483 \text{ mg}/\text{m}^3$

erreicht. Im Epilimnion wurde die hohe Biomasse von *Cyclotella melosiroides* bedingt.

Die Artenzusammensetzung der Algen wurde im Weißensee während des gesamten Beobachtungszeitraumes (1972 bis 2003) durch Vertreter der Gattung *Cyclotella* (Bacillariophyceae) dominiert.

Diese Gattung stellte im Mittel über 40 % der Algenbiomasse. Innerhalb der Gattung dominierten kleine, nicht näher bestimmte Formen. Die Algen-gattung *Gymnodinium* (Dinophyceae) stellte im Mittel 16 % der Algenbiomasse. Repräsentiert wurde diese Gattung vorwiegend durch *G. helveticum* und *G. uberrimum*. Schließlich nahm die Gattung *Ceratium* (Dinophyceae) eine bedeutende Rolle ein. Der Großteil der Biomasse dieser Gattung wurde von *C. hirundinella* gebildet.

Im Folgenden soll der Zusammenhang der Lage der Sauerstoffgrenze in der Tiefe eines Sees mit der Phytoplanktonbiomasse erörtert werden.

Die Lage der Sauerstoffgrenze gibt Aufschluss über die Mächtigkeit des, im Rahmen der Zirkulationsereignisse im Frühjahr und im Herbst erfassten Wasserkörpers. Liegt die Sauerstoffgrenze bei 90 m, so wurde der Wasserkörper von 0 bis 90 m Tiefe

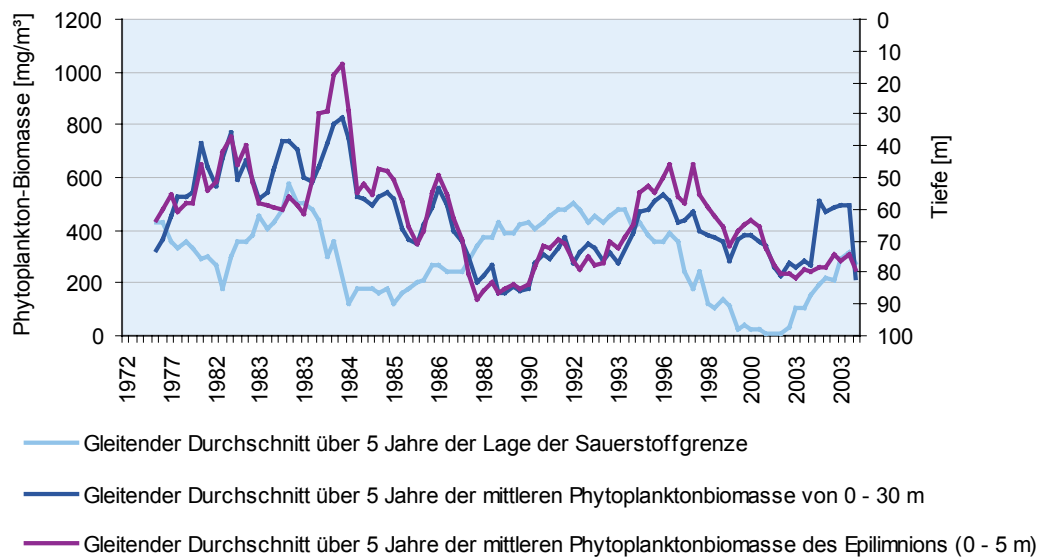


Abb. 26: Entwicklung der Phytoplanktonbiomasse [mg/m³] und Lage der Sauerstoffgrenze [m] im Weißensee im Untersuchungszeitraum 1975 bis 2003.

durchmischt. In diesem Fall gelangt Phosphor, welcher sich im sauerstofffreien Tiefenwasser aus dem Sediment rüclösen und konzentrieren konnte, in die oberen Wasserschichten. Das phosphorlimitierte Phytoplankton reagiert auf diese leichte „Phosphordüngung“ mit erhöhter Biomasseproduktion. Der in der Algenbiomasse gebundene Phosphor ist erst wieder durch den mikrobiellen Abbau von abgestorbenen und absinkenden Algen für die Biomasseproduktion verfügbar. Ist in der Tiefe Sauerstoff vorhanden, wird der hier ankommende Phosphor über Fällungsreaktionen im Sediment gebunden.

In Abbildung 26 ist jeweils der gleitende Durchschnitt über 5 Jahre der mittleren Phytoplanktonbiomasse von 0 - 30 m, des Epilimnions und der Lage der Sauerstoffgrenze im Weißensee über den Untersuchungszeitraum 1975 bis 2003 dargestellt. Die Lage der Sauerstoffgrenze schwankte etwa zwischen 60 und 90 m Tiefe.

Der Zusammenhang zwischen der Lage der Sauerstoffgrenze und der darauf folgenden Algenbiomasseproduktion zeigte sich deutlich in den Jahren 1980 und 1984. Im Herbst dieser Jahre sank die Sauerstoffgrenze auf eine Tiefe von 90



Foto 4: *Ceratium hirundinella*. Foto: G. Santner

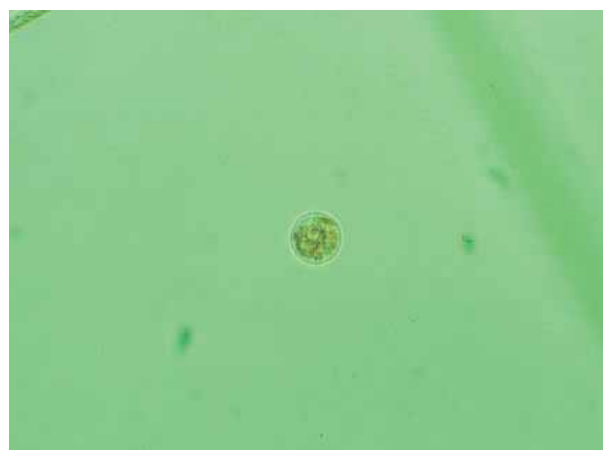


Foto 5: *Cyclotella* sp. Foto: G. Deisinger

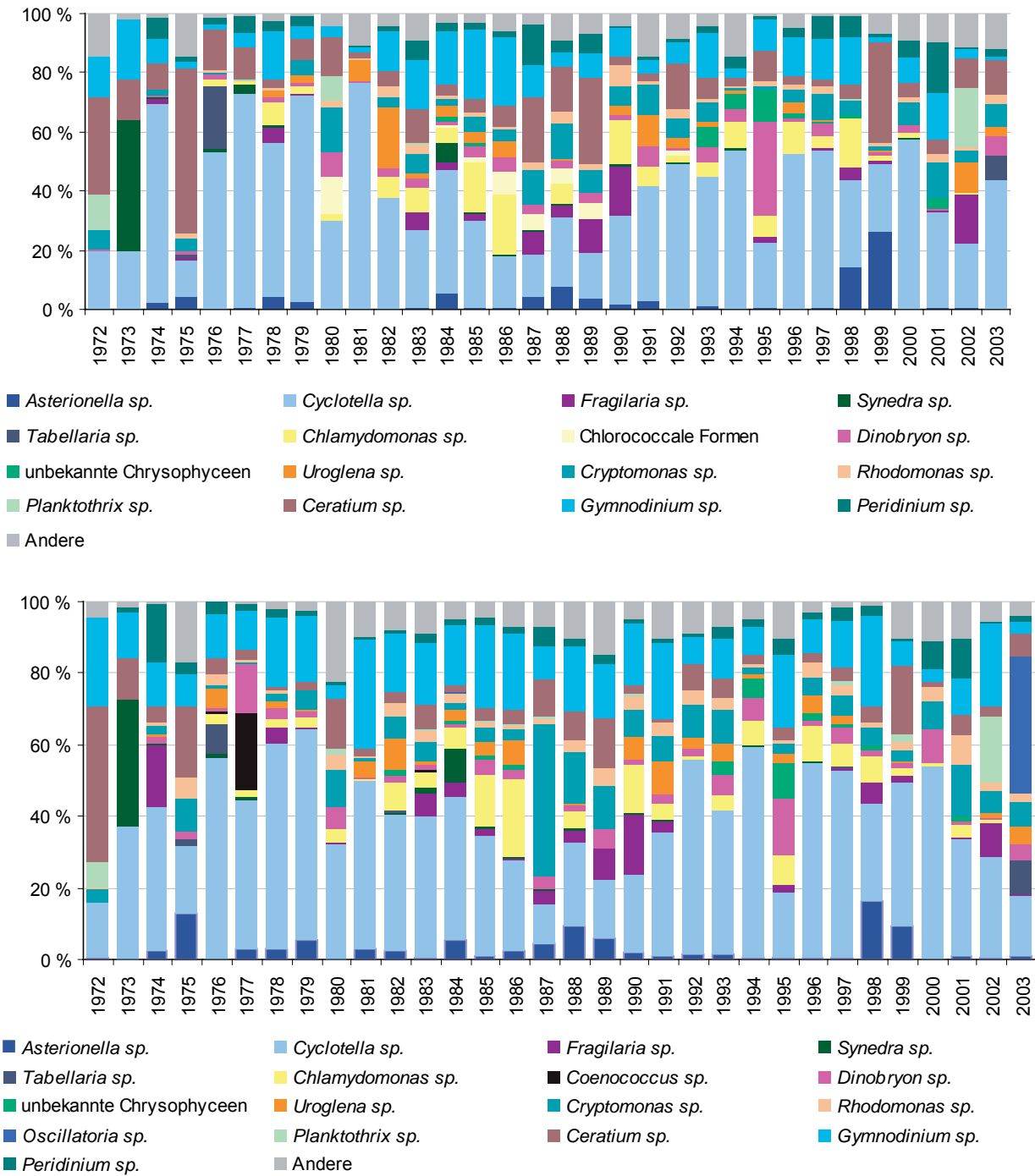


Abb. 27: Prozentueller Anteil der Algengruppen an der Phytoplankton-Biomasse [%] im Zeitraum von 1972 bis 2003. Oben: im Epilimnion (0 bis 6 m), unten: in der Wassersäule (0 bis 30 m).

m (siehe Kapitel Sauerstoff Abb. 11). Eine weitere Folge dieser tieferreichenden Durchmischung war es, dass den Algen im Frühjahr 1981 bzw. 1985 mehr Phosphor als in den vorherigen Jahren zur Biomasseproduktion zur Verfügung stand (Abb. 26).

Im Weiteren wird auf die Änderung der Artenzusammensetzung der epilimnischen Phytoplanktongemeinschaft eingegangen (Abb. 27).

Wie bereits erwähnt, dominierten die Bacillariophy-

ceae in den meisten Jahren das Phytoplankton. Hauptvertreter dieser Gruppe ist die Gattung *Cyclotella*, die bis zu 79 % Anteil an der Gesamtbiomasse stellt.

Die restlichen Vertreter der Kieselalgen spielten in den meisten Jahren eine untergeordnete Rolle. Erwähnenswerte Ausnahmen waren das Jahr 1973 mit einem Anteil der Gattung *Synedra* (fast ausschließlich repräsentiert von *Synedra acus*)

von über 44 %; 1976 stellte *Tabellaria fenestrata* rund 20 % der Biomasse; *Asterionella formosa* konzentrierte ihr Biomassemaximum vor allem auf die Jahre 1998 (14 %) und 1999 (26 %) und *Fragilaria crotonensis* erreichte 1989 11 %, 1990 und 2002 17 %.

Die anteilmäßig am zweitstärksten vertretene Gruppe waren die Dinophyceae. Die Gattung *Ceratium* stellte 1975 (bei nur einem Beprobungstermin) vertreten durch *C. hirundinella* rund 55 % der Gesamt-Biomasse. In den restlichen Jahren betrug der Anteil dieser Gattung zwischen 2 und 34 %. Die Gattung *Gymnodinium* war mit Werten um 1,5 und 23 % vertreten. Hauptart dieser Gattung war *Gymnodinium uberrimum* (Foto 6). Die artenreich vertretene Gattung *Peridinium* erreichte nur in zwei Jahren nennenswerte Prozentanteile. 1987 stellte sie 13,5 % und 2001 rund 17 % der Gesamt-Biomasse.

Die Chlorophyceae waren vor allem durch kleine Vertreter der Gattung *Chlamydomonas* vertreten. Die prozentuellen Anteile dieser Gattung lagen zwischen 0 und 21 %.

Die wichtigsten Gattungen innerhalb der Cryptophyceae waren *Cryptomonas* und *Rhodomonas*. Erstere bildete bis zu 15 % der Gesamtbiomasse.

Die Chrysophyceae wurden vor allem durch die Gattungen *Dinobryon* und *Uroglena* repräsentiert. Ihre Anteile betrugen bis zu 32 % bzw. bis zu 20 %. Die Gattung *Planktothrix* (Cyanophyceae) erreichte nur in zwei Jahren (1972 und 2002) mehr als 10 % der Algenbiomasse.

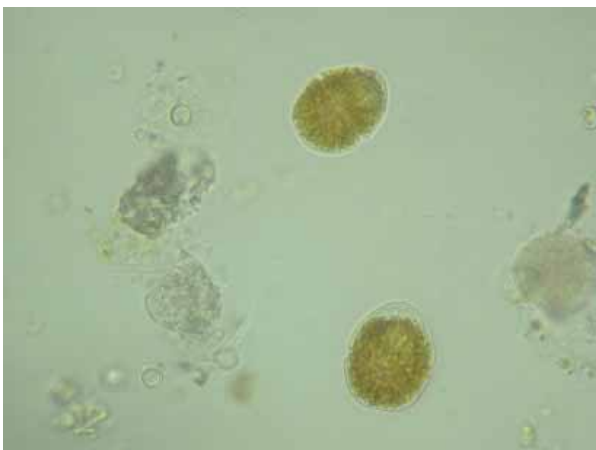


Foto 6: *Gymnodinium uberrimum*. Foto: J. Mildner

Im Untersuchungsjahr 2003 wurde das Phytoplanktonspektrum des Ostbeckens des Weißensees im Februar mit einer Biomasse von 111 mg/m³ über die Wassersäule von 0 - 30 m von kleinen Formen der Gattung *Cryptomonas*, einem Vertreter der Cryptophyceae, dominiert. Weitere mengenmäßig relevante Algenarten waren *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae), kleine Vertreter der Gattung *Cyclotella* (Bacillariophyceae) und *Oscillatoria* sp. (Cyanophyceae).

Im April wurden die Cryptophyceae von den Bacillariophyceae als dominante Gruppe abgelöst. Letztere wurden in erster Linie von *Tabellaria fenestrata* und *Cyclotella* sp. repräsentiert. Zu Sommerbeginn hatte *Tabellaria fenestrata* an Bedeutung verloren, und die Gattung *Cyclotella* sp. beherrschte das Phytoplankton mengenmäßig. Aber schon Ende Juni hatte sich die Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft völlig verändert. Sowohl im Epilimnion als auch in der Wassersäule (0 - 30 m) stellte *Oscillatoria* sp. den größten Biomassenanteil. Diese Gattung bildete in einer Tiefe von ca. 10 m eine beachtliche Biomasse von über 3500 mg/m³ aus (Abb. 28). Relativ große Mengen von wahrscheinlich abgestorbenen Fäden in einer Tiefe von 30 m deuten darauf hin, dass die Populationsgröße bereits zu diesem Termin abnahm. Im Juli fand neuerlich ein Wechsel statt. *Cyclotella* war abermals die dominierende Gattung, und andere Algen wie *Cryptomonas* sp., *Gymnodinium* sp. oder *Dinobryon divergens* spielten eine eher unbedeutende Rolle. Das Algenspektrum des Folgemonats zeigte keine wesentlichen Veränderungen. Das Epilimnion bot auch im September ein ähnliches Bild. Im Mittel über die gesamte Wassersäule (0 - 30 m) hatte jedoch *Tabellaria fenestrata* den Großteil der Biomasse gebildet. Im Frühherbst gewannen kurzfristig die Goldalgen mit *Dinobryon divergens* an Bedeutung. Das Novemberplankton wurde von *Cyclotella* sp. und *Ceratium hirundinella* gebildet. Im Untersuchungsjahr 2003 unterschied sich das Phytoplankton des Westbeckens des Weißensees (5 m Tiefe) von jenem des Ostbeckens (99 m Tiefe) hauptsächlich durch Unterschiede der Biomasseanteile der auftretenden Algenfamilien. Während im Frühsommer im Ostbecken bereits die Bacillariophyceae dominierten, waren es im Westbecken die Cyanophyceae, vertreten von einer nicht näher

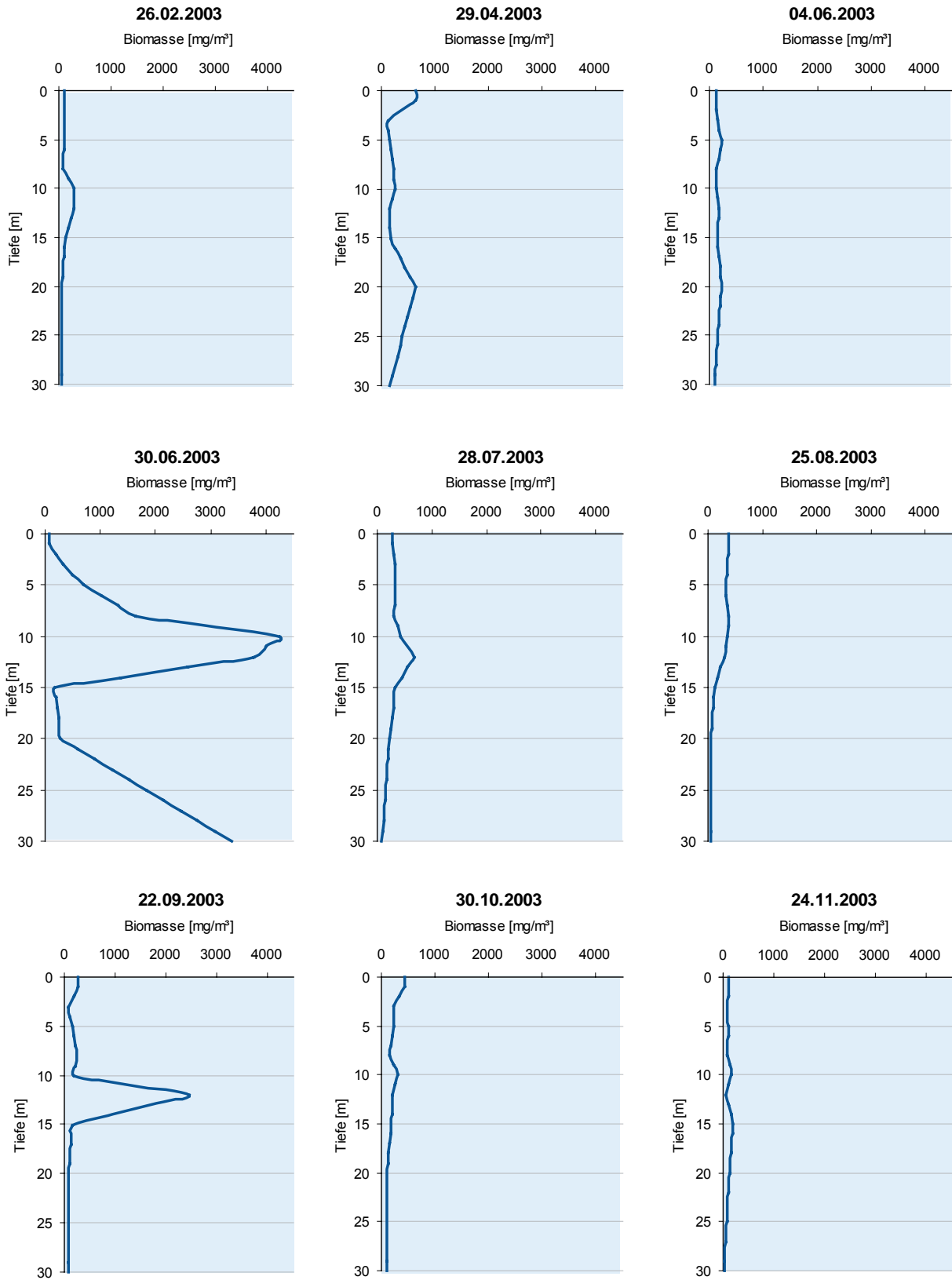


Abb. 28: Tiefenprofile der Algenbiomasse [mg/m³] im Ostbecken des Weißensees im Untersuchungsjahr 2003.

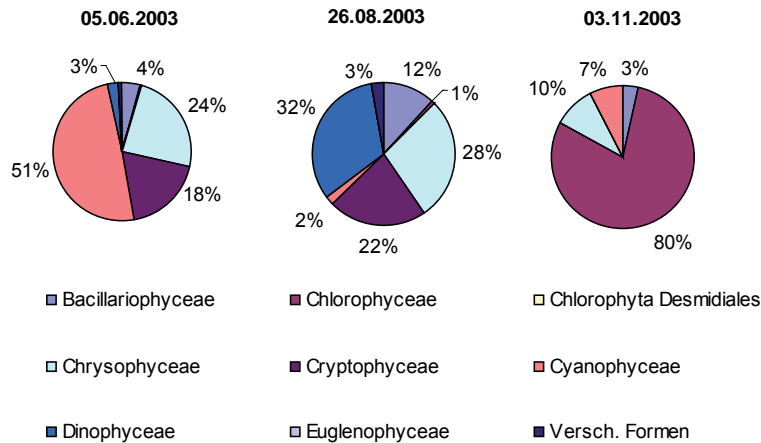


Abb. 29: Prozentuelle Phytoplanktonzusammensetzung im Westbecken des Weißensees (0 - 5 m) im Untersuchungsjahr 2003.

bestimmten Art der Gattung *Oscillatoria* sp.

Im Hochsommer erreichte das seichte Becken eine Algenbiomasse von 2012 mg/m³, welche von den Dinophyceae, vertreten von *Dinobryon divergens*, beherrscht wurde. Zum Herbsttermin fand abermals ein Wechsel im Artenspektrum und der Quantität der Phytoplanktongemeinschaft statt. Die Phytoplanktonkonzentration erreichte im November den Minimalwert von 142 mg/m³. Gebildet wurde die Biomasse in erster Linie von verschiedenen Vertretern der Gattung *Cryptomonas* sp. (Cryptophyceae) (Abb. 29).

Zooplankton

Alle planktischen Organismen, die keine Photosynthese betreiben, sondern sich von anderen Organismen ernähren, werden zum Zooplankton gezählt. Dabei wird zwischen herbivoren (pflanzenfressenden), carnivoren (fleischfressenden) und omnivoren (allesfressenden) Zooplanktern unterschieden. Viele Zooplankter ernähren sich durch Filtration, sie suchen ihre Nahrung nach der Partikelgröße und nicht nach der Qualität des Futters aus. Fast alle Zooplankter sind zur aktiven Bewegung im Wasser fähig, sodass sie ein Absinken kompensieren können.

Größere Zooplankter, vor allem Crustaceen, zeigen oft eine geringe Pigmentierung des Körpers. Dies verringert die Sichtbarkeit für Räuber.

Zum Zooplankton der Binnengewässer zählen im Wesentlichen drei Gruppen: die Rädertiere (Rotatoria, *Kellicottia longispina*, Foto 7), die

Kleinkrebse (Crustacea) und die Wimperntierchen (Ciliata). Eine Auswertung der Ciliata wurde nicht vorgenommen.

Im Weißensee wurden im Zuge der Untersuchungen im Jahr 2003 30 Zooplanktonarten determiniert. Davon entfielen auf die Rotatorien 14 und auf die Crustaceen 16 Arten. Innerhalb der Gruppe der Crustaceen stellten die Cladoceren 12 Arten und die Copepoden 4 Arten.

In Tabelle 6 sind neben dem Artenspektrum des Jahres 2003 auch jene Arten angeführt, die bei früheren Untersuchungen gefunden wurden.

Im vorliegenden Bericht lag der Schwerpunkt der zooplanktischen Untersuchung bei den Crustaceen. Die Proben wurden mittels eines Planktonschleifnetzes mit 100 µm Maschenweite gezogen, wodurch die großteils unter 100 µm messende Gruppe der Rotatorien nicht vollständig erfasst wurde. Aufgrund der angewandten Methode wurde



Foto 7: *Kellicottia longispina*. Foto: G. Santner

auf die Darstellung der Rotatorien-Biomasse und deren Abundanz verzichtet.

Der Weißensee ist in Bezug auf das Zooplankton ein bemerkenswerter See. Durch seine Gliederung in ein tiefes Ost- und ein seichtes Westbecken zeigt die Zooplanktongesellschaft hinsichtlich der Arten und Abundanzen Unterschiede. So kommen im seichten Westbecken mehr Arten vor als im tiefen Ostbecken.

Im folgenden Abschnitt wird hauptsächlich auf die Ergebnisse der Untersuchungen im Ostbecken eingegangen, da eine Beprobung des Westbeckens nur an zwei Terminen erfolgte.

In vielen Kärntner Seen zeigen die planktischen Kleinkrebse einen zweigipfeligen Entwicklungsverlauf mit einem Maximum im Frühjahr und einem meist kleineren Maximum im Herbst. So etwa im St. Andräer Badese (RANINGER 1999), im Millstätter See (FRESNER et al. 2004) und im Klopeiner See (SANTNER 2003). Im Weißensee bilden die Crustaceen ein Abundanzmaximum im Sommer (Abb. 30). Die lange Eisbedeckung verzögert die Erwärmung des Wasserkörpers und in weiterer Folge die Produktion der Schwebalgen, die als Nahrungsbasis die Entwicklung der phytophagen Crustaceen beeinflussen. Wie aus Abbildung 30 zu erkennen ist, folgt auf die maximale Phytoplankton-Biomasse (1.400 mg/m³) im Mai das Abundanz-

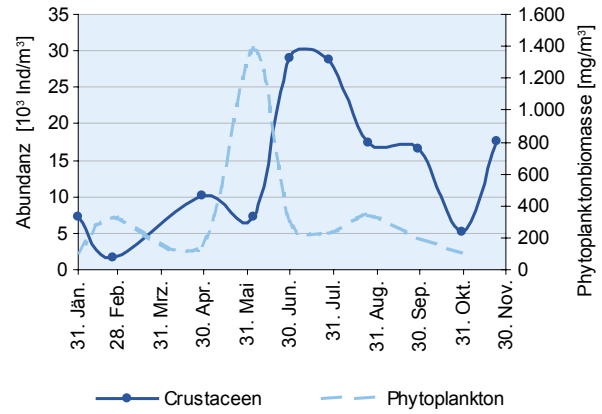


Abb. 30: Abundanz [Ind./m³] der Crustaceen und Phytoplankton-Biomasse [mg/m³] im Weißensee des Untersuchungsjahres 2003.

maximum der Crustaceen im Juni 29.077 Ind./m³. Das Entwicklungsmaximum der Crustaceen im Juni und Juli bewirkt aufgrund der Filtrierleistung des Zooplanktons den Abfall der Algen-Biomasse auf 200 mg/m³. Dieser Vorgang wird als „grazing effect“ bezeichnet.

Biomasse

Die durchschnittliche Biomasse (berechnet als Trockengewicht) der Kleinkrebse betrug 136,34 mg/m³. Davon entfielen auf die Copepoden mit 19,05 mg/m³ 14 % und auf die Cladoceren mit 117,29 mg/m³ 86 %. Die maximale Biomasse der planktischen Kleinkrebse wurde am 30. Juni mit 446,91 mg/m³ ermittelt (Abb. 31). Dieser Peak wurde im Jahr 2003 fast ausschließlich von Vertretern der Cladoceren mit 92 % gebildet.

Ein Vergleich der prozentuellen Biomasseanteile von Copepoden, Cladoceren und Rotatorien aus Seen unterschiedlicher Trophiestufen zeigt oft charakteristische Dominanzen der Gruppen. So dominieren tendenziell in eutrophen Seen die Rotatorien und Cladoceren, in oligotrophen Seen hingegen die Copepoden (FRESNER et al. 2004). Im Jahresdurchschnitt betrug der Anteil der Cladoceren im Weißensee 86 %. Ähnliche Dominanzverhältnisse sind aus dem schwach mesotrophen Millstätter See, dem Klopeiner See, dem Piburger See und dem Feldsee ermittelt worden.

Tab. 5: Artenliste des Zooplanktons des Weißensees. °) kennzeichnet Arten, die von FRESNER (1997), SAMPL (1971) oder FINDENEGG (1936) determiniert wurden und 2003 wiedergefunden wurden; *) kennzeichnet Arten, die nicht wiedergefunden wurden; keine Kennzeichnung bedeutet Erstnachweis.

Rotatoria	Cladocera
<i>Keratella cochlearis</i> °	<i>Daphnia hyalina</i> °
<i>Keratella quadrata</i> °	<i>Daphnia galeata</i>
<i>Kellicottia longispina</i> °	<i>Daphnia cucullata</i>
<i>Euchlanis</i> sp.	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>
<i>Trichocerca similis</i> °	<i>Bosmina longispina</i> °
<i>Trichocerca capucina</i>	<i>Bosmina coregoni</i> °
<i>Gastropus stylifer</i> °	<i>Bosmina longirostris</i>
<i>Ascomorpha saltans</i> °	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> °
<i>Ascomorpha ovalis</i> *	<i>Leptodora kindti</i> °
<i>Synchaeta</i> sp. °	<i>Chydorus sphaericus</i>
<i>Polyarthra dolichoptera</i> °	<i>Acroperus harpae</i>
<i>Ploesoma lenticulare</i>	<i>Scapholebris mucronata</i> °
<i>Ploesoma truncatum</i> *	<i>Polyphemus pediculus</i> *
<i>Asplanchna priodonta</i> °	Copepoda
<i>Conochilus unicornis</i> °	<i>Eudiaptomus gracilis</i> °
<i>Filinia longisetata</i> °	<i>Cyclops bohater</i> °
<i>Collotheca ambigua</i> *	<i>Cyclops abyssorum</i> °
<i>Pompholyx solcata</i> *	<i>Mesocyclops leuckarti</i> °
	<i>Heterocope saliens</i> *

Tab. 6: Vergleich der Zusammensetzung der Zooplankton-Biomasse von Seen unterschiedlicher Trophiestufen (O = oligotroph; M = mesotroph; E = eutroph; polym. = polymiktisch; merom. = meromiktisch; dim. = dimiktisch; n.e. = nicht erfasst)

See	mittlere Biomasse [mg/m ³]	Rotatoria %	Cladocera %	Copepoda %	Trophie	Mixis	Autor
Weizelsdorfer Badeseesee	19,3	1,1	39,3	59,6	O	polym.	FRESNER (1995)
Badeseesee Kirschentheuer	23,5	1,3	35,7	63	O	polym.	FRESNER (1995)
Ferlacher Badeseesee	96,6	0,1	32,6	67,3	O	dim.	FRESNER (1995)
Weißensee	136,34	n.e.	86	14	O	merom.	SANTNER (2005)
Ossiacher See	246,7	0,01	11	89	O - M	dim.	FRESNER (1999)
Millstätter See	64	0,01	84,7	15,29	M	merom.	FRESNER (2004)
Feldsee	67	3	74,6	22,4	M	dim.	SCHARF (1995)
Keutschacher See	137	4,4	10,2	85,4	M	dim.	RAKOBITSCH (1980)
Wörthersee	141	0,1	12,6	87,3	M	merom.	FRESNER (2004)
Piburger See (1973)	148	26,3	66,9	6,8	M	dim.	SCHABER (1974)
Klopeiner See	163	n.e.	75,4	24,6	M	merom.	SANTNER (2003)
Ossiacher See	31,1	3,4	38,6	58	M - E	dim.	WAPPIS (1980)
Piburger See (1974)	247	52,6	44,1	3,3	E	dim.	SCHABER (1974)
Hafnersee	494	25,5	9,5	65	E	dim.	RAKOBITSCH (1980)

Betrachtet man die Verteilung der Biomasse der in Tabelle 7 dargestellten Seen wäre der Weißensee zu den mesotrophen Seen zu zählen. Aufgrund des Phosphorgehaltes und der Phytoplankton-Biomasse ist der Weißensee aber als oligotropher See zu bezeichnen (REICHMANN et al. 2005).

Unter den in Tabelle 7 zum Vergleich herangezogenen Seen liegt der Weißensee als einziger über 600 m Seehöhe. Aufgrund der längeren Eisbedeckung und der langsameren Erwärmung des Wassers verkürzt sich die Entwicklungsphase der Algen (Primärproduzenten), was in weiterer Folge zu einem eingipfeligen Abundanzverlauf der Cladoceren und Copepoden führt. Die Cladoceren vermehren sich asexuell durch Jungfernzeugung und besiedeln rasch das Pelagial (Freiwasser). Die Copepoden vermehren sich über zahlreiche Larvenstadien sexuell und besiedeln nur langsam das Freiwasser. Die klimatischen

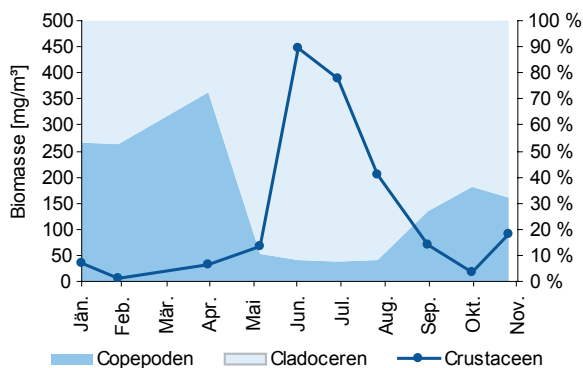


Abb. 31: Biomasse [mg/m³; %] der Crustacea im Weißensee des Untersuchungsjahres 2003.

Bedingungen des nährstoffarmen Weißensees tragen daher zur Dominanz der Cladoceren bei. In oligotrophen Seen der Tallagen hingegen zeigen die Cladoceren und Copepoden aufgrund der längeren Saison einen zweigipfeligen Entwicklungsverlauf und ein Dominieren der Copepoden. Die Copepoden sind in Kärnten vor allem durch die Art *Eudiaptomus gracilis* vertreten. *Eudiaptomus gracilis* konkurriert mit den Cladoceren um die Nahrungsalgen. Grundsätzlich ist in nährstoffarmen Seen das Angebot an geeigneten Nahrungsalgen gering. Unter solchen Bedingungen profitiert *E. gracilis*, der mit großer Selektivität, chemischen Kriterien folgend, Nanoplanktonalgen aufnehmen kann (DE MOTT 1985), gegenüber den Cladoceren, die unspezifisch nach Nahrung filtern. MUCK & LAMPERT (1984) demonstrierten durch Fütterungsversuche, dass *E. gracilis* seine maximale Ingestionsrate bei minimaler Futterkonzentration erreicht. Daphnien, als unselektive

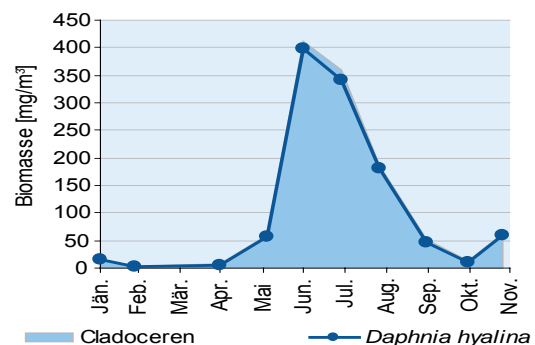


Abb. 32: Biomasse [mg/m³] der Cladocera und *Daphnia hyalina* im Weißensee des Untersuchungsjahres 2003.

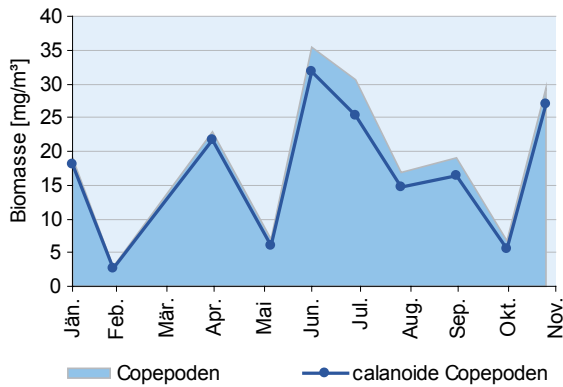


Abb. 33: Biomasse [mg/m³] der Copepoda und *Eudiaptomus gracilis* im Weißensee im Untersuchungsjahr 2003.

Filtrierer, benötigen höhere Futterkonzentrationen. Im oligotrophen Weißensee bedingt die klimatische Gegebenheit, Höhenlage und kürzere Saison, trotz niedriger Futterkonzentration ein Vorherrschen der Cladoceren. Diese Dominanz steht im Widerspruch zu den Seen der Tallagen, in denen unter oligotrophen Bedingungen ein Dominieren von *Eudiaptomus gracilis* (Copepode) zu beobachten ist.

Zu Beginn des Jahres 2003 blieb die Biomasse der Cladoceren mit höchstens 16 mg/m³ sehr gering (Abb. 32). Erst Anfang Juni betrug die Biomasse 60 mg/m³. Am 30. Juni wurde mit 411 mg/m³ das Maximum dieses Jahres ermittelt, das hauptsächlich von *Daphnia hyalina* (Juni 89 %, Juli 87 %) gebildet wurde. Neben *Daphnia hyalina* hatten *Bosmina longispina* und *Leptodora kindti* nennenswerte Biomasseanteile. Der eingipfelige Entwicklungsverlauf der Cladocerenbiomasse nahm bis zum Oktober auf 12 mg/m³ ab. Im November konnte ein leichter Zuwachs auf 62 mg/m³ festgestellt werden.

Im Jahresdurchschnitt dominierte *Eudiaptomus gracilis* (Adulte und Larvenstadien) mit 89 % die Biomasse der Copepoden. Ein Maximum wurde Ende Juni mit 35,42 mg/m³ erzielt. Das Minimum der Copepodenbiomasse des Jahres 2003 konnte im Februar mit 2,6 mg/m³ festgestellt werden, wobei der Anteil von *E. gracilis* 92 % betrug. Auch im Mai und Oktober war die Biomasse der Copepoden gering (Abb. 33).

Artenspektrum der Crustaceen

Die Krebse (Crustacea) stellen mit weltweit beinahe 40.000 Arten eine sehr große Gruppe innerhalb der Gliederfüßer (Arthropoda) dar. Die Angehörigen dieser Gruppe zeichnen sich vor allem durch eine extreme Formenvielfalt aus, die als Anpassung an die verschiedenen Lebensräume und Lebensweisen entstanden sind.

Im Weißensee sind neben dem nordamerikanischen Kamberkreb (*Oronectes limosus*) als Vertreter der Flusskrebse auch viele Arten von Kleinkrebsen vorhanden. Sie besiedeln das Benthon (Gewässergrund) und in geringerer Artenzahl auch das Pelagial (Freiwasser). Phylogenetisch gliedern sie sich in zwei Gruppen: die Cladocera (Blattfußkrebse) und die Copepoda (Ruderfußkrebse).

Cladoceren (Blattfußkrebse)

Etwa 90 Cladocerenarten leben in den Binnengewässern Mitteleuropas. Sie besiedeln alle Arten von Wasseransammlungen, tiefe Seen ebenso wie temporäre Lacken und Pfützen. Nur in schnell fließenden Gewässern sind sie nicht anzutreffen, da sie sich aufgrund ihrer unzureichenden Eigenbewegung nicht in der Strömung halten können. Aufgrund ihrer hochspezialisierten Dauereier (Ephippium, Foto 8), die durch Wind oder Wasservögel verbreitet werden, gehören sie meist zu den Erstbesiedlern von neu entstandenen Gewässern wie Baggerseen, Überschwemmungstümpeln oder Regenschlamm. Die meisten Arten ernähren sich von winzigen Partikeln (Algen bis 10 µm Größe),



Foto 8: Ephippium einer Daphnie. Foto: G. Santner

die mit Hilfe spezieller Beinpaare aus dem Wasser gefiltert werden. Es gibt aber auch räuberische Arten, die im Weißensee durch *Leptodora kindtii* vertreten sind.

Die Cladoceren spielen im Stoffhaushalt von Binnengewässern, bedingt durch ihre hohe Vermehrungsrate und ihrer Filtrierleistung, eine wichtige Rolle. Im Nahrungsnetz stehen sie als Primärkonsumenten an zentraler Stelle zwischen den pflanzlichen Primärproduzenten (Algen) und den tierischen Sekundärkonsumenten (Fischen) (FLÖSSNER 2000).

Die Art- und Größenzusammensetzung der Cladoceren lässt Rückschlüsse auf den Bestand an planktivoren (planktonfressenden) Fischen zu. Fehlen in der Planktongemeinschaft eines Gewässers große Cladoceren und dominieren kleine Arten wie zum Beispiel Bosminiden (Rüsselkrebse), wird ein Überbestand an planktivoren Fischen angenommen. Sind große Cladoceren (*Daphnia magna*, *D. pulex*) zahlreich, kann ein Mangel an planktonfressenden Fischen bestehen. Sind mittelgroße Wasserflöhe, wie z. B.: *Daphnia hyalina*, *D. galeata* (SOMMER 1994), vorhanden, sind wenige planktivore Fische anzunehmen. Im Weißensee wurden 10 Cladocerenarten angetroffen, die auf wenige planktivore Fische hindeuten und im Folgenden beschrieben werden.

Daphnia hyalina LEYDIG 1860

Daphnia hyalina (Foto 9) lebt hauptsächlich im Plankton kalkhaltiger Seen, in Talsperren, Weihern, Teichen und schwach dystrophen (huminstoffhaltigen) Gewässern. Die Art ist besonders charakteristisch für die großen oligotrophen Alpenrandseen. In den eutrophen Seen des Alpenvorlandes fehlt sie oder wird von *Daphnia cucullata* ersetzt (FLÖSSNER 1972). Die Mehrzahl der limnischen Populationen ist genetisch instabil. Hybride mit *Daphnia galeata* kommen vor.

Die typische Entwicklung dieser Art weist einen zweigipfeligen Verlauf mit Bestandsmaxima im Frühjahr und im Herbst auf, was auch an einigen Kärntner Seen wie z.B. dem Millstätter See (FRESNER et al. 2004), dem Wörthersee (FRESNER et



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

al. 2004) oder dem Klopeiner See (SANTNER 2003) zu beobachten war.

Anders zeigt *Daphnia hyalina* im Weißensee einen eingipfeligen Verlauf mit einem Bestandsmaximum im Sommer. Die größte Individuendichte konnte Ende Juni (1.576 Ind./m³) und Ende Juli (1.350 Ind./m³) festgestellt werden. RINTELEN (2002) fand für *D. hyalina* in seinen Untersuchungen im Weißensee ähnliche Abundanzmuster. Für die filtrierenden Zooplankter kommt als potenzielle Nahrung das Nanoplankton mit weniger als 30 µm Größe in Frage. In Abbildung 34 wird die Abundanz von *D. hyalina* mit der Biomasse der Schwebealgen, die eine Größe zwischen 10 und 30 µm haben, im Jahresverlauf dargestellt. Die Populationsentwicklung von *D. hyalina* zeigt deutlich ihre Abhängigkeit von der Biomasse der Algen bis zu einer Größe von 30 µm.

Männchen von *D. hyalina* traten vereinzelt im November auf. Die Beobachtungen über den

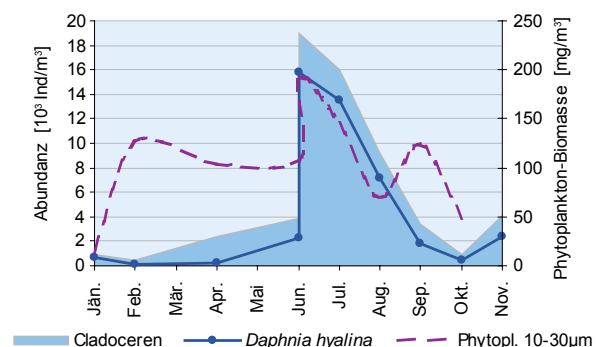


Abb. 34 Saisonaler Abundanzverlauf von *Daphnia hyalina* [10³ Ind./m³] und Biomasse [mg/m³] des Phytoplanktons der Größenklasse 10 bis 30 µm im Untersuchungsjahr 2003.

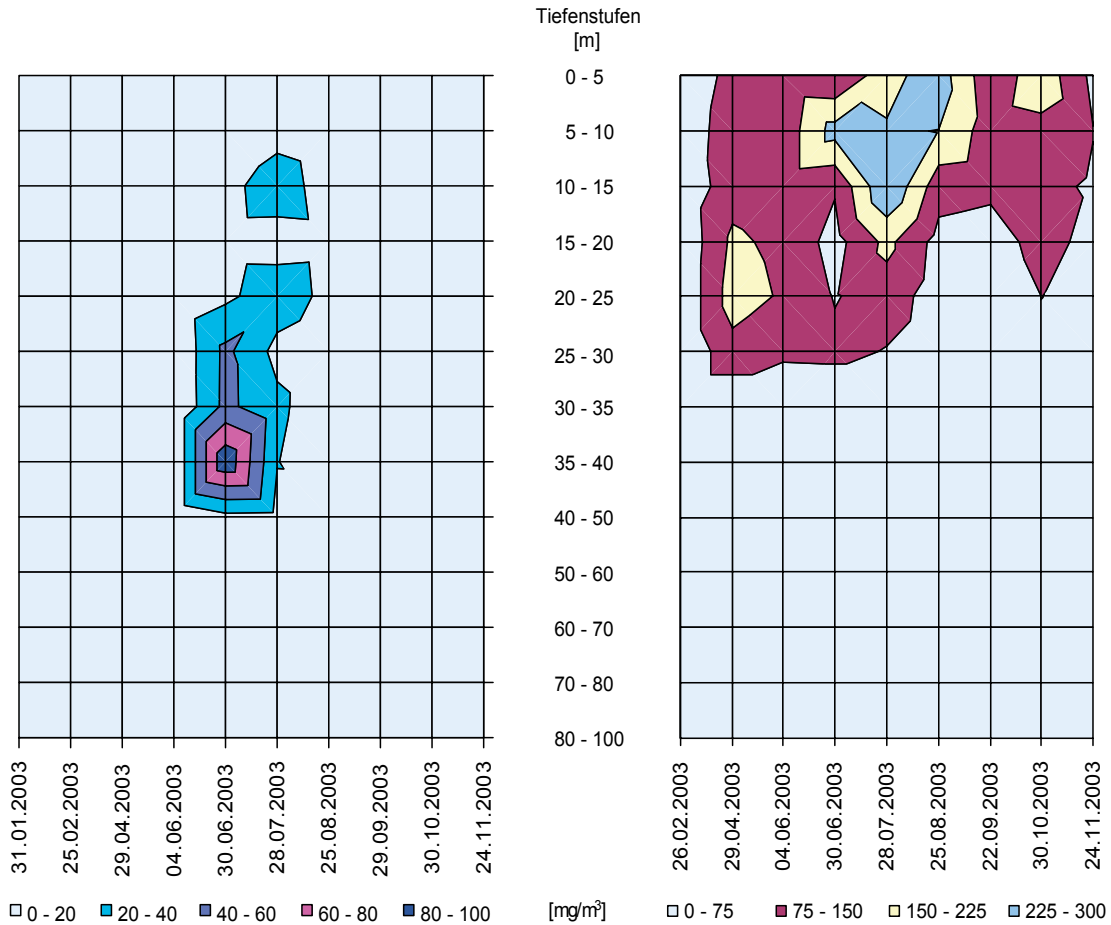


Abb. 35: Tiefenverteilung von *Daphnia hyalina* [10^9 Ind./l] (links) im Vergleich mit der Phytoplankton-Biomasse [mg/m^3] (rechts) der Größe zwischen 10 und 30 μm im Untersuchungsjaar 2003.

Entwicklungsverlauf von *D. hyalina* im Weißensee (RINTELEN 2002, Schwerpunktjahr 2003) bestätigen die Ansicht von FLÖSSNER (2000), wonach die Tiere eine vorwiegend monozyklische Entwicklung mit einer Sexualperiode von September bis Februar ausbilden.

In Abbildung 35 ist die Tiefenverteilung von *Daphnia hyalina* und die des Phytoplanktons (10 bis 30 μm Größe) im Zeitraum von Jänner bis November 2003 dargestellt. Tagsüber hielten sich die meisten Individuen von *Daphnia hyalina* in einer Tiefe zwischen 35 und 40 m auf. Die Tiere wandern nachts in das Epilimnion, um sich dort vom Phytoplankton zu ernähren. Diese tagesperiodischen Wanderungen werden als diurnaler Rhythmus bezeichnet (FINDENEGG 1943, SCHARF 1995). Die Tiere zeigen nicht in allen Gewässern einen diurnalen Rhythmus. In fischfreien Gewässern bleiben solche Tiefenwanderungen aus. Aus diesem Grund werden sie als Schutz vor Fraßfeinden angesehen. In der

Dunkelheit der Tiefe sind die Tiere tagsüber besser geschützt.

Da im Rahmen dieser Untersuchung auf die Aufnahme eines Tag-Nacht-Rhythmus verzichtet wurde, kann an dieser Stelle auf die Diplomarbeit von RINTELEN (2002) hingewiesen werden, in der eine tagesperiodische Wanderaktivität von *D. hyalina* beschrieben wird.



Foto 10: *Daphnia galeata*, Weibchen. Foto: G. Santner

***Daphnia galeata* SARS 1863**

Die Sommerformen von *Daphnia galeata* zeigen eine typische Helmbildung (Foto 10). Diese zyklisch auftretende morphologische Veränderung wird als Zyklomorphose bezeichnet und dient dem Schutz vor Fraßfeinden. *D. galeata* lebt ausschließlich planktisch, vorwiegend in Seen aber auch in größeren, schwach gedüngten Fischteichen (FLÖSSNER 1972). Im Weißensee konnte diese Art nur im Oktober mit einem Abundanzmaximum von 60 Ind./m³ festgestellt werden.

***Daphnia cucullata* G. O. SARS 1862**

Daphnia cucullata (Foto 11), ebenfalls zur Zyklomorphose befähigt, bewohnt bevorzugt die oberen Schichten des Epilimnions und zeigt im Bereich der Sprungschicht eine starke Abnahme der Bestandsdichte. Im Weißensee konnte *Daphnia cucullata* mit wenigen 200 Ind./m³ Anfang Juni und 360 Ind./m³ Anfang August erfasst werden. Auch RINTELEN (2002) fand diese Art im Weißensee nur in geringen Zahlen von Anfang Juni bis Mitte November.

Daphnia cucullata und *D. hyalina* sind im Weißensee räumlich getrennt, da *D. cucullata* tagsüber unter 30 m nur selten anzutreffen war und das Bestandsmaximum von *D. hyalina* zwischen 35 und 40 m lag.

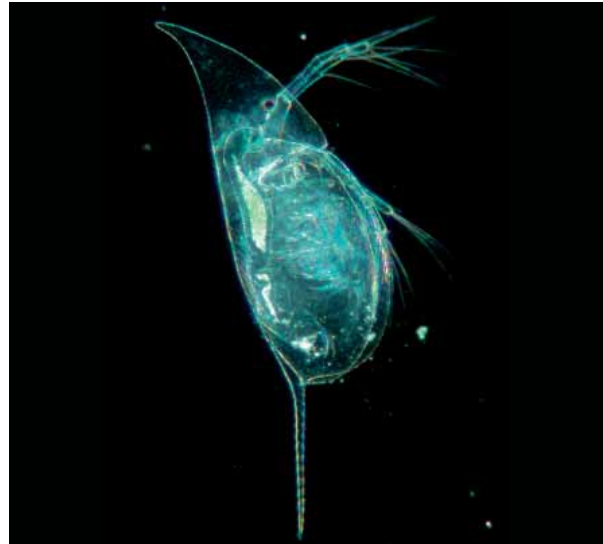


Foto 11: *Daphnia cucullata*, Weibchen. Foto: G. Santner

***Ceriodaphnia pulchella* SARS 1862**

Ceriodaphnia pulchella ist ein typischer Vertreter des Teichplanktons, mit Optimum in eutrophen, humusarmen, elektrolytreichen, schwach sauren bis alkalischen Gewässern. Neben Teichen werden kleine Seen, Weiher, Altwässer, Flüsse und Flußauen und seltener große Seen oder Tümpel besiedelt (FLÖSSNER 1972).

In den quantitativen Planktonfängen trat *Ceriodaphnia pulchella* nur Anfang Juni auf. Bei allen weiteren Proben konnten keine Individuen festgestellt werden. In den Proben des seichten Westbeckens, welches den bevorzugten Lebensraumbedingungen besser entspricht als das tiefe Ostbecken, kommt diese Art zahlreich vor.

***Bosmina longispina* LEYDIG, 1860 und *Bosmina coregoni* BRAID, 1857**

Bosmina longispina und *B. coregoni* wurden in der quantitativen Analyse nicht getrennt gezählt. Aufgrund stichprobenartig durchgeführter Determinationen der beiden Arten kann davon ausgegangen werden, dass der überwiegende Anteil der Bosminenpopulation der Art *B. longispina* zuzuordnen ist.

Bosmina longispina bevorzugt oligotrophe bis mäßig eutrophe Seen, kommt aber ebenso in

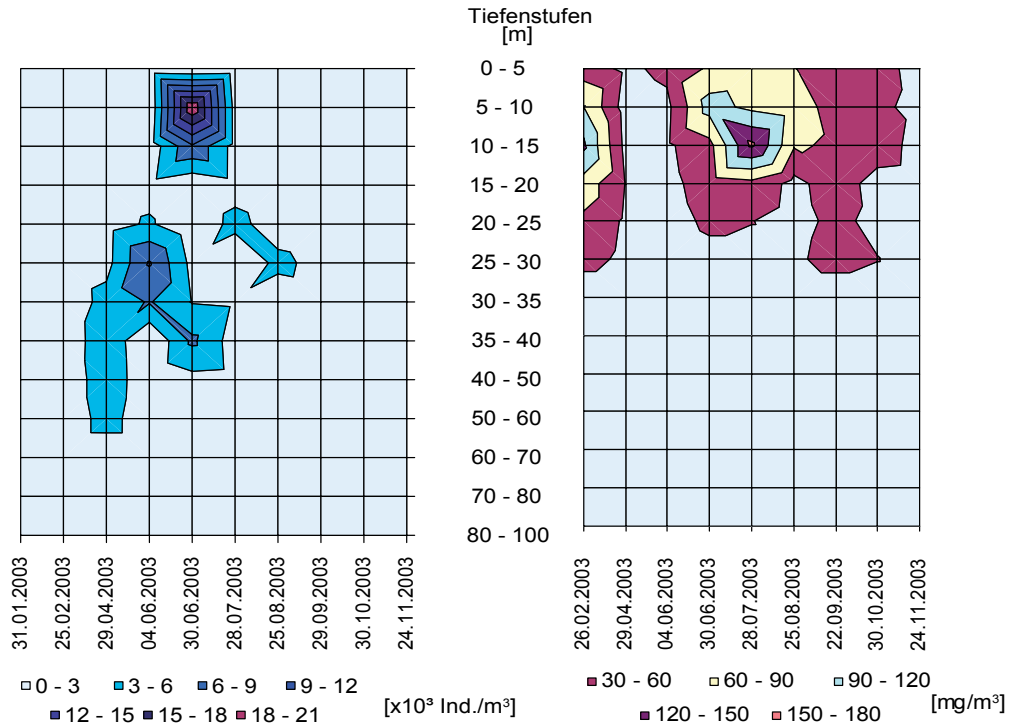


Abb. 36: Tiefenverteilung von *Bosmina* spp. [Ind./m³] (links) und der Phytoplankton-Biomasse [mg/m³] (rechts) der Größe < 10 µm im Untersuchungsjahr 2003.

Weihern und Flüssen vor. In Mitteleuropa ist diese Art für das Plankton großer nährstoffarmer Alpenrandseen typisch. Gegenüber erhöhter Nährstoffzufuhr ist *B. longispina* sehr empfindlich, so dass sie als Indikator für oligotrophe Seen gelten kann (FLÖSSNER 1972).

***Bosmina coregoni* BRAID 1857**

Bosmina coregoni (Foto 12) bewohnt sehr verschiedenartige nährstoffreiche Gewässer, wie Seen,

größere Teiche, Weiher, Altwässer, Überschwemmungsgebiete und Flüsse. In geschichteten Seen sind die Tiere vorwiegend epilimnisch bis zur unteren Grenze der Sprungschicht verteilt.

Die Frühjahrspopulation der Cladoceren wurde fast zur Gänze von *Bosmina* spp. gestellt (Abb. 37). Ende April betrug die Individuendichte 2.110 Ind./m³, und Ende Juni erzielte sie mit 2.680 Ind./m³ ihre maximale Abundanz. Das Populationsmaximum der beiden *Bosmina*-Arten vom Juni fiel mit dem Biomassemaximum der Algen kleiner 10 µm



Foto 12: *Bosmina coregoni*, Sommerform eines Weibchens. Foto: G. Santner

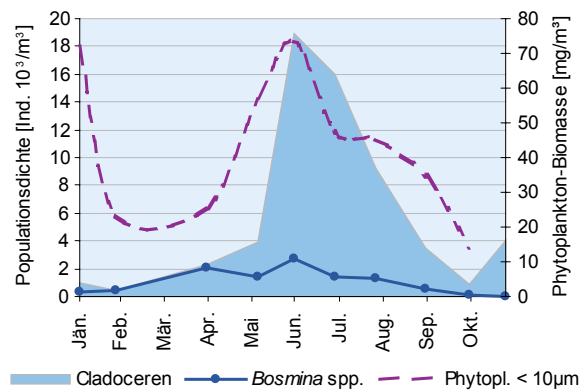


Abb. 37: Saisonale Abundanz [Ind./m³] von *Bosmina* spp. verglichen mit der Phytoplankton-Biomasse [mg/m³] < 10 µm im Untersuchungsjahr 2003.

zusammen. Algen dieser Größe stellen eine geeignete Nahrung dar. Daher kann der Populationshöhepunkt von *Bosmina* spp. als Folge des geeigneten Nahrungsangebotes gesehen werden.

Im Juli konnte ein Rückgang der Individuendichten auf 1.430 Ind./m³ beobachtet werden. Mit 1.200 Ind./m³ waren im August nur leichte Verluste zu verzeichnen. Ab September stellte sich ein Abwärtstrend ein, bis im November keine Individuen der Gattung *Bosmina* mehr festgestellt wurden.

Während *Bosmina* spp. sich im April in einer Tiefe von 30 bis 50 m aufhielt, wanderte sie Anfang Juni zwischen 25 bis 30 m und fand sich mit fast der gesamten Population Ende Juni in einer Tiefe zwischen 5 und 10 m ein. In dieser Tiefe sammelten sich auch die Algen kleiner 10 µm, die als Nahrung für *Bosmina* in Frage kommen (Abb. 36).

***Diaphanosoma brachyurum* LIEVIN 1848**

Im Pelagial ist die Art bis zur oberen Grenze der Sprungschicht vorwiegend epilimnisch verteilt (FLÖSSNER 1972).

Von Juni (175 Ind./m³) auf Juli (700 Ind./m³) war ein Dichtezuwachs zu beobachten. Ein Maximum konnte im September mit 774 Ind./m³ festgestellt werden (Abb. 38). Der starke Rückgang im Oktober kann durch die Empfindlichkeit dieser Art gegenüber tiefen Temperaturen, Turbulenzen sowie Verklumpungen mit Detritus erklärt werden

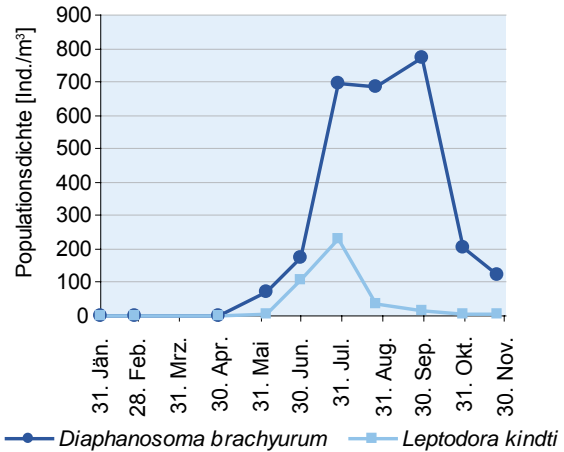


Abb. 38: Saisonale Abundanz [Ind./m³] von *Diaphanosoma brachyurum* und *Leptodora kindti* im Untersuchungs-jahr 2003.

(NAUWERK 1963). Die Art ist monozyklisch. Männchen traten im Oktober und November auf. Analog zu anderen Beobachtungen im Weißensee (FINDENEGG 1936; RINTELEN 2002) zeigte *Diaphanosoma brachyurum* (Foto 13) im Jahr 2003 eine deutliche Präferenz für eine Tiefe von 10 - 15 m.

***Leptodora kindti* FOCKE 1844**

Leptodora kindti (Foto 14) bewohnt als räuberische Art vornehmlich das Pelagial von Seen und größere nicht zu nährstoffarme Fischteiche. In den Seen lebt sie vorwiegend epi- bis metalimnisch zwischen 4 und 22 m (FLÖSSNER 2000).

Im Weißensee war *Leptodora kindti* im Untersu-

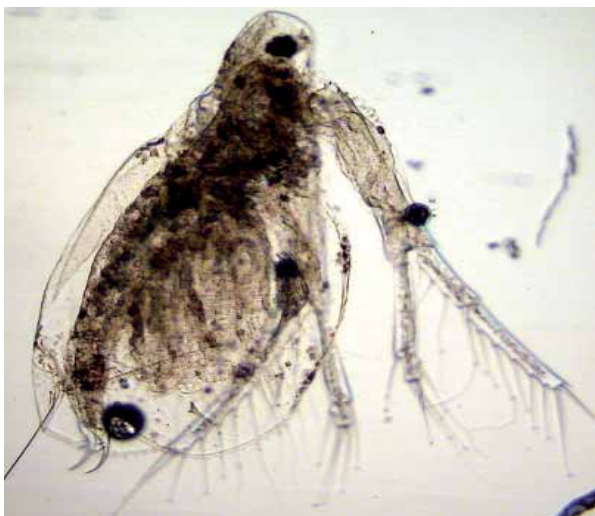


Foto 13: *Diaphanosoma brachyurum*, Weibchen. Foto: G. Santner



Foto 14: *Leptodora kindti*, Weibchen. Foto: G. Santner

chungsjahr 2003 nur in geringen Zahlen feststellbar. Erste Tiere konnten Anfang Juni gefangen werden. Das Populationsmaximum zeigte sich Ende Juli mit 231 Ind./m³. Im August wurden 37 Ind./m³, im Oktober und November nur noch Einzelfunde beobachtet. Für *Leptodora kindti* kommen neben anderen Cladoceren auch Copepoda und ihre Larven (FLÖSSNER 1972), *Diaphanosoma brachyurum* (AUER 1989) sowie *Bosmina* sp. (DOKULIL et al. 2001) als Nahrung in Frage. Wie Abbildung 38 zeigt, fällt die maximale Abundanz von *Leptodora kindti* mit der von *Diaphanosoma brachyurum* zusammen. Ein Einfluss der Raubcladocere auf die Population von *Diaphanosoma brachyurum* ist daher zu erkennen, dass es nach dem Rückgang von *Leptodora kindti* zu einer Zunahme von *Diaphanosoma brachyurum* kam.

Als räuberische Cladocere ist *Leptodora kindti* fähig, vertikale Wanderungen von bis zu 45 m am Tag auszuführen (FLÖSSNER 2000). SANTNER (2003) beobachtete im Klopeiner See Wanderungen von 16 m.

***Chydorus sphaericus* (O. F. MÜLLER 1776)**

Die Art ist sehr anpassungsfähig und besiedelt jederlei Gewässer, große, tiefe Seen bis hin zu Quellen und winzigen Wasseransammlungen in Baumhöhlen. In oligotrophen bis mäßig eutrophen Seen bevorzugt sie das Benthon (FLÖSSNER 1972). Im Weißensee war *Chydorus sphaericus* (Foto 15) mit nur wenigen Exemplaren Ende Juni, Ende Juli und im November im Plankton zu finden.



Foto 15: *Chydorus sphaericus*, Weibchen. Foto: G. Santner

Copepoden (Ruderfußkrebse)

Die meisten Copepoda-Arten sind Meeresbewohner. Im Süßwasser kommen etwa 125 Arten vor, von denen nur wenige Arten das Pelagial tiefer Seen mit hohen Abundanzen besiedeln. Die meisten Süßwassercopepoden leben in kleineren seichten Gewässern. Die prachtvolle Färbung der durchsichtigen Diaptomus-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 Hüpferlinge eintrugen.

Die Antennulae (1. Antennen) tragen Sinnes- und Geruchsorgane und sind bei der Fortbewegung behilflich. Bei den calanoiden Copepoden tragen die Antennulae zum Schweben im Wasser bei. Als Nahrungstypen finden sich unter den Copepoden Räuber und Strudler (Aas- und Algenfresser).

Aus Österreich sind zur Zeit 16 calanoide, 48 cyclopoide und 45 harpacticoide Arten bekannt (GAVIRIA 1998). Viele davon leben am Gewässergrund oder im Makrophytenbereich der Uferzone.

Im Pelagial des Weißensees konnten vier Arten determiniert werden. Die einzige calanoide Art im Weißensee, *Eudiaptomus gracilis*, ernährt sich vorwiegend filtrierend von Phytoplankton. Die adulten Cyclopoiden des Weißensees *Cyclops abyssorum*, *Cyclops bohater* und *Mesocyclops leuckarti* ernähren sich (omnivor) von Phyto- und Zooplankton.

***Eudiaptomus gracilis* G. O. SARS 1862**

Eudiaptomus gracilis (Foto 16) ist der häufigste Diaptomidae Europas und ist in Kärnten weit verbreitet. Er bewohnt Seen, Teiche und Weiher. Als perennierende Art bildet er in vielen Gewässern einen dominierenden Planktonbestandteil. Seine Entwicklungsmaxima bildet er zu unterschiedlichen Jahreszeiten aus (KIEFER & MUCKLE 1959, EINSLE 1966), wobei eine Zunahme der Copepo-

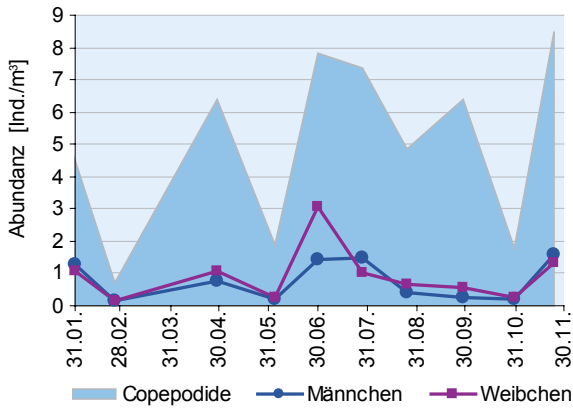


Abb. 39: Abundanz [Ind./m³] der Copepodide, Männchen und Weibchen von *Eudiaptomus gracilis* im Weißensee des Untersuchungsjahres 2003.

diden im Frühjahr und Herbst zu verzeichnen ist (EINSLE 1993).

Im Weißensee ist *Eudiaptomus gracilis* mit 64 % die individuenreichste Art unter den Copepoden. Ihre Abundanzspitze fiel auf Ende Juni (Abb. 39), wobei die Bestandsdichte der Weibchen mehr als doppelt so hoch war wie die der Männchen.

Über die vertikalen Wanderbewegungen von *Eudiaptomus gracilis* schrieb FINDENEGG (1936), dass die meisten Individuen am Tag in 10 m und um Mitternacht in 1 bis 5 m Tiefe versammelt sind. RINTELEN (2002) beobachtete für die Männchen eine Tagestiefe zwischen 15 und 20 m und für



Foto 16: *Eudiaptomus gracilis*, Männchen. Foto: G. Santner

die Weibchen 20 m und tiefer. In der Nacht waren die Tiere im Epilimnion zwischen 1 bis 5 m. In der vorliegenden Untersuchung konnte tagsüber eine Tiefenpräferenz von 30 bis 40 m festgestellt werden. Die Tiefeneinnischung am Tag lässt ein ausgeprägtes Wanderverhalten vermuten (Abb. 40).

Offensichtlich ist die Tagesaufenthaltsstiefe von *Eudiaptomus gracilis* seit der ersten Untersuchung des Weißensees im Jahr 1936 durch FINDENEGG von 10 m auf 15 bis 40 m gesunken. Der Abzug in tiefere und dunklere Bereiche könnte mit dem Besatz von Reinanken (*Coregonus lavaretus*) in Zusammenhang stehen, der erstmals 1934 erfolgte. Der Tagesaufenthalt in der Tiefe (wenig Licht) schützt sie vor optisch orientierten Räubern. In der Dunkelheit der Nacht wandern die Tiere hinauf, wo ein relativ ungefährdetes Fressen möglich ist (SOMMER 1994). Anhand von Mageninhaltsanalysen stellte MÜLLER (2004) fest, dass bei den Coregonen im Weißensee, die mittels Kiemennetz im Pelagial gefangen wurden, der Nahrungsanteil des Zooplanktons 65,5 % beträgt. Erwähnenswert ist, dass er Individuen fand, die zu 100 % *Eudiaptomus* sp. konsumiert hatten. Eine Verschiebung der Aufenthaltstiefe am Tag nach unten kann als Strategie zur Verminderung des Fraßdruckes aufgefasst werden.

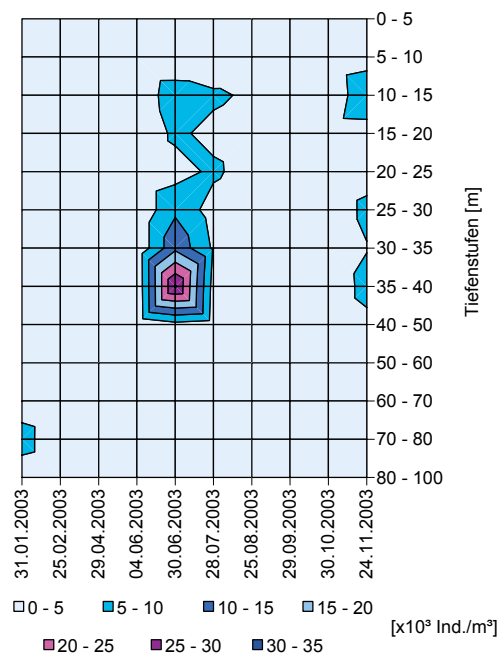


Abb. 40: Tiefenverteilung der Männchen und Weibchen von *Eudiaptomus gracilis* [Ind./m³] im Weißensee (2003).



Foto 17: Larve (Nauplius) von *Eudiaptomus gracilis*. Foto: G. Santner

Aufgrund der angeführten Untersuchungsergebnisse über die Ausdehnung der Aufenthaltstiefe von *Eudiaptomus gracilis* im Weißensee ist als Folge des Fraßdruckes durch die Reinanken eine Änderung des Wanderverhaltens dokumentiert.

Die Copepoda durchlaufen bis zur Geschlechtsreife 6 Naupliusstadien und fünf im Aussehen der erwachsenen Copepoden ähnelnde Copepodidstadien.

Im Weißensee beträgt die Naupliendichte (Foto 17) mit durchschnittlich 999 Ind./m³ ein Drittel der Copepodidendichte (3.290 Ind./m³). Die geringe Individuenzahl der Nauplien ist auf die Art der Probenahme zurückzuführen. Die Beprobung

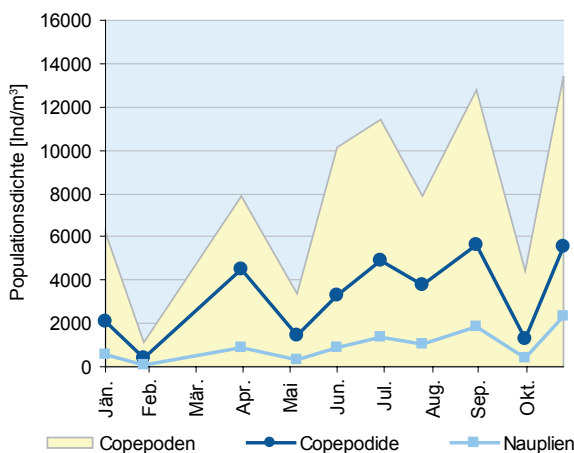


Abb. 41: Abundanz [Ind./m³] der Copepodide und Nauplien von *Eudiaptomus gracilis* im Weißensee im Untersuchungsjahr 2003.

erfolgte mit einem Planktonschleßnetz, dessen Maschenweite 100 µm betrug. Da die Größe der ersten drei Nauplienstadien kleiner als 100 µm beträgt, sind sie in der Probe unterrepräsentiert. Deshalb kann angenommen werden, dass die Individuenzahl der Nauplien in Wahrheit höher ist.

Laut EINSLE (1993) erlangen Copepodide perennierender Populationen von *Eudiaptomus gracilis* im Frühjahr und Herbst Höchstwerte. Bei der vorliegenden Untersuchung konnten hohe Individuendichten der Copepodid-Stadien im April (4.530 Ind./m³), im Juli (4.860 Ind./m³), im September (5.610 Ind./m³) und im November (5.560 Ind./m³) festgestellt werden (Abb. 41). Im Jahresdurchschnitt erreichten 75 % der Copepodiden das Adultstadium. Die Populationsdichte der Nauplien zeigt einen ähnlichen saisonalen Verlauf, wenn auch in geringerer Ausprägung.

Die Nauplien von *E. gracilis* bevorzugen die obere Wasserschicht bis in 15 m Tiefe. Die Copepodide verweilen im Frühjahr unterhalb der Sprungschicht in einer Tiefe zwischen 25 bis 60 m, während im Sommer und Herbst zwei Tiefenbereiche (20 bis 30 m und 35 bis 40 m) dichter besiedelt wurden (Abb. 42). Da die verschiedenen Copepodid-Stadien nicht getrennt gezählt wurden, wird

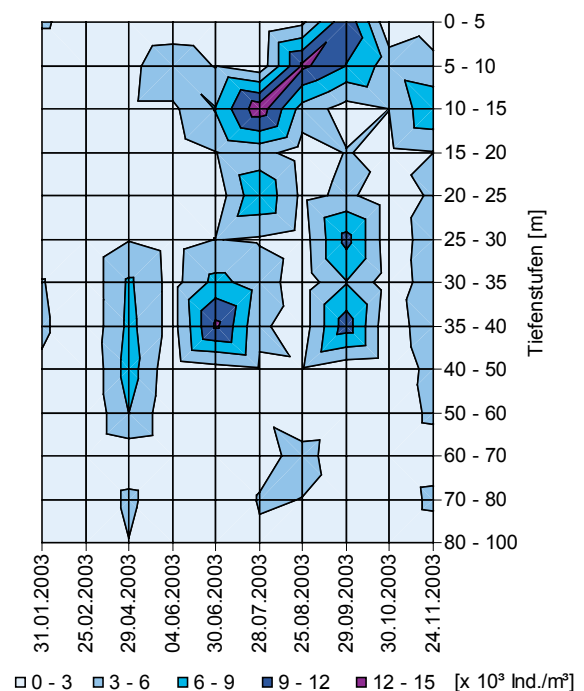


Abb. 42: Tiefenverteilung der Copepodide [Ind./m³] von *Eudiaptomus gracilis* im Weißensee im Untersuchungsjahr 2003.

angenommen, dass jüngere Copepodid-Stadien im Sommer und im Herbst aufgrund ihrer geringen Mobilität die Wasserschicht zwischen 0 und 15 m besiedeln. Ältere, mobilere Copepodide ziehen sich tagsüber in Tiefen zwischen 25 und 50 m zurück. Im Frühjahr dürfte es sich um überwinterte Copepodide des vorletzten oder letzten Stadiums handeln, die tagsüber tiefere Bereiche aufsuchen.

Als Vertreter der cyclopoiden Copepoda sind im Weißensee im Jahr 2003 *Cyclops abyssorum*, *Cyclops bohater* und *Mesocyclops leuckarti* bestimmt worden. Da die Population von *Cyclops bohater* gegenüber *Cyclops abyssorum* (Foto 18) deutlich kleiner war, wurde auf eine Trennung der Arten bei der quantitativen Analyse verzichtet.

***Cyclops abyssorum* G. O. Sars 1863**

EINSLE (1993) teilt die Vielzahl der Phänotypen von *Cyclops abyssorum* mit der „präalpinus“- , der „divulsus“ - Gruppe und dem „tatricus“ - Formenkreis in drei Gruppen, die fließend ineinander über gehen. Die Tiere des Weißensees werden der „präalpinus“ - Gruppe zugeordnet. FINDENEGG (1936) determinierte für den Weißensee *Cyclops strenuus*. SAMPL (1971) stellte mit Hilfe von Chromosomenuntersuchungen fest, dass bisher alle unter der *Cyclops strenuus* - Gruppe geführten Arten in den Kärntner Seen als *Cyclops abyssorum*

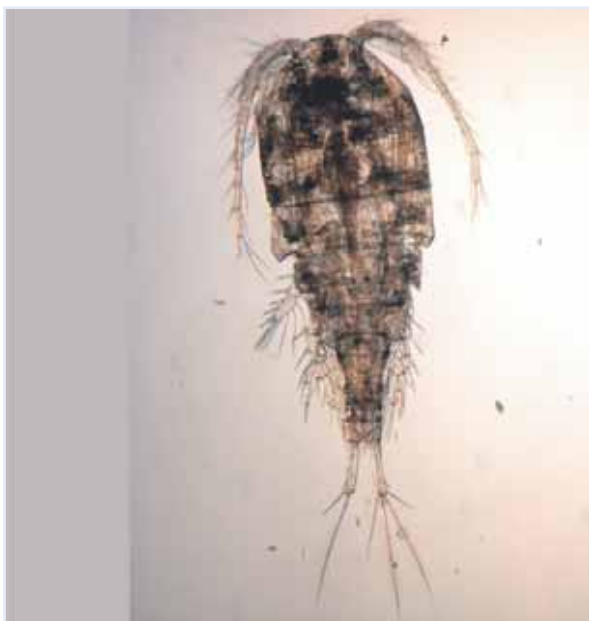


Foto 18: *Cyclops abyssorum*, Weibchen. Foto: G. Santner

zu bezeichnen sind. Daher kann angenommen werden, dass bereits in den 1930er Jahren *Cyclops abyssorum* von FINDENEGG als *Cyclops strenuus* bezeichnet wurde.

***Cyclops bohater* KOZMINSKI 1933**

Im Pelagial der meisten Seen tritt diese Art mehr oder weniger monozyklisch mit einer sommerlichen Diapause im fünften Copepodidstadium auf. Im weiteren werden die beiden Arten *Cyclops abyssorum* und *Cyclops bohater* als *Cyclops* spp. bezeichnet.

Die Population von *Cyclops*spp. zeigt im Weißensee eine äußerst geringe Ausprägung. Die maximalen Individuendichten des Jahres 2003 konnten Ende Juni (332 Ind./m³) und Ende Juli (262 Ind./m³) festgestellt werden, wobei die Männchen Ende Juni ihr Jahresmaximum (218 Ind./m³) zeigen und die Weibchen Ende Juli (139 Ind./m³ Abb. 43). Einen ähnlichen saisonalen Verlauf konnte auch RINTELEN (2002) für die cyclopoiden Copepoden feststellen. SCHARF (1995) zeigte für den Feldsee ein Abundanzmaximum im Sommer.

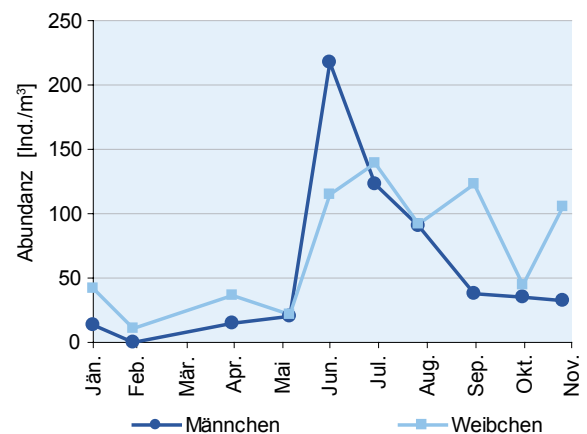


Abb. 43: Abundanz [Ind./m³] der Männchen und Weibchen von *Cyclops* spp. im Weißensee im Untersuchungsjahr 2003.

Mesocyclops leuckarti (KLAUS 1857)

Diese Art kommt in vielerlei Kleingewässern und euplanktisch in den meisten größeren Seen vor. Während die Tümpelformen ziemlich kräftig und kompakt gebaut sind, zeichnen sich die Plankton-

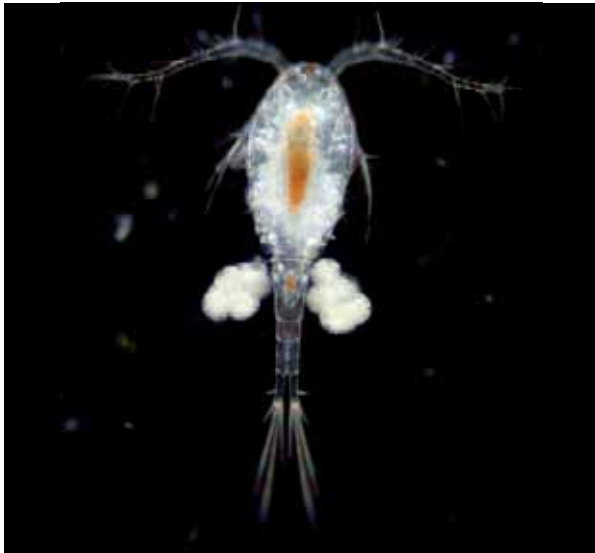


Foto 19: *Mesocyclops leuckarti*, Weibchen. Foto: G. Santner

populationen durch eine schlanke Gestalt aus. Auf die erste Fortpflanzungsphase folgen mehrere Sommergenerationen, doch schon von September an stagniert die Entwicklung in einem der beiden letzten Copepodid - Stadien. Während des Winters halten sich die Tiere meist am Gewässerboden auf (EINSLE 1993).

Mesocyclops leuckarti (Foto 19) als weiterer Vertreter der cyclopoiden Copepoden ist eine ausgeprägte epilimnische Sommerform. Die

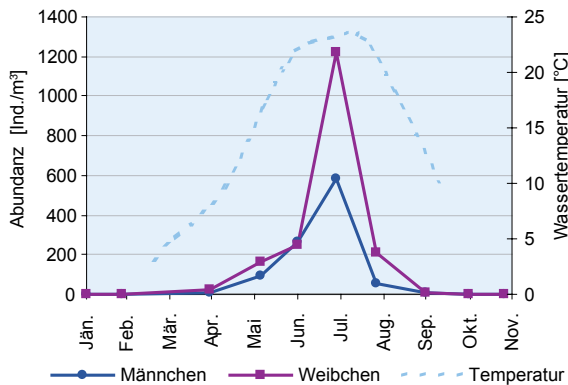


Abb. 44: Abundanz [Ind./m³] der Männchen und Weibchen von *Mesocyclops leuckarti* und die mittlere Temperatur [°C] im Epilimnion des Weißensees im Untersuchungsjahr 2003.

Abundanzmaxima traten Ende Juni mit 260 Ind./m³ und Ende Juli mit 580 Ind./m³ auf. Mit der herbstlichen Abkühlung nahm die Populationsdichte dieser Art rasch ab (Abb. 44). Als wärmeliebende Art kamen nahezu alle Individuen der Population in der Tiefe zwischen 10 und 15 m vor. Abbildung 44 veranschaulicht die Entwicklung von *M. leuckarti* in Abhängigkeit von der Wassertemperatur des Epilimnions.

Die Copepodiden von *Cyclops abyssorum*, *Cyclops bohater* und *Mesocyclops leuckarti* zeigen Abundanzspitzen im September (Abb. 45). Die

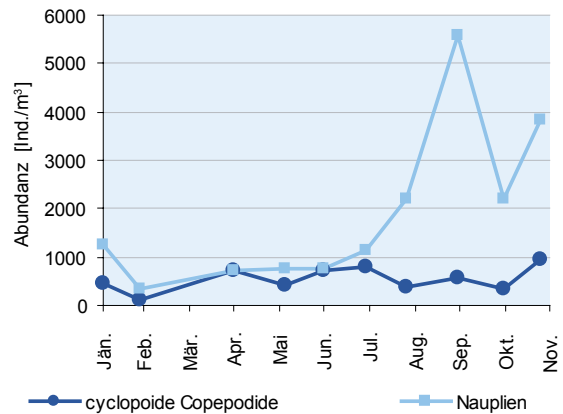


Abb. 45: Abundanz [Ind./m³] der cyclopoiden Copepodide und Nauplien im Weißensee im Untersuchungsjahr 2003.

Populationsdichte blieb immer unter 1.000 Ind./m³, der Jahresdurchschnitt betrug 550 Ind./m³. 76 % der cyclopoiden Copepodiden erreichten das Adultstadium. Bei den Nauplien der genannten Arten konnte im September mit 5.588 Ind./m³ ein Abundanzmaximum festgestellt werden. 29,2 % der Nauplien erreichten das Copepodid-Stadium. Da aber aufgrund der Probenahme (100 µm Maschenweite) die Nauplien nicht repräsentativ erfasst wurden, dürfte der tatsächliche Anteil derer, die das Copepodid - Stadium erreicht haben, geringer sein.

Im Westbecken des Sees wurden im Juni und August des Untersuchungsjahres 2003 Zooplanktonproben entnommen. Die maximale Tiefe beträgt hier 6 m. Die Proben wurden mit einem Schindlerschöpfer (5 Liter) aus den Tiefenstufen 1 m, 3 m und 5 m entnommen.

Das Westbecken unterscheidet sich vom Ostbecken durch einen kleineren Bestand der Cladocere *Daphnia hyalina*. Im Juni wurde eine Dichte von 2.800 Ind./m³ und im August von 730 Ind./m³ ermittelt. Im tiefen Ostbecken wurden im August 7.184 Ind./m³ festgestellt. An vielen Seen wurde beobachtet, dass *Daphnia hyalina* tagesperiodische Wanderungen ausführt (SCHARF 1995, SANTNER 2003). Der Tagesaufenthalt in tieferen, dunkleren Wasserschichten dient als Schutz vor optisch orientierten Räubern. Während der Nacht wandern die Tiere zum Fressen nach oben. Die geringe Tiefe des Westbeckens unterbindet dieses

Wanderverhalten von *Daphnia hyalina*, wodurch ein erhöhter Fraßdruck seitens planktivorer Fische besteht. Dieser Umstand eröffnet kleineren, nicht so leicht sichtbaren Cladoceren, wie *Bosmina longirostris* und *Ceriodaphnia pulchella*, einen Konkurrenzvorteil. Die genannten Arten sind im tiefen Ostbecken nur vereinzelt gefunden worden, im seichten Westbecken hingegen in großer Zahl. *Bosmina longirostris* dominierte Anfang Juni mit 57.000 Ind./m³ und Ende August *Ceriodaphnia pulchella* mit 37.000 Ind./m³ das Crustaceenplankton des Weißensees.

Literatur

- BOTRELL, H. H., A. DUNCAN, Z. M. GLIWICZ, E. GRYGIEREK, A. HERZIG, A. HILLBRECHT-ILKOWSKA, H. KURSAWA, P. LARSON & T. WEGLENSKA (1976): A review of some problems in zooplankton production studies. - *Norw. J. Zool.*, 24: 419 - 456.
- 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 - Verlag Eugen Ulmer*: 239 pp. -, Stuttgart.
- EGGER, R. (1947): Die Reisetagebücher des Paolo Santonino 1485-1487. - *Verlag Ferd. Kleinmayr*: 190 pp, Klagenfurt.
- EINSLE, U. (1993): Crustacea, Copepoda, Calanoida und Cyclopoida. - *Süßwasserfauna von Mitteleuropa*, 8/41: 208 pp.
- FLÖSSNER, D. (1972): Branchiopoda, Branchiura. - In: DAHL, F. (1972): *Die Tierwelt Deutschlands*, 60. Teil, Gustav Fischer Verlag: 501 pp, Jena.
- FLÖSSNER, D. (2000): Die Haplopoda und Cladocera Mitteleuropas. - *Backhuys Publishers*: 428 pp.
- FINDENEKG, I. (1935): Eine Boden- und Tiefenkarte des Kärntner Weißensees. - *Separatabdruck aus Geographischer Jahresbericht aus Österreich*, XVIII. Band. Leipzig und Wien: Franz Deuticke: 51 - 58.
- FINDENEKG, I. (1932): Beobachtungen an Kärntner Seen. - *Carinthia II*, Sonderheft 31: 63-71, Klagenfurt.
- FINDENEKG, I. (1936): Der Weißensee in Kärnten. - *Carinthia II*, Sonderheft IV: 46 pp, Klagenfurt.
- FINDENEKG, I. (1943): Zur Kenntnis der planktischen Cladoceren Kärntens. - *Carinthia II*, 53: 47 - 67, Klagenfurt.
- FRESNER, R. (1995): Populationsökologische Untersuchungen des Zooplanktons dreier Kärntner Baggerseen (Weizelsdorfer Badensee, Kirschentheur Badensee und Ferlacher Badensee). - *Dissertation Univ. Graz*: 257 pp.
- FRESNER, R. (1997): Artenliste des Zooplankton des Weißensees. - *Unveröffentlicht*.
- FRESNER, R. (1999): Reaktionen des Zooplanktons des Ossiacher Sees auf Fischbestands- und Trophieänderungen. - *Carinthia II*, 189./109.: 537 - 548, Klagenfurt.
- FRESNER, R., M. REICHMANN, C. HOLAREK, M. MAIRITSCH, M. AMBROS, W. HONSIG-ERLENBURG, G. WEISSEL, B. HUMMITZSCH, J. PETUTSCHNIG & L. SCHULZ (2004): Der Wörthersee - *Limnologische Langzeitentwicklung 1970 - 2002*. - *Veröffentlichung des Kärntner Institutes für Seenforschung*: 58 pp, Klagenfurt.
- FRESNER, R., M. REICHMANN, G. SANTNER, M. MAIRITSCH, M. AMBROS, W. HONSIG-ERLENBURG, G. WEISSEL, B. HUMMITZSCH, J. PETUTSCHNIG & L. SCHULZ (2004): Der Millstätter See - *Limnologische Langzeitentwicklung 1970 - 2002*. - *Veröffentlichung des Kärntner Institutes für Seenforschung*: 61 pp, Klagenfurt.
- GAVIRIA, S. (1998): Checklist an distribution of free-living copepods (Arthropoda: Crustacea) from Austria. - *Ann. Naturhist. Mus.*: 539-594, Wien.
- HARTMANN, V. (1883): Das Thal des Weißensees in Kärnten. - *Verlag Heyn*: 50 pp, Klagenfurt.
- HERBST, H. V. (1962): Blattfußkrebse. - *Kosmos - Gesellschaft der Naturfreunde, Franckh'sche Verlagshandlung*: 130 pp, Stuttgart.
- HONSIG-ERLENBURG, W.¹, V. STEINER², T. FRIEDL¹, N. SCHOTZKO² (1999) Die Seeforelle des Weißensees (Kärnten, Österreich) - Mögliche Ursachen ihres Aussterbens. *Verhandlungen d. Ges. f. Ichthyologie Band 1:1-11*.
- KIEFER, F. (1960): Ruderfußkrebse - Copepoda. - *Kosmos - Gesellschaft der Naturfreunde, Franckh'sche Verlagshandlung*: 97 pp, Stuttgart.
- 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.
- KOSTE, W. (1978): Rotatoria - Die Rädertiere Mitteleuropas - Ein Bestimmungswerk, begründet von Max. Voigt. - 2. Auflage, neu bearbeitet von W. KOSTE., 1 Textband, Verlag Gebrüder Bornträger: 673 pp, Berlin, Stuttgart.
- LIEDER, U. (1996): Crustacea - Cladocera - Bosminidae. - *Süßwasserfauna von Mitteleuropa*, 8/2-3: 80 pp.
- 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.
- MÜLLER, M. (2004): Zur Ökologie der Reinanke (*Coregonus lavaretus*) des Weißensees. *Diplomarbeit Univ. Wien*: 66 pp.
- NAUWERCK, A. (1963): Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. - *Symbolae Botanicae Upsaliensis*, XVII, 5: 163 pp.
- RAKOBITSCH, K. (1980): Die Abhängigkeit des Zooplanktons vom unterschiedlichen Trophiegrad des Hafnersees und Keutschacher Sees (Kärnten). - *Dissertation Univ. Graz*, 223 pp.
- RANNINGER, M. (1999): Limnologische Bestandsaufnahme des St. Andräer Badesees. - *Diplomarbeit Univ. Graz*, 92 pp.
- REICHMANN, M., M. AMBROS, A. RAUTER & L. SCHULZ (2005): Kärntner Seenbericht 2005. - *Veröffentlichung des Kärntner Institutes für Seenforschung*: 102 pp.
- RINTELEN, P. (2002): Vertikales und horizontales Verbreitungsmuster des Crustaceenplanktons im Weißensee und seine zeitliche (saisonale, diurnale) Dynamik. - *Diplomarbeit Univ. Wien*: 168 pp.
- RUTTNER-KOLLISKO, A. (1972): Rotatoria, 99 - 234. In: BICK, H., G. BREITIG, Th. GROSPIETSCH, Ch. HOLMQUIST, H. LÖFFLER, E. REISINGER, A. RUTTNER-KOLLISKO, O. A. SAETHER, J. SCHWOERBEL (1972): *Die Binnengewässer Bd. XXVI, Das Zooplankton der Binnengewässer*, - E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 1. Teil: 294 pp, Stuttgart
- SAMPL, H., G. DEISINGER, J. GRUBER (1992): Eine einmalige Volldurchmischung eines meromiktischen Sees, des Weißensees in Kärnten. - *Carinthia II*, 182./102.: 739 - 751, Klagenfurt
- SAMPL, H. (1971): Änderungen der Zusammensetzung des Zooplanktons einiger Kärntner Seen. - *Carinthia II*, Sonderheft 28 (Festschrift Kahler): 441 - 448, Klagenfurt.
- SANTNER, G. (2003): Der Klopeiner See - Eine limnologische Bestandsaufnahme unter besonderer Berücksichtigung des Zooplanktons. - *Diplomarbeit Univ. Graz*: 156 pp.

- SCHABER, P. (1974): Das Zooplankton (Metazoa) im Piburger See. - Dissertation Univ. Innsbruck, 152 pp.
- SCHARF, B. (1995): Räumliche und zeitliche Verteilung des Zooplanktons im hypolimnisch belüfteten Feldsee in Kärnten. - Diplomarbeit Univ. Graz, 189 pp.
- SOMMER, U. (1994): Planktologie. - Springer Verlag: 274 pp.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung 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, 168 pp.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Lage des Weißensees.	5
Abb. 2:	Entwicklung der Lufttemperatur [°C] anhand der Jahresmittelwerte von 1975 bis 2004 mit linearer Regression.	12
Abb. 3:	Dauer der Eisbedeckung [Tage] und Stärke der Eisdecke [cm] seit 1975.	12
Abb. 4:	Jahresmittel der Windgeschwindigkeit [m/s] von 1975 bis 2003.	13
Abb. 5:	Mittlere Sichttiefen [m] des Weißensees in den Jahren 1983 bis 2003 (n = Anzahl der Messungen pro Jahr).	13
Abb. 6:	Sichttiefenwerte [m] des Weißensees im Zeitraum 1983 bis 1986.	14
Abb. 7:	Sichttiefenverlauf [m] des Ostbeckens im Weißensee im Untersuchungsjahr 2003.	14
Abb. 8:	Mittlere, minimale und maximale Oberflächentemperatur [°C] einiger Kärntner Seen seit 1996.	15
Abb. 9:	Temperaturtiefenprofile [°C] des Weißensees im Untersuchungsjahr 2003.	16
Abb. 10:	Sauerstoffprofile [mg/l] von 1972 bzw. 1982 bis 2003 zur Zeit der Frühlingsdurchmischung.	18
Abb. 11:	Sauerstoffprofile [mg/l] von 1972 bzw. 1982 bis 2003 am Ende der sommerlichen Stagnationsphase.	19
Abb. 12:	Zeitlicher Verlauf der gewichteten mittleren Sauerstoff-Konzentrationen [mg/l] ausgesuchter Wasserkörper (gleitendes Mittel über 10 Termine).	19
Abb. 13:	Sauerstoff-Tiefenprofile [mg/l] des Weißensees im Untersuchungsjahr 2003.	20
Abb. 14:	Epilimnische Sauerstoffkonzentrationen des Weißensees im Ost- und Westbecken [mg/l] im Untersuchungsjahr 2003 (Ostbecken: n = 9; Westbecken: n = 4).	21
Abb. 15:	Vergleich der mittleren Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] aller Werte seit 1996 einiger Kärntner Seen (* meromiktisch).	21
Abb. 16:	Über die Wassersäule gewichtete Gesamt-Phosphor-Konzentrationen [µg/l] des Weißensees aller Termine von 1972 bis 2004.	22
Abb. 17:	Gewichtete Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] im Wasserkörper von 0 bis 19 m und 80 bis 89 m an Einzelterminen von 1972 bis 2004 (mit dem gleitenden Mittel über 5 Perioden).	23
Abb. 18:	Vergleich der gewichteten Konzentrationen von Gesamt-Phosphor [µg/l] und Sauerstoff [mg/l] im Wasserkörper von 80 bis 89 m des Weißensees von 1975 bis 2004.	23
Abb. 19:	Tiefenprofile der Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] des Weißensees im Untersuchungsjahr 2003.	24
Abb. 20:	Über die Wassersäule gewichtete Orthophosphat-P-Konzentrationen [µg/l] an den Einzelterminen von 1972 bis 2003.	25
Abb. 21:	Entwicklung der Nitrat-N- bzw. Ammonium-N-Konzentration [µg/l] (Jahresmittel aus gewichteten Einzelterminen von 0 bis 90 m von 1973 bis 2004).	26
Abb. 22:	Vergleich der Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen [µg/l] zur Zirkulations- und Stagnationsphase; Vertikalprofile der Jahre 1983, 1985 und 2003.	27
Abb. 23:	Mittlere Konzentration der Elektrolyte [mg/l] über die Wassersäule von 1976 bis 2004.	27
Abb. 24:	Mittlere Sulfat-Konzentration [mg/l] im Wasserkörper von 0 bis 49 und 50 bis 90 m von 1977 bis 2004.	28
Abb. 25:	Leitfähigkeit [µS/cm], Calcium-Konzentration [mg/l], Magnesium-Konzentration [mg/l] und Sulfat-Konzentration [mg/l] im Wasserkörper von 0 bis 30 m von 1979 bis 2004.	29
Abb. 26:	Entwicklung der Phytoplanktonbiomasse [mg/m ³] und Lage der Sauerstoffgrenze [m] im Weißensee im Untersuchungszeitraum 1975 bis 2003.	30
Abb. 27:	Prozentueller Anteil der Algengruppen an der Phytoplankton-Biomasse [%] im Zeitraum von 1972 bis 2003. Oben: im Epilimnion (0 bis 6 m); unten: in der Wassersäule (0 bis 30 m).	31
Abb. 28:	Tiefenprofile der Algenbiomasse [mg/m ³] im Ostbecken des Weißensees im Untersuchungsjahr 2003.	33
Abb. 29:	Prozentuelle Phytoplanktonzusammensetzung im Westbecken des Weißensees (0 - 5 m) im Untersuchungsjahr 2003.	34
Abb. 30:	Abundanz [Ind./m ³] der Crustaceen und Phytoplankton-Biomasse [mg/m ³] im Weißensee des Untersuchungsjahres 2003.	35
Abb. 31:	Biomasse [mg/m ³ ; %] der Crustacea im Weißensee des Untersuchungsjahres 2003.	36
Abb. 32:	Biomasse [mg/m ³] der Cladocera und <i>Daphnia hyalina</i> im Weißensee des Untersuchungsjahres 2003.	36
Abb. 33:	Biomasse [mg/m ³] der Copepoda und <i>Eudiaptomus gracilis</i> im Weißensee im Untersuchungsjahr 2003.	37
Abb. 34:	Saisonaler Abundanzverlauf von <i>Daphnia hyalina</i> [10 ³ Ind./m ³] und Biomasse [mg/m ³] des Phytoplanktons der Größenklasse 10 bis 30 µm im Untersuchungsjahr 2003.	38
Abb. 35:	Tiefenverteilung von <i>Daphnia hyalina</i> [10 ³ Ind./l] (links) im Vergleich mit der Phytoplankton-Biomasse [mg/m ³] (rechts) der Größe zwischen 10 und 30 µm im Untersuchungsjahr 2003.	39
Abb. 36:	Tiefenverteilung von <i>Bosmina</i> spp. [Ind./m ³] (links) und der Phytoplankton-Biomasse [mg/m ³] (rechts) der Größe < 10 µm im Untersuchungsjahr 2003.	41
Abb. 37:	Saisonale Abundanz [Ind./m ³] von <i>Bosmina</i> spp. verglichen mit der Phytoplankton-Biomasse [mg/m ³] < 10 µm im Untersuchungsjahr 2003.	41
Abb. 38:	Saisonale Abundanz [Ind./m ³] von <i>Diaphanosoma brachyurum</i> und <i>Leptodora kindti</i> im Untersuchungsjahr 2003.	42
Abb. 39:	Abundanz [Ind./m ³] der Copepodide, Männchen und Weibchen von <i>Eudiaptomus gracilis</i> im Weißensee des Untersuchungsjahres 2003.	44
Abb. 40:	Tiefenverteilung der Männchen und Weibchen von <i>Eudiaptomus gracilis</i> [Ind./m ³] im Weißensee (2003).	44
Abb. 41:	Abundanz [Ind./m ³] der Copepodide und Nauplien von <i>Eudiaptomus gracilis</i> im Weißensee im Untersuchungsjahr 2003.	45
Abb. 42:	Tiefenverteilung der Copepodide [Ind./m ³] von <i>Eudiaptomus gracilis</i> im Weißensee im Untersuchungsjahr 2003.	45
Abb. 43:	Abundanz [Ind./m ³] der Männchen und Weibchen von <i>Cyclops</i> spp. im Weißensee im Untersuchungsjahr 2003.	46
Abb. 44:	Abundanz [Ind./m ³] der Männchen und Weibchen von <i>Mesocyclops leuckarti</i> und die mittlere Temperatur [°C] im Epilimnion des Weißensees im Untersuchungsjahr 2003.	47
Abb. 45:	Abundanz [Ind./m ³] der cyclopoiden Copepodide und Nauplien im Weißensee im Untersuchungsjahr 2003.	47

Fotoverzeichnis

Foto 1:	Der Weißensee. Foto: J. Mildner	5
Foto 2:	Reinanke (<i>Coregonus lavaretus</i>). Foto: H. Frei	7
Foto 3:	Seeforelle (<i>Salmo trutta</i> f. <i>lacustris</i>). Foto: W. Honsig-Erlenburg	7
Foto 4:	<i>Ceratium hirundinella</i> . Foto: G. Santner	30
Foto 5:	<i>Cyclotella</i> sp. Foto: G. Deisinger	30
Foto 6:	<i>Gymnodinium uberrimum</i> . Foto: J. Mildner	32
Foto 7:	<i>Kellicottia longispina</i> . Foto: G. Santner	34
Foto 8:	Ephippium einer Daphnie. Foto: G. Santner	37
Foto 9:	<i>Daphnia hyalina</i> , Weibchen. Foto: G. Santner	38
Foto 10:	<i>Daphnia galeata</i> , Weibchen. Foto: G. Santner	40
Foto 11:	<i>Daphnia cucullata</i> , Weibchen. Foto: G. Santner	40
Foto 12:	<i>Bosmina coregoni</i> , Sommerform eines Weibchens. Foto: G. Santner	41
Foto 13:	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> , Weibchen. Foto: G. Santner	42
Foto 14:	<i>Leptodora kindti</i> , Weibchen. Foto: G. Santner	42
Foto 15:	<i>Chydorus sphaericus</i> , Weibchen. Foto: G. Santner	43
Foto 16:	<i>Eudiaptomus gracilis</i> , Männchen. Foto: G. Santner	44
Foto 17:	Larve (Nauplius) von <i>Eudiaptomus gracilis</i> . Foto: G. Santner	45
Foto 18:	<i>Cyclops abyssorum</i> , Weibchen. Foto: G. Santner	46
Foto 19:	<i>Mesocyclops leuckarti</i> , Weibchen. Foto: G. Santner	47

Tabellenverzeichnis

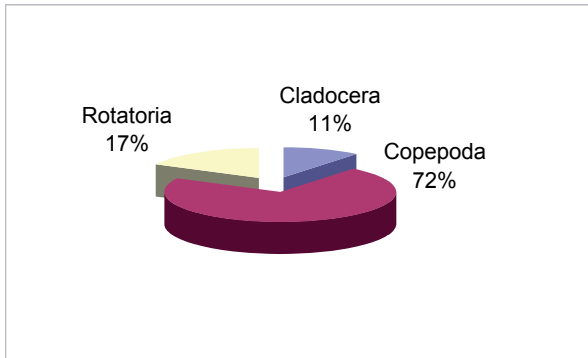
Tab. 1:	Morphometrische Daten des Weißensees.	5
Tab. 2:	Fische des Weißensees (21 Arten).	6
Tab. 3:	Chemisch-physikalische Untersuchungsmethoden.	10
Tab. 4:	Trophieklassen nach der Gesamt-Phosphor-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] und der Phytoplankton-Biomasse [mg/m^3] (ÖNORM 6231:2001).	11
Tab. 5:	Artenliste des Zooplanktons des Weißensees. °) kennzeichnet Arten, die von FRESNER (1997) SAMPL (1971) oder FINDENEGG (1936) determiniert wurden und 2003 wiedergefunden wurden; *) kennzeichnet Arten, die nicht wiedergefunden wurden; keine Kennzeichnung bedeutet Erstnachweis.	35
Tab. 6:	Vergleich der Zusammensetzung der Zooplankton-Biomasse von Seen unterschiedlicher Trophiestufe (O = oligotroph, M = mesotroph, E = eutroph, polym. = polymiktisch, mero. = meromiktisch; dim. = dimiktisch; n.e. = nicht erfasst).	36

Anhang

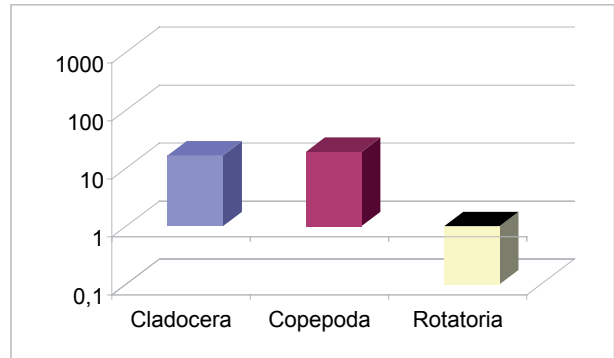
Datum 31.01.2003

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



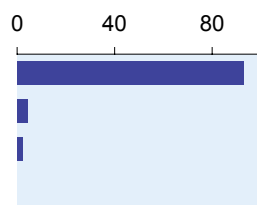
	[n/m³]
Copepoda	6.230
Cladocera	941
Rotatoria	1.513

	[mg/m³]
Copepoda	19,08
Cladocera	16,65
Rotatoria	0,02

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

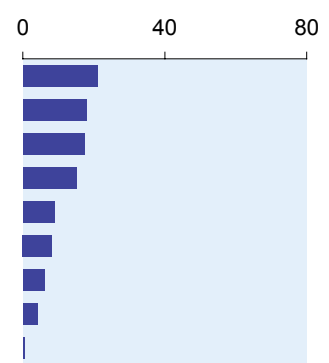
Rotatoria [%]

- Asplanchna priodonta*
- Kellicottia longispina*
- Filinia longiseta*
- Keratella quadrata*

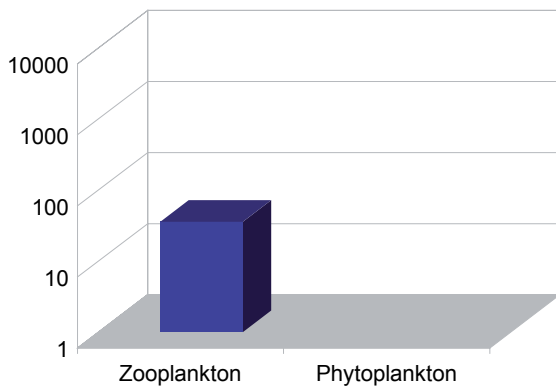


Crustacea [%]

- E. gracilis* Copepodid
- E. gracilis* Männchen
- Cycl. Nauplien
- E. gracilis* Weibchen
- Daphnia hyalina*
- E. gracilis* Nauplius
- Cycl. Copepodide
- Bosmina longispina*
- C. bohater* Weibchen



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen



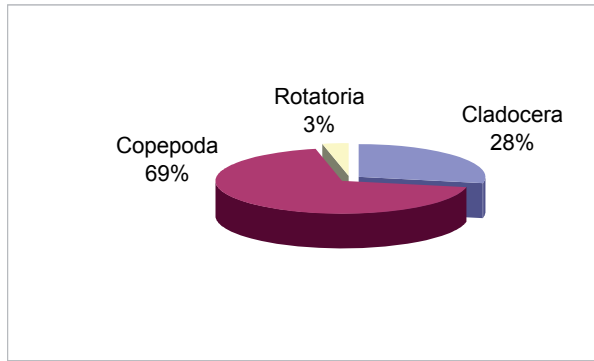
Limnologische Parameter

Sichttiefe:	8 m		
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]			
pH			
O ₂ [mg/l]			
O ₂ [%]			
P _{tot} [µg/m³]			
Algenbiomasse			
0-6 m in mg/m³			
0-30 m in mg/m³			

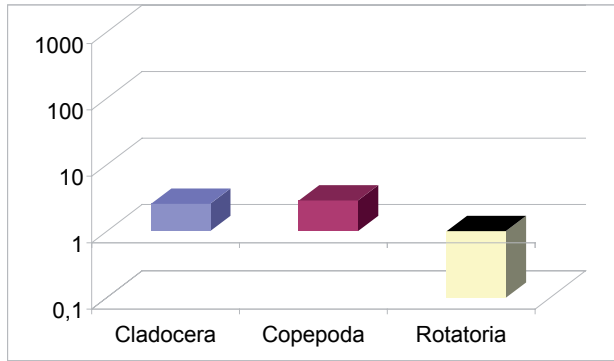
Datum 25.02.2003

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



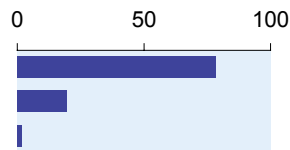
	[n/m³]
Copepoda	1.159
Cladocera	472
Rotatoria	57

	[mg/m³]
Copepoda	2,89
Cladocera	2,58
Rotatoria	0,001

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

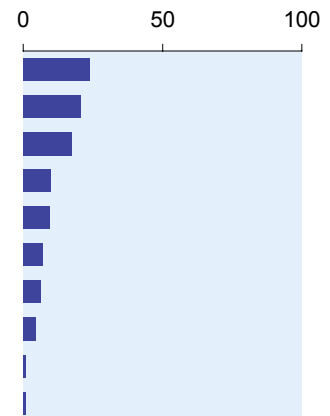
Rotatoria [%]

Asplanchna priodonta
Kellicottia longispina
Filinia longiseta

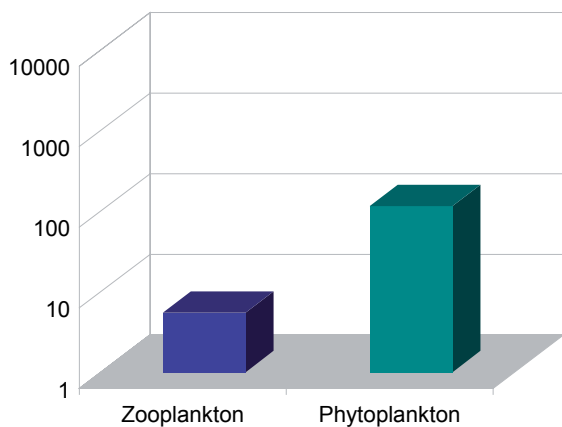


Crustacea [%]

Bosmina longispina
Cycl. Nauplien
E. gracilis Copepodid
E. gracilis Männchen
E. gracilis Weibchen
Cycl. Copepodide
E. gracilis Nauplius
Daphnia hyalina
Daphnia galeata
C. bohater Weibchen
C. bohater Männchen



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen



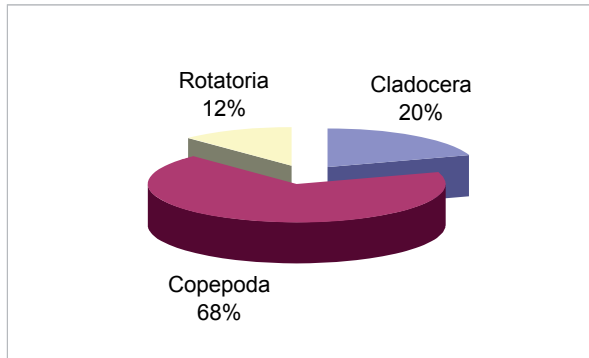
Limnologische Parameter

Sichttiefe: 8,5 m		Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]		0,7	4,68	4,31
pH		7,37	7,93	7,6
O ₂ [mg/l]		0	9,29	3,6
O ₂ [%]		0	74	30,8
P _{tot} [µg/m³]		0,01	0,01	0,0
Algenbiomasse				
0-6 m in mg/m³		100,8		
0-30 m in mg/m³		115,5		

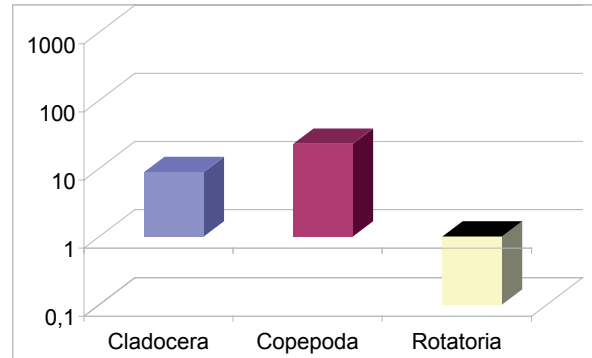
Datum 29.04.2003

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



[n/m³]

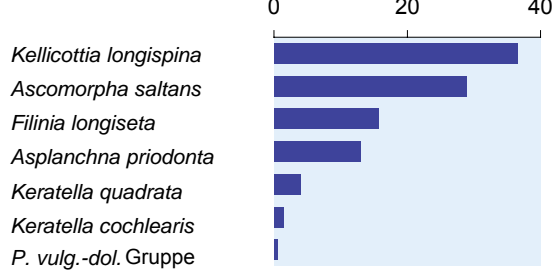
Copepoda	7.901
Cladocera	2.333
Rotatoria	1.436

[mg/m³]

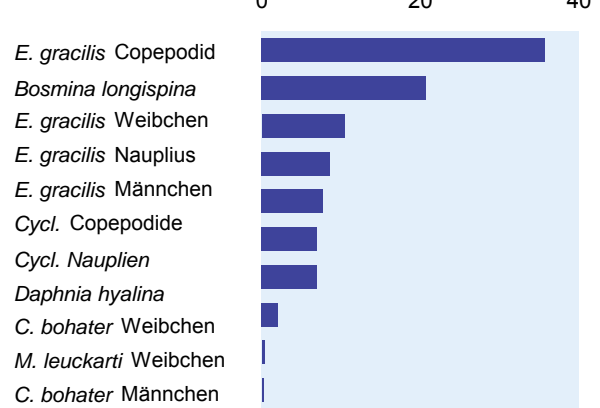
Copepoda	22,90
Cladocera	8,80
Rotatoria	0,004

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

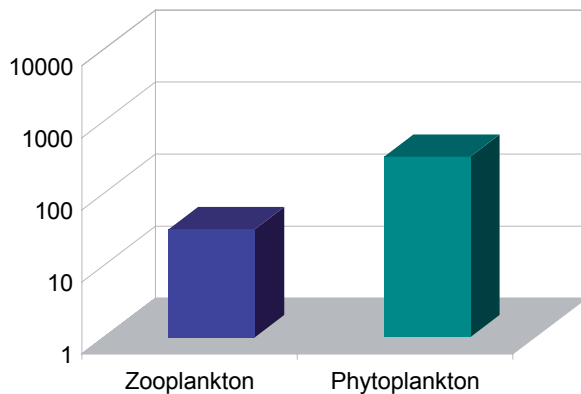
Rotatoria [%]



Crustacea [%]



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen

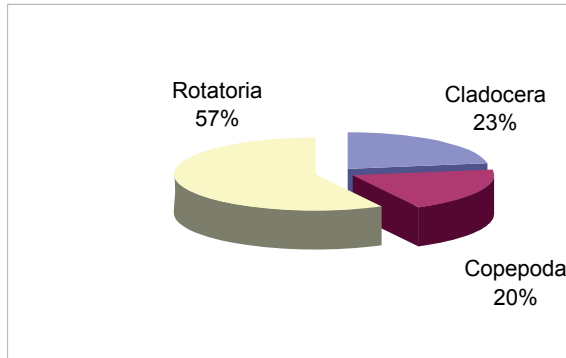


Limnologische Parameter

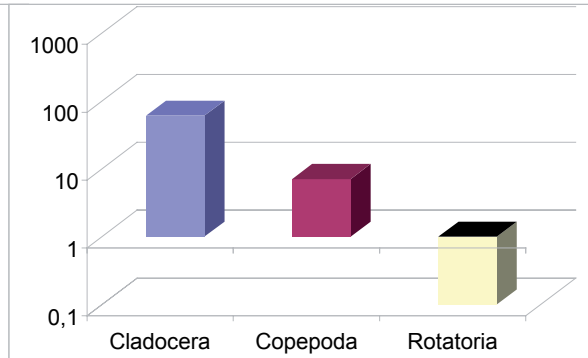
Sichttiefe: 11 m			
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4,5	4,6	4,3
pH	7,4	8,3	7,7
O ₂ [mg/l]	0,1	9,13	4,1
O ₂ [%]	0,9	89,3	36,8
P _{tot} [µg/m³]	0,01	0,01	0,0
Algenbiomasse			
0-6 m in mg/m³	321,0		
0-30 m in mg/m³	318,5		

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]

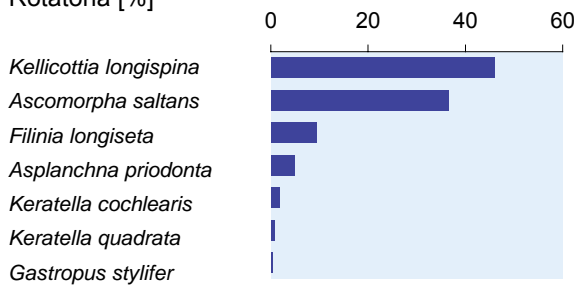


	[n/m³]
Copepoda	3.365
Cladocera	3.894
Rotatoria	9.988

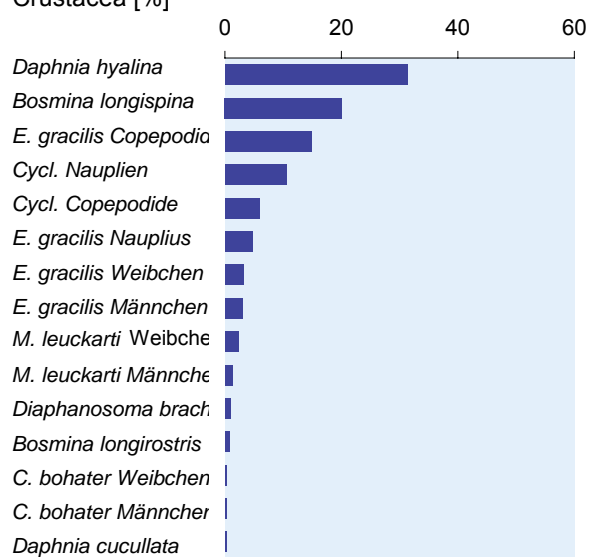
	[mg/m³]
Copepoda	7,07
Cladocera	60,47
Rotatoria	0,02

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

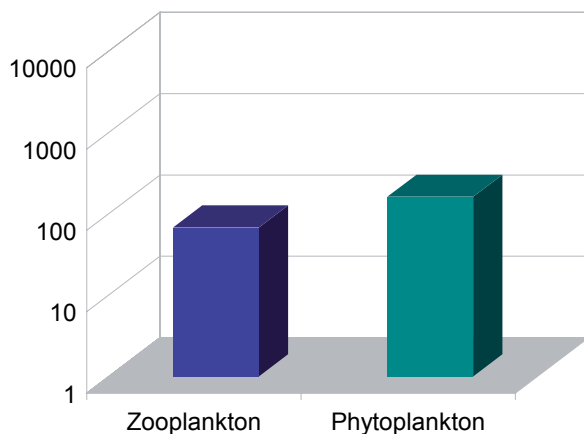
Rotatoria [%]



Crustacea [%]



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen

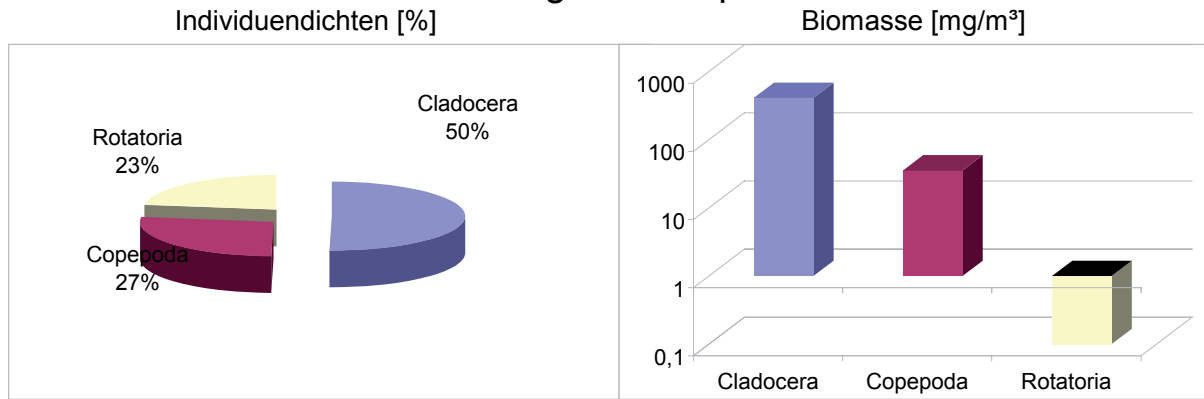


Limnologische Parameter

Sichttiefe:	14 m		
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4,6	18,4	6,1
pH	7,4	8,3	7,6
O ₂ [mg/l]	0	10,6	4,1
O ₂ [%]	0	106,3	38,9
P _{tot} [µg/m³]	0	0,01	0,01
Algenbiomasse			
0-6 m in mg/m³	162,9		
0-30 m in mg/m³	161,6		

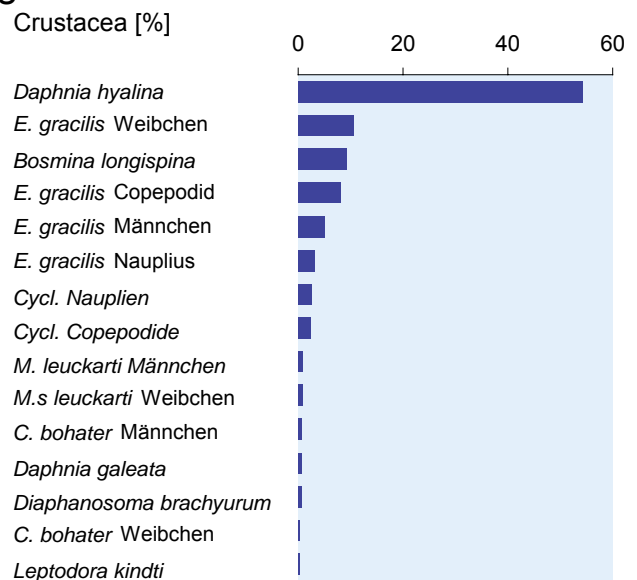
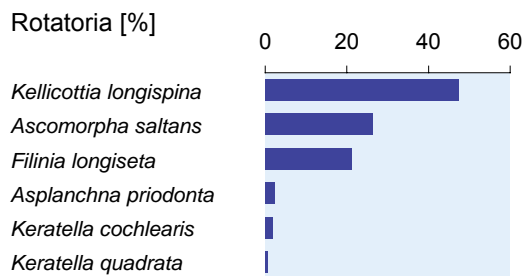
Datum 30.06.2003

Zusammensetzung des Zooplanktons

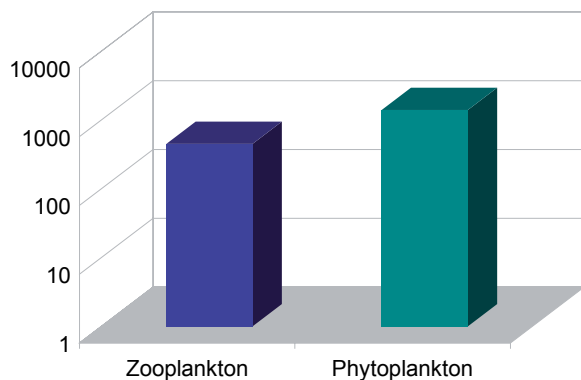


	[n/m³]	[mg/m³]
Copepoda	10.134	35,40
Cladocera	18.940	411,50
Rotatoria	8.509	0,006

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen

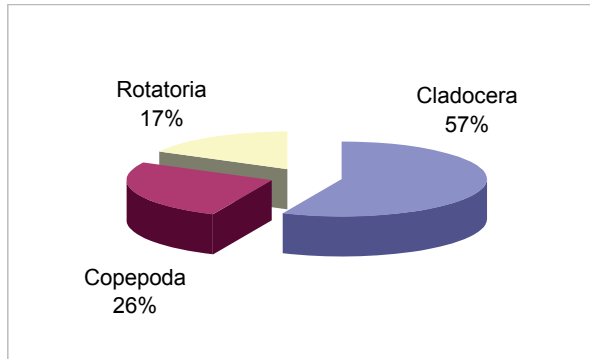


Limnologische Parameter

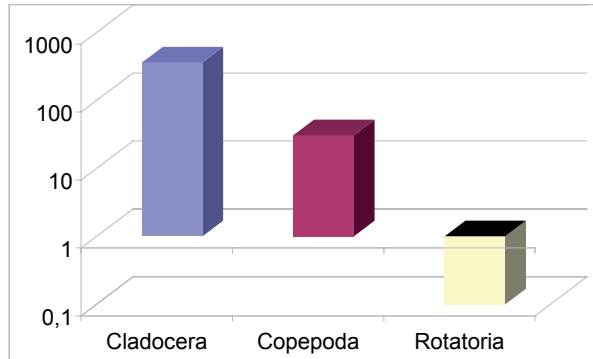
Sichttiefe:	8,3 m		
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4,65	22,34	6,7
pH	7,3	8,3	7,6
O ₂ [mg/l]	0	12,5	4,2
O ₂ [%]	0	130,8	39,2
P _{tot} [µg/m³]	0	0,01	0,01
Algenbiomasse			
0-6 m in mg/m³	441,8		
0-30 m in mg/m³	1.383,0		

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



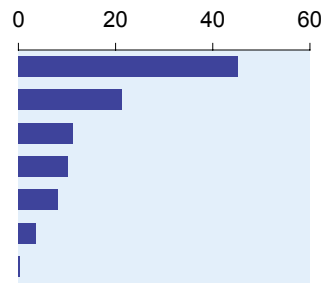
	[n/m³]
Copepoda	5.504
Cladocera	6.225
Rotatoria	29.397

	[mg/m³]
Copepoda	6,61
Cladocera	3,79
Rotatoria	0,01

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

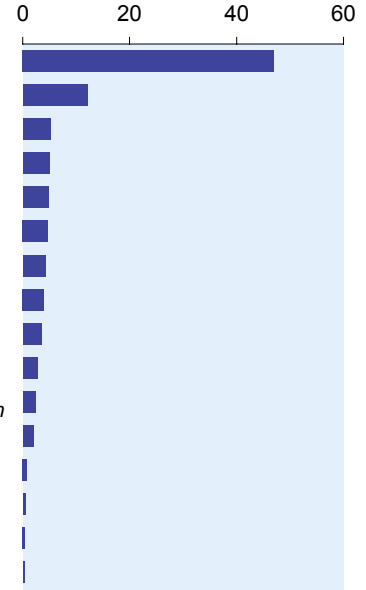
Rotatoria [%]

- Kellicottia longispina*
- Asplanchna priodonta*
- Filinia longiseta*
- Keratella cochlearis*
- Ascomorpha saltans*
- Keratella quadrata*
- P. vul.-dol. Gruppe*

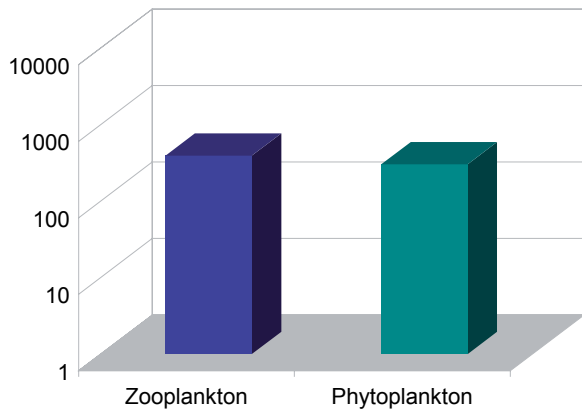


Crustacea [%]

- Daphnia hyalina*
- E. gracilis* Copepodid
- E. gracilis* Männchen
- Bosmina longispina*
- E. gracilis* Nauplius
- Dreissena polymorpha*
- M. leuckarti* Weibchen
- Cycl. Nauplien*
- E. gracilis* Weibchen
- Cycl. Copepodide*
- Diaphanosoma brachyurum*
- M. leuckarti* Männchen
- Leptodora kindtii*
- C. bohater* Weibchen
- C. bohater* Männchen
- Bosmina longirostris*



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen



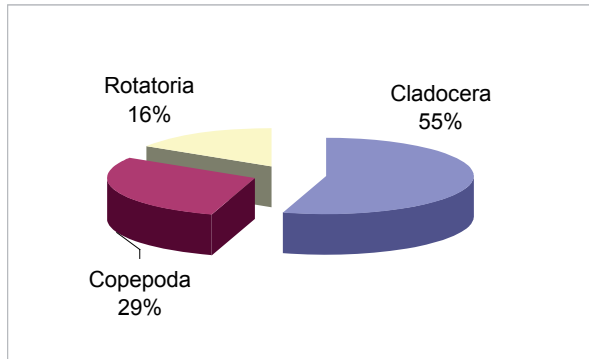
Limnologische Parameter

Sichttiefe:		8,8 m		
	Minimum	Maximum	MW	
Temperatur [°C]	4,6	23,1	6,7	
pH	7,3	8,4	7,6	
O ₂ [mg/l]	0	13	4,2	
O ₂ [%]	0	149,3	40,9	
P _{tot} [µg/m³]	0	0,01	0,01	
Algenbiomasse				
0-6 m in mg/m³	303,2			
0-30 m in mg/m³	301,6			

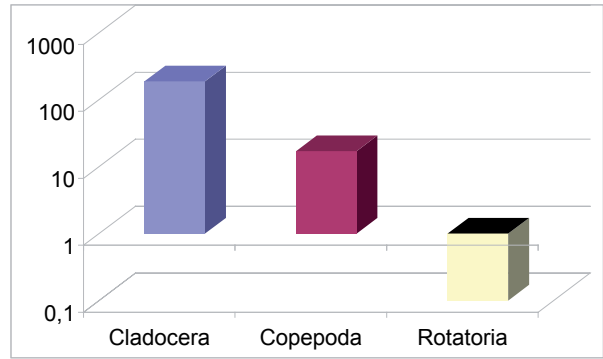
Datum 25.08.2003

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]

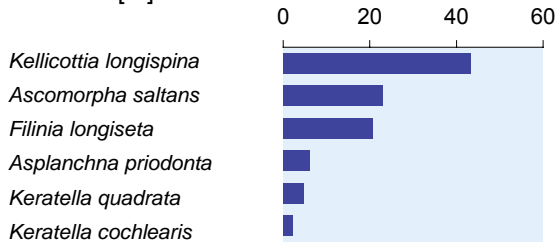


	[n/m³]
Copepoda	5.504
Cladocera	6.225
Rotatoria	29.397

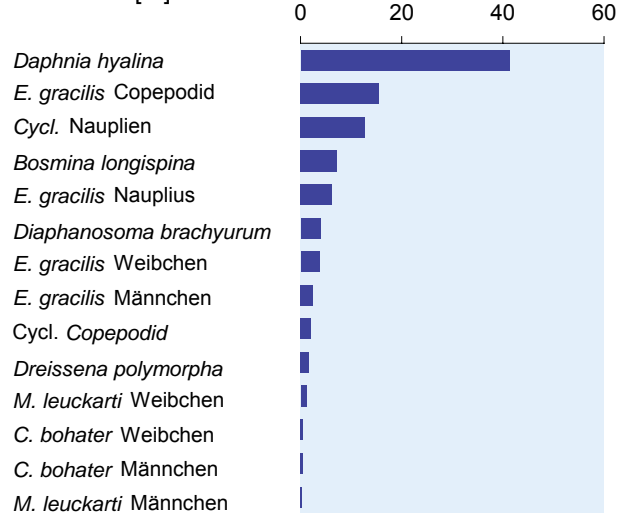
	[mg/m³]
Copepoda	6,61
Cladocera	3,79
Rotatoria	0,01

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

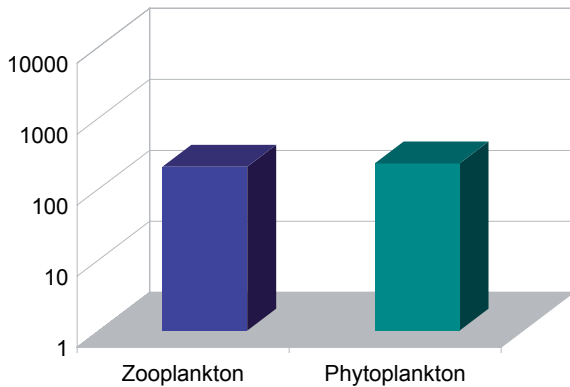
Rotatoria [%]



Crustacea [%]



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen

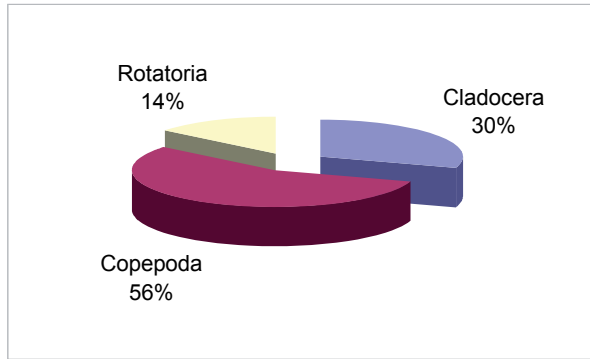


Limnologische Parameter

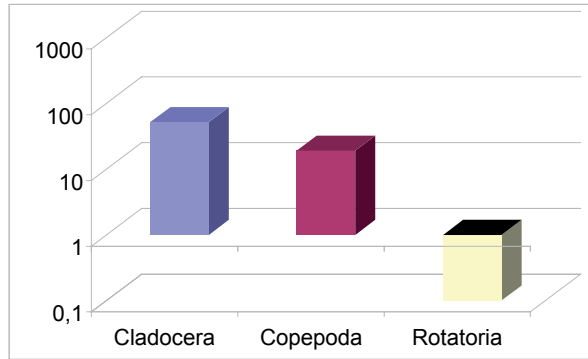
Sichttiefe:	5,8 m		
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4,7	23,3	7,1
pH	7,3	8,5	7,6
O ₂ [mg/l]	0	14,4	4,1
O ₂ [%]	0	176	40,1
P _{tot} [µg/m³]	0	0,01	0,01
Algenbiomasse			
0-6 m in mg/m³	358,8		
0-30 m in mg/m³	226,8		

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



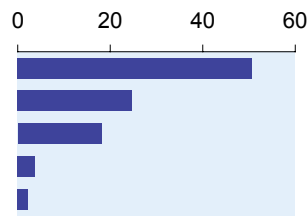
	[n/m³]
Copepoda	6.415
Cladocera	3.446
Rotatoria	1.610

	[mg/m³]
Copepoda	19,10
Cladocera	51,80
Rotatoria	0,001

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

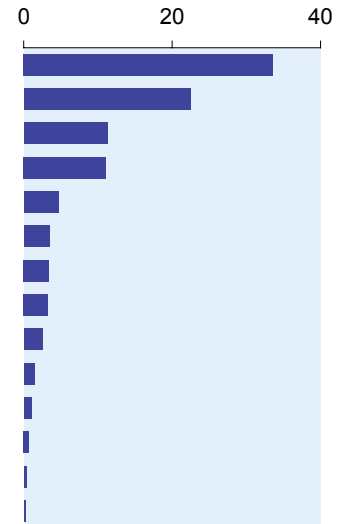
Rotatoria [%]

- Kellicottia longispina*
- Ascomorpha saltans*
- Filinia longiseta*
- Keratella quadrata*
- Asplanchna priodonta*

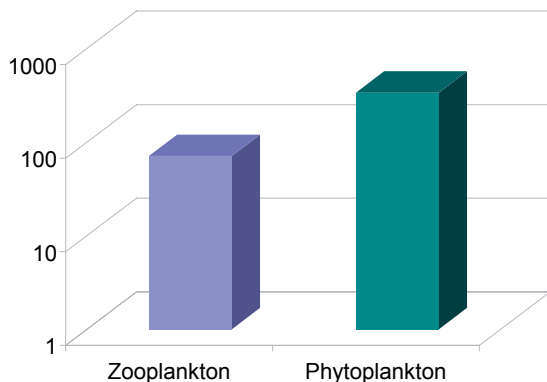


Crustacea [%]

- Cycl. Nauplien*
- E.gracilis* Copepodid
- E. gracilis* Nauplius
- Daphnia hyalina*
- Diaphanosoma brachyurum*
- Cycl. Copepodide*
- Bosmina longispina*
- E. gracilis* Weibchen
- Dreissena polymorpha*
- E. gracilis* Männchen
- Daphnia longispina*
- C. bohater* Weibchen
- Daphnia galeata*
- C. bohater* Männchen



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen



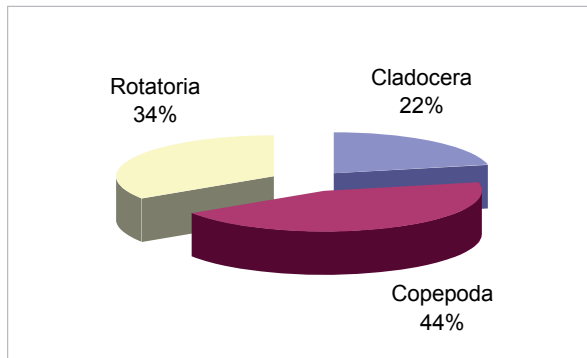
Limnologische Parameter

Sichttiefe:	7,1 m		
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4	4,9	4,1
pH	4,7	18,5	6,9
O ₂ [mg/l]	0	11,9	3,7
O ₂ [%]	0	117,7	34,6
P _{tot} [µg/m³]	0	0,01	0,01
Algenbiomasse			
0-6 m in mg/m³	180,9		
0-30 m in mg/m³	337,1		

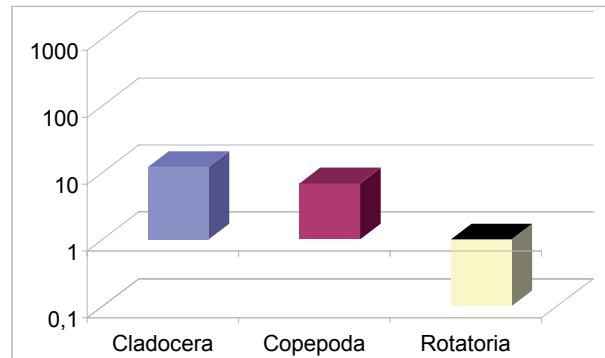
Datum 30.10.2003

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



[n/m³]

Copepoda	5.504
Cladocera	6.225
Rotatoria	29.397

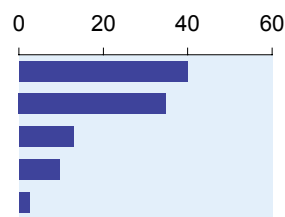
[mg/m³]

Copepoda	6,61
Cladocera	3,79
Rotatoria	0,01

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

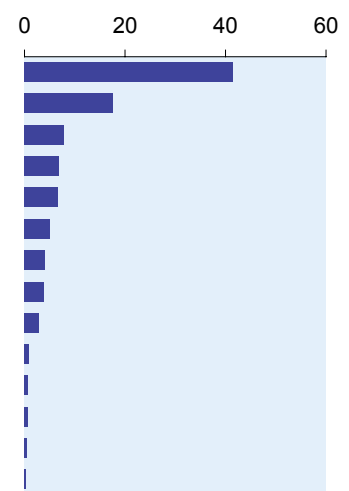
Rotatoria [%]

Kellicottia longispina
Ascomorpha saltans
Asplanchna priodonta
Filinia longiseta
Keratella quadrata

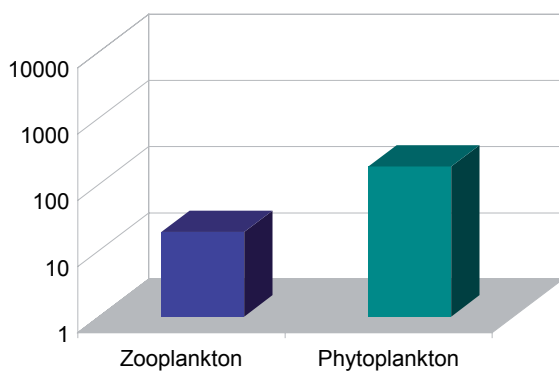


Crustacea [%]

Cycl. Nauplien
E. gracilis Copepodid
Daphnia hyalina
E. gracilis Nauplius
E. gracilis Männchen
E. gracilis Weibchen
Bosmina longirostris
Cycl. Copepodid
Daphnia longispina
Diaphanosoma brachyurum
C.bohater Weibchen
Dreissena polymorpha
C. bohater Männchen



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen



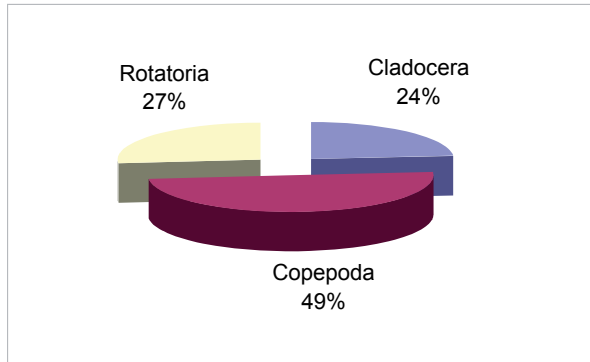
Limnologische Parameter

Sichttiefe: 13,5 m

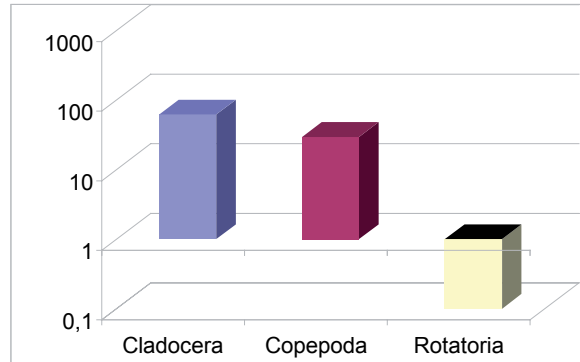
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4,7	10,1	5,9
pH	7,2	8,3	7,6
O ₂ [mg/l]	0	9,7	3,4
O ₂ [%]	0	100	36,7
P _{tot} [µg/m ³]	0,01	0,04	0,01
Algenbiomasse			
0-6 m in mg/m ³	296,1		
0-30 m in mg/m ³	184,3		

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]

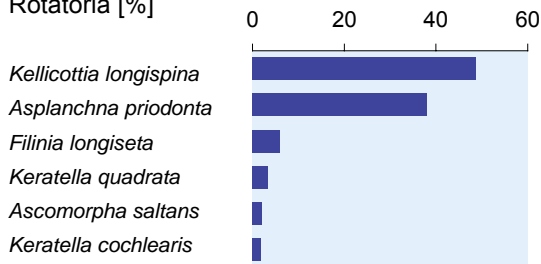


	[n/m³]
Copepoda	8.508
Cladocera	4.040
Rotatoria	4.562

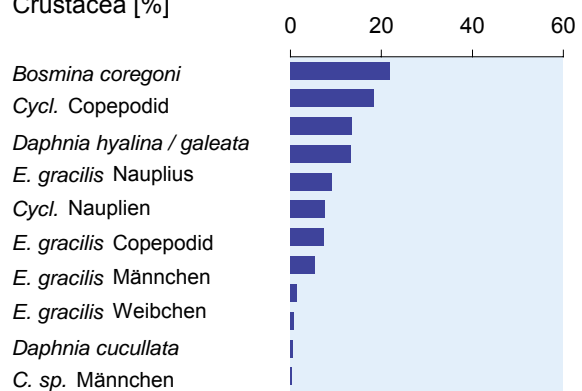
	[mg/m³]
Copepoda	29,50
Cladocera	62,20
Rotatoria	0,030

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

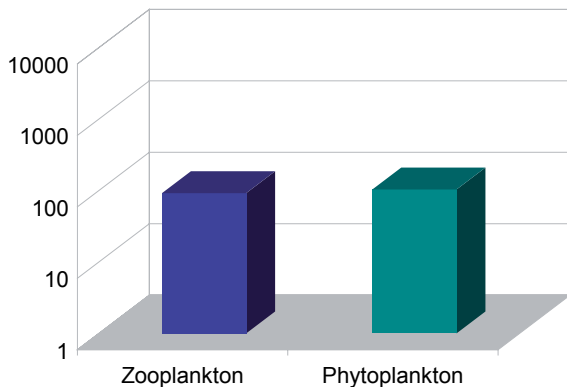
Rotatoria [%]



Crustacea [%]



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen



Limnologische Parameter

Sichttiefe: 7,8 m			
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4,8	7,6	5,6
pH	7,4	8,3	7,7
O ₂ [mg/l]	0	9,7	4,2
O ₂ [%]	0	92	38,4
P _{tot} [µg/m³]	0,01	0,01	0,01
Algenbiomasse			
0-6 m in mg/m³	98,8		
0-30 m in mg/m³	103,2		

Tiefenkarte des Weißensees

Tiefenkarte des Weißensees.



Morphometrische Daten des Weißensees

Seehöhe [m u. A.]:	929
Fläche [ha]:	653,12
max. Tiefe [m] (x):	99
max. Länge [km]:	11,4
max. Breite [km]:	0,9
mittlere Tiefe [m]:	35,1
Uferlänge [km]:	24,8
Volumen [Mio. m ³]:	226,1
Abfluss MQ 1971 - 1990 [m ³ /s]:	0,78
Wassererneuerungszeit [Jahre]:	9,2
Einzugsgebiet [km ²]:	49,6

Rechtswert (tiefster Punkt): 453.410,2
 Hochwert (tiefster Punkt): 173.524,0

Quelle: Flächenverzeichnis der österr. Flussgebiete - Draugebiet 1995



Hypsographische Kurve des Weißensees:

