
Veröffentlichungen des
Kärntner Institutes für Seenforschung

Der Turracher See

Kärnten - Österreich

Limnologische Langzeitentwicklung
1970 - 2005

Klagenfurt, August 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
Kohldorferstraße 98, 9020 Klagenfurt

Gesamtleitung: Dr. Liselotte Schulz

Bearbeitung: MMag. Andrea Rauter
Mag. Johanna Mildner
Mag. Markus Reichmann
Mag. Georg Santner

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 DI Bernhard Hummitzsch, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 18 - Wasserwirtschaft für die Bereitstellung der Daten des Kanalisationswesens im Einzugsgebiet des Turracher Sees.

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

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Summary	3
Einleitung	6
Allgemeine Beschreibung	7
Sanierungsmaßnahmen	8
Fische	9
Methodik	10
Physikalisch-chemische Parameter	10
Sichttiefe	10
Wassertemperatur, ph-Wert und Leitfähigkeit	10
Sauerstoff	11
Phosphor	11
Stickstoff	12
Biologische Parameter.....	12
Phytoplankton-Biomasse	12
Zooplankton-Biomasse	13
Auswertung.....	13
Limnologische Entwicklung	14
Wassertemperatur	14
Sauerstoff	17
Gesamt-Phosphor.....	19
Orthophosphat-Phosphor	22
Ammonium-Stickstoff	22
Nitrat-Stickstoff.....	23
Leitfähigkeit.....	24
pH-Wert.....	25
Sichttiefe	25
Phytoplankton	27
Zusammensetzung des Phytoplanktons.....	28
Das Phytoplankton im Schwerpunktjahr 2004.....	30
Zooplankton	33
Biomasse	34
Rotatorien	36
Crustaceen	37

Literatur	42
Abbildungsverzeichnis	43
Fotoverzeichnis	45
Tabellenverzeichnis.....	45
Anhang	46
Tiefenkarte des Turracher Sees	64

Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht befasst sich mit der limnologischen Entwicklung des Turracher Sees im Untersuchungszeitraum von 1970 bis 2005, worauf besonderes Augenmerk auf die Auswirkungen der gesetzten Sanierungsmaßnahmen (Ringkanalisation) bzw. der Beschneiungsanlage (Tiefenwasserableitung) der Bergbahnen Turracher Höhe Ges.m.b.H. gelegt wird.

Die limnologische Langzeitbeobachtung des Turracher Sees zeigt, dass im Gewässer, welches 1971 als mesotroph bzw. schwach eutroph eingestuft werden musste, aufgrund der gesetzten Sanierungsmaßnahmen eine Reoligotrophierung stattgefunden hat, so dass der See 2005 seinen ursprünglich oligotrophen Gewässercharakter wiedererlangt hat.

Der Turracher See hat sich vom mesotrophen bis schwach eutrophen Gewässer im Jahre 1971 zum oligotrophen Gewässer im Untersuchungsjahr 2005 entwickelt.

Der See mit einer Seehöhe von 1780 m ist auf Grund seiner Höhenlage etwa sechs Monate (Mitte November bis Mitte Mai) von Eis bedeckt, Eisdicken bis zu 1 m sind keine Seltenheit, während des Sommers können gelegentlich an der Oberfläche Temperaturen bis zu 18 °C erreicht werden.

Der 19,4 ha große und 33 m tiefe Turracher See wurde durch den im Gebiet der Turracher Höhe stark entwickelten Tourismus Anfang der 1970er Jahre von einer starken Eutrophierungswelle erfasst, welche eine deutliche Verschlechterung des Gütezustandes des Bergsees zur Folge hatte. Um dem Fortschreiten der Eutrophierung entgegenzuwirken, wurde bereits 1967 mit dem Bau einer Kanalisationsanlage begonnen, welche 1972 fertig gestellt wurde.

Der Bergsee reagierte auf die gesetzten Sanierungsmaßnahmen bezüglich der chemischen Parameter sowie der Phytoplanktonproduktion mit zeitlicher Verzögerung.

Dies lässt sich vermutlich auf die großen Mengen fäulnisfähigen Schlammes am Seegrund zurückführen, welche die ungünstigen Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser des Turracher Sees hervorriefen.

Seit 1990 erfolgt eine Entnahme von Wasser aus 24 bzw. 18 m Tiefe zum Zweck der Pistenbeschneigung, welche auch als Tiefenwasserableitung

fungiert und sich positiv hinsichtlich der Verbesserung der Sauerstoff- und Nährstoffverhältnisse im See auswirkt (Wasserrechtlicher Bewilligungsbescheid des Amtes Stmk. Landesregierung, GZ 3-33 Tu 36-90/9). Seit 2002 ist die Tiefenwasserableitung auch während der Sommermonate in Betrieb.

Zieht man die **3 mg/l Sauerstoff-Konzentrations-Grenze** am Ende der Stagnationsphase im Herbst als Kriterium für die Sauerstoffsituation heran, so lassen sich über größere Zeitspannen hinweg tendenzielle Verbesserungen erkennen. Die 3 mg/l Sauerstoff-Konzentrations-Grenze befand sich im Zeitraum von 1972 bis 1987 zwischen 10 und 24 m Tiefe und sank auf Tiefen zwischen 15 und 24 m im Zeitraum von 1991 bis 2000 (Abb. 4, unten). Sauerstoffzehrungen mit Konzentrationen < 0,1 mg/l traten nach wie vor gegen Ende der Sommerstagnation über Grund auf, jedoch wurden die größten Ausdehnungen des sauerstofffreien Wasserkörpers 1973 bzw. 1981 erreicht, als sich die Sauerstoffgrenze von 0,1 mg/l in 15 m bzw. in 19 m Tiefe befand (Abb. 4, unten).

Im Frühjahr befand sich die 3 mg/l Sauerstoff-Konzentrations-Grenze zwischen 1974 und 1990 zwischen 14 und 21 m Tiefe (Abb. 4, oben). Die seit 1990 in den Wintermonaten stattfindende Tiefenwasserentnahme für die Beschneiungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. dürfte den von den Sanierungsmaßnahmen in Gang gesetzten Verbesserungsprozess der Sauerstoffsituation in der Tiefe beschleunigt haben, denn eine Sauerstoff-Konzentration über Grund von > 3 mg/l konnte erstmals im Frühjahr 1996 wieder nachgewiesen werden. Zudem befand sich die 3 mg/l Sauerstoff-Konzentrations-Grenze im Zeitraum von 1997 bis 2005 zwischen 24 und 29 m und es wurden wiederholt Sauerstoff-Konzentrationen > 3 mg/l über Grund gemessen (Abb. 4, oben).

Im Schwerpunktjahr 2004 befand sich die 3 mg/l Sauerstoff-Konzentrations-Grenze zwischen 17 und 27 m Tiefe. Von September bis November traten Sauerstoffzehrungen über Grund auf (Abb.6).

Die **elektrische Leitfähigkeit** im Turracher See schwankte im Untersuchungszeitraum von 1970

bis 2005 zwischen 79 und 153 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Seit 1985 ist ein stetiges Ansteigen der elektrischen Leitfähigkeit zu beobachten. Dies lässt sich auf die Verwendung von Natriumchlorid als Streusalz zurückführen.

Im Turracher See wurden in der Zeitspanne von 1970 bis 2005 **pH-Werte** zwischen 6 und 9,7 gemessen. Der Mittelwert über die gesamte Wassersäule und die gesamte Zeitspanne betrug 7,4.

In Tab. 1 sind die Mittelwerte einiger physikalisch-chemischer Parameter sowie der Phytoplanktonbiomasse der Jahre 1971, 1980, 1986 und dem Schwerpunktjahr 2004 wiedergegeben.

Die **Gesamt-Phosphor-Konzentration** im Epilimnion des Turracher Sees war zu Beginn der Routineuntersuchungen im Jahre 1971 mit mittleren 31 $\mu\text{g}/\text{l}$ und einem Maximum von 49 $\mu\text{g}/\text{l}$ am höchsten. Die Fertigstellung der Abwasserentsorgung im Einzugsgebiet im Jahr 1972 äußerte sich in einem kontinuierlichen Konzentrationsrückgang. Ab 1984 lagen die Jahresmittelwerte unter 10 $\mu\text{g}/\text{l}$ und pendelten seither um mittlere 8 $\mu\text{g}/\text{l}$. Die Gesamt-Phosphor-Konzentration in der Tiefe sank von mittleren 78 $\mu\text{g}/\text{l}$ 1971 über rund 20 $\mu\text{g}/\text{l}$ in den Jahren 1980 und 1986 auf durchschnittliche 7 $\mu\text{g}/\text{l}$ im Jahr 2004.

Betrachtet man die Langzeitentwicklung der **Ammonium-N-Konzentration** im Turracher See in 25 m Tiefe, so wurden von 1970 bis 1976 deutlich höhere Konzentrationen gemessen (Mittel: 976 $\mu\text{g}/\text{l}$; Maximum: 2.720 $\mu\text{g}/\text{l}$ (1973)) als in der Periode von 1977 bis 2005 (Mittel: 263 $\mu\text{g}/\text{l}$; Maximum: 801 $\mu\text{g}/\text{l}$ (1986), Abb. 11).

Die Eutrophierung in den 1970er Jahren zeigte sich in einem mittleren Ammonium-N-Inhalt von 478 kg. Die verfügbaren Daten zeigten für die Periode von 1981 bis 2005 ein stabiles Niveau des Ammonium-N-Inhaltes von 93 kg. Dies stellte gegenüber der Periode von 1970 bis 1980 eine Reduktion um 20% dar (Abb. 12). Diese Verbesserungen sind auf den Bau der Kanalisationsanlage zurückzuführen. Eine deutliche Auswirkung der Tiefenwasserentnahme (seit 1990 während der Wintermonate; seit 2002 auch im Sommer) ist nicht erkennbar.

Die **Nitrat-N-Konzentration** im Turracher See betrug im Epilimnion (0 – 6 m) über den Zeitraum

von 1970 bis 2005 im Mittel 120 $\mu\text{g}/\text{l}$. Maximalwerte im Epilimnion um 400 $\mu\text{g}/\text{l}$ wurden 1985 und 1992 beobachtet.

Im Untersuchungsjahr 2004 betrug die mittlere Ammonium-N-Konzentration im Turracher See 15,7 $\mu\text{g}/\text{l}$. Im Minimalfall lag die Konzentration unter der Nachweisgrenze, im Maximalfall bei 75 $\mu\text{g}/\text{l}$. Die Nitrat-N-Konzentration lag im Mittel bei 228 $\mu\text{g}/\text{l}$ mit Werten zwischen 103 und 516 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Die **Sichttiefenwerte** verbesserten sich von durchschnittlich 2,8 m (1970 bis 1989) auf 3,5 m (1990 bis 2005; Abb. 17). Die Zunahme der Sichttiefe kann mit einem Rückgang der epilimnischen Algenbiomasse erklärt werden, da diese im Mittel über den Zeitraum von 1970 bis 1989 1.134 mg/m^3 betrug und in der Zeitspanne von 1991 bis 2005 nur mehr eine Biomasse von mittleren 388 mg/m^3 ergab. Diese deutliche Abnahme entsprach einem Rückgang der **Phytoplankton-Biomasse** im Epilimnion um 34 % (Abb. 19).

Im Phytoplankton des Turracher Sees dominierten über den Zeitraum von 1970 bis 2005 4 Familien: die Bacillariophyceae (*Asterionella formosa*, *Cyclotella* sp., *Fragilaria crotonensis*, *Synedra acus*), die Chrysophyceae (*Dinobryon* sp., *Uroglena* sp.), die Cryptophyceae (*Cryptomonas* sp., *Rhodomonas* spp.) und die Dinophyceae (*Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium helveticum*, *Gymnodinium uberrimum*, *Peridinium* spp.).

Arten, welche in höheren Biomassen bzw. nur zur Zeit der Eutrophierungserscheinungen Anfang der 1970er bis Anfang der 1990er auftraten, waren aus der Familie der Chlorophyceae *Ankistordesmus* sp., *Closterium* sp., *Cosmarium* sp. und fädige Formen, von den Bacillariophyceae *Tabellaera fenestrata* und Picoplankton.

Im Untersuchungsjahr 2004 setzte sich die Phytoplankton-Biomasse zu 44 % aus Dinophyceae (hauptsächlich vertreten durch *Peridinium cinctum* f. *westii*), zu 14 % aus Cyanophyceae und zu 10 % aus Chrysophyceae zusammen.

Mit den **Zooplankton**-Untersuchungen im Jahr 2004, konnten im Turracher 6 Crustaceenarten und 16 Rotatorienarten determiniert werden. 2 Crustaceenarten sind der Gruppe der Copepoden und 4 den Cladoceren zuzurechnen.

Die größte Populationsdichte wurde sowohl bei den Rotatorien als auch bei den Crustaceen erst

Tab. 1: Mittelwerte ausgewählter Untersuchungsparameter sowie der Phytoplankton-Biomasse der Jahre 1971, 1980, 1986 und des Schwerpunkjahres 2004.

TURRACHER SEE		1971		1980		1986		2004	
Parameter	Einheit	n	x	n	x	n	x	n	x
Sichttiefe	[cm]	4	325	4	477,5	4	627,5	9	488
Nitrat-N (0 - 6 m)	[µg/l]	4	93	4	132	4	164	9	168
Ammonium-N (30 m)	[µg/l]	6	1541	4 (25m)	420	4 (25m)	508	6	39
Phosphor Gesamt (0 - 6 m)	[µg/l]	3	31	4	12	4	8	9	7
Phosphor Gesamt (30 m)	[µg/l]	3	78	4 (25m)	22	4 (25m)	21	6	11
Ortho-Phosphat-Phosphor (0 - 6 m)	[µg/l]	6	6	4	< 2	4	< 2	9	3
Phytoplanktonbiomasse (0 - 6 m)	[mg/m ³]	4	1871	4	1942	4	1149	9	636
Phytoplanktonbiomasse (0 - 30 m)	[g/m ²]	4	48	4	64	4	21	9	427

im Sommer und Herbst erreicht. Die kleineren Rotatorien bildeten mit mittleren 87.336 Ind./m³ höhere Individuendichten aus als die Crustaceen mit 10.316 Ind./m³ (Abb. 23).

Die Crustaceen zeigten mit Ende September (42 mg/m³) und die Rotatorien mit Ende Oktober (0,007 mg/m³) die höchste Biomasse im Jahr 2004 (Abb.24).

Bei den Rotatorien waren hauptsächlich vier Arten für die Ausprägungen der Biomasse verantwortlich: *Filina longiseta*, *Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina* und *Ascomorpha* spp. .

Die durchschnittliche Biomasse der Crustaceen (Trockengewicht) betrug 22,73 mg/m³. Davon entfielen auf die Copepoden 11,11 mg/m³ (48,9 %) und auf die Cladoceren 11,6 mg/m³ (51,1 %). Die maximale Biomasse im Jahr 2004 konnte im Oktober mit 53,12 mg/m³ festgestellt werden.

Die Biomasse der Copepoden wurde hauptsächlich von *Eudiaptomus gracilis* und *Cyclops vicinus* gebildet. Unter den Cladoceren dominierten *Daphnia galeata*, *Daphnia longispina*, *Bosmina longirostris* und *Ceriodaphnia pulchella*.

Summary

This report deals with the limnological long-run development of Lake Turracher See in the period from 1970 to 2005. The impacts of the implemented remediation measures (ring canalization) and a hypolimnetic water withdrawal in terms of a snowmaking system of the skiing resort Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. are especially taken into consideration.

The limnological long-run observation of the Lake Turracher See showed a re-oligotrophication process in the lake from 1971, when the lake was classified mesotrophic to eutrophic, to 2005, when the lake recovered its original oligotrophic.

From 1970 to 2005 the Lake Turracher See developed from an eutrophic lake to an oligo-mesotrophic lake.

The lake is situated at the frontier of Carinthia and Styria at 1780 m a.s.l.. Because of its altitude the lake can be iced up to 6 months a year (from mid-November to mid-May). Sometimes the thickness of the ice sheet is up to 1 m. The highest measured surface water temperature was 18 °C in the period from 1970 to 2005.

At the beginning of the 1970's the growing tourism and civilisation of the catchment area caused an increase of nutrient influx and eutrophication phenomena in the small lake (surface area: 18 ha; maximum depth: 33 m). To stop the eutrophication and to improve the water quality of the lake, wastewater treatment plants and ring canalizations were established, so no house sewage has been flowing into the lake since 1972.

Since 1970 lake monitoring concerning physical, chemical and biological parameters takes place at regular intervals, mainly 2 to 4 times a year. In 2004 the sampling frequency was arisen to 9 times to enable a more precisely documentation of the

limnological processes in the lake.

This report deals with the impacts of the applied remediation methods to the water quality of Lake Turracher See. The investigated parameters of 2004 are summarised in the appendix.

The time period to show improvements in response to the applied remediation methods varied for each of the investigated parameters. This can be presumably attributed to decomposition processes in the large amounts of mud at the ground of the lake, that caused low oxygen concentrations.

Since 1990 a hypolimnetic withdrawal (depth of water withdrawal: 24 m and 18 m, respectively) in terms of a snowmaking system of the skiing resort Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. (notification of the Styrian government, GZ 3-33 Tu 36-90/9) proceeds during winter. The hypolimnetic withdrawal had positive impacts on the oxygen and nutrient concentration in the depth of the lake. Since 2002 the hypolimnetic withdrawal also occurs during summer.

Consulting the **3 mg/l oxygen depth layer** of the stagnation period in summer to judge the oxygen situation in the lake, a small improvement of the oxygen concentration in the lake can be observed. The 3 mg/l oxygen layer fluctuated between 10 and 24 m from 1972 to 1987 and ranged between 15 and 24 m in the period from 1991 to 2000 (Fig. 4; below). The lack of oxygen with concentrations < 0.1 mg/l could be observed at the end of the summer stagnation throughout the investigation period but the oxygen free waterbody had its greatest extensions in 1973 and 1981, respectively, when the $< 0,1$ mg/l oxygen layer was observed in 15 m and 19 m, respectively (Fig. 4; below).

During the spring the 3 mg/l oxygen depth layer fluctuated between 14 m und 21 m depth from 1974 to 1990 (Fig. 4; above). Since 1990 a hypolimnetic water withdrawal in terms of a snowmaking system of the skiing resort Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. proceeds during winter. This measure seemed to accelerate the improvement process of the lake's oxygen content, because in the spring of 1996 oxygen concentrations > 3 mg/l were observed above the ground. Furthermore, from 1997 to 2005 the 3 mg/l oxygen depth layer fluctuated between 24 m and 29 m depth and oxygen concentrations > 3 mg/l were observed above ground repeatedly (Fig. 4; above).

In the year 2004 the 3 mg/l oxygen depth layer fluctuated between 17 m and 27 m depth. From September to November an anaerobe hypolimnion was observed (Fig. 6).

The **electric conductivity** of the Lake Turracher See fluctuated from 79 to 153 $\mu\text{S}/\text{cm}$ from 1970 to 2005. Since 1985 the electric conductivity increases continuously. This leads back to the use of common salt as de-icing salt.

From 1970 to 2005 **pH-values** between 6 and 9.7 were observed. The mean value of the whole water column and all collected data was 7.4.

Mean values of chosen parameters and the phytoplankton-biomass of 1971, 1980, 1986 and 2004 are registered in table 1.

The epilimnetic **total phosphorous concentration** of the Lake Turracher See was highest at the beginning of the monitoring in the year 1971 with a mean of 31 $\mu\text{g}/\text{l}$ and a maximum of 49 $\mu\text{g}/\text{l}$. Following the completion of the sewage system in the year 1972 the total phosphorous concentration decreased continuously. Since 1984 the yearly mean values are below 10 $\mu\text{g}/\text{l}$ and are fluctuating about 8 $\mu\text{g}/\text{l}$.

The average total phosphorous concentration above ground decreased from 78 $\mu\text{g}/\text{l}$ (1971) to 20 $\mu\text{g}/\text{l}$ (1980/86) and to 7 $\mu\text{g}/\text{l}$ (2004), respectively.

Considering the long-term development of the **ammonium-N-concentration** in 25 m depth, the ammonium-N-concentration measured in the period of 1970 to 1976 are explicitly higher (average: 976 $\mu\text{g}/\text{l}$; maximum: 2720 $\mu\text{g}/\text{l}$ (1973)) than in the period of 1977 to 2005 (average: 263 $\mu\text{g}/\text{l}$; maximum: 801 $\mu\text{g}/\text{l}$ (1986), Fig. 11).

The eutrophication processes caused an average ammonium-N-content of 478 kg from 1970 to 1980. The available data reflected a stable average ammonium-N-content of 93 kg for the period of 1981 to 2005. This is a reduction of the ammonium-N-concentration by a factor of five (Fig. 12). These improvements go back to the construction of the sewage system. The influence of the hypolimnetic withdrawal is not obvious.

The mean of the epilimnetic (0 – 6 m) **nitrate-N-concentration** was 120 µg/l for the period from 1970 to 2005. Maximum values about 400 µg/l were observed in 1985 and 1992.

In the year 2004 the average ammonium-N-concentration was 15.7. The minimum values were below the detection limit, the maximum was 75 µg/l. The average nitrate-N-concentration was about 228 µg/l and fluctuated between 103 µg/l and 516 µg/l.

The **average water transparency** increased from 2,8 m (1970 to 1989) to 3,5 m (1990 to 2005) (Fig. 17). The higher secchi-dephts were related with a decrease of the epilimnetic phytoplankton-biomass. From 1970 to 1989 the average epilimnetic phytoplankton-biomass was 1134 mg/m³ and decreased to 388 mg/m³ for the period of 1991 to 2005. This is a decrease of the **phytoplankton-biomass** of 34 % (Fig. 19).

From 1970 to 2005 the phytoplankton community was dominated by 4 families: the bacillariophyceae (*Asterionella formosa*, *Cyclotella* sp., *Fragilaria crotonensis*, *Synedra acus*), the chrysophyceae (*Dinobryon* sp., *Uroglena* sp.), the cryptophyceae (*Cryptomonas* sp., *Rhodomonas* spp.) and the dinophyceae (*Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium helveticum*, *Gymnodinium uberrimum* and *Peridinium* spp.).

Species developing higher biomass during the eutrophication period from the beginning of the 70's to the beginning of the 90's contained some chlorophyceae (*Ankistrodesmus* sp., *Closterium* sp. *Cosmarium* sp. and filamentous algae), bacillariophyceae (*Tabellaria fenestrata*) and picoplankton.

In the year 2004 the phytoplankton biomass consisted to 44 % of dinophyceae (mainly *Peridinium cinctum* f. *westii*), to 14 % of cyanophyceae and to 10 % of chrysophyceae.

In 2004 also the **zooplankton** community of the Lake Turracher See was investigated.

The zooplankton included 6 crustacean species and 16 rotifers. Two of the 6 crustacean species belonged to the group of the copepods and 4 to the cladocera.

The largest population densities were found for crustaceans and rotifers in summer and autumn, respectively. The smaller rotifer species

developed higher population densities (in average 87.336 Ind./m³) than the crustaceans (10.316 Ind.m³; Fig. 23).

The crustaceans developed their largest biomass of 42 mg/m³ at the end of September. Rotifers reached their maximum biomass with 0.007 mg/m³ at the end of October (Fig. 24).

The biomass of the rotifers was formed mainly by 4 species: *Filina longiseta*, *Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina* and *Ascomorpha* spp..

The average biomass (dry weight) of the crustaceans was 22.73 mg/m³. Copepods amounted to 11.11 mg/m³ (= 48.9 %) and cladocera to 11.6 mg/m³ (51.1 %). The biomass of the crustaceans developed a maximum of 53.12 mg/m³ in October.

The biomass of the copepods was mainly formed by *Eudiaptomus gracilis* and *Cyclops vicinus*. The cladocera were dominated by *Daphnia galeata*, *Daphnia longispina*, *Bosmina longirostris* and *Ceriodaphnia pulchella*.

Einleitung

Die ersten limnologischen Untersuchungen des Turracher Sees stammen aus den Jahren 1934 und 1935. Findenegg lieferte bereits 1953 eine ausführliche Beschreibung der limnologischen Situation sowie des Einzugsgebietes des Sees in seinem Werk „Die Kärntner Seen naturkundlich betrachtet“.

Seit den 1970er Jahren wird die Wasserqualität des Turracher See durch das Umweltschutzlabor der Abt. 15 – Umwelt, die hygienische Eignung des Seewassers für Badezwecke durch die Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH, Klagenfurt und das Phytoplankton durch das Kärntner Institut für Seenforschung untersucht. Die limnologische Langzeitentwicklung des Turracher Sees wurde zuletzt im Kärntner Seenbericht von 1992 umfassend analysiert (Kärntner Institut für Seenforschung, 1992).

Auf die beobachteten Eutrophierungserscheinungen am Turracher See wurde relativ frühzeitig mit der Errichtung einer Ringkanalisation im Jahr 1967 reagiert, welche 1972/1973 fertig gestellt wurde.

Seit 1990 wird Seewasser durch die Bergbahnen Turracher Höhe Ges.m.b.H. zu Beschneuzwecken in 24 bzw. 18 m Tiefe entnommen (Wasserrechtliche Bewilligungsbescheid des Amtes Stmk. Landesregierung GZ: 3-33 Tu 36 – 90/9).

Die Wasserentnahme für die Beschneuanlage der Bergbahnen Turracher Höhe fungiert seit 2002 während der Sommermonate auch als Tiefenwasserableitung. Eine Tiefenwasserableitung dient dem Zweck, das mit Nährstoffen angereicherte und sauerstofffreie Wasser in der Tiefe des Sees abzuleiten. Dadurch verbleibt einerseits das nährstoffarme und sauerstoffreiche Oberflächenwasser im See, wobei es insgesamt zu einer Verminderung des Nährstoffgehaltes des Sees im Laufe der Zeit kommt. Darüber hinaus ist auch eine Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse in der Seetiefe zu erwarten.

Ein Hotelbetrieb errichtete 1995 ein Seebad im Turracher See, welches eine 25 × 10 m große Seefläche im Sommer auf 30 °C und seit 1999 ganzjährig erhitzt.

Im Rahmen des Schwerpunktprogramms „Kärntner Seen“ wurde der Turracher See 2004 vom Kärntner Institut für Seenforschung in monatlichen Abständen (Ausnahme Jänner, April und Dezember) insgesamt 9 Mal untersucht. Hierbei wurden neben den physikalisch-chemischen Parametern und dem Arteninventar bzw. der Biomasse des Phytoplanktons auch jene des Zooplanktons erhoben.

Der vorliegende Bericht beschreibt neben den physikalisch-chemischen Parametern auch die Wechselwirkungen zwischen diesen und dem Phytoplankton für den Zeitraum von 1970 bis 2004 bzw. für das Jahr 2004 auch die Zusammenhänge der Phyto- mit der Zooplanktonpopulation.

Insbesondere werden in dem Bericht die Auswirkungen der gesetzten Sanierungsmaßnahmen (Ringkanalisation, Tiefenwasserableitung) bzw. der Beschneuanlage der Bergbahnen Turracher Höhe Ges.m.b.H. behandelt.

Allgemeine Beschreibung



Foto 1: Turracher See. Foto: G. Wieser

Der Turracher See ist ein Gebirgssee (1.780 m) in den Gurktaler Alpen (Turracher Höhe), an der Landesgrenze zwischen Kärnten und der Steiermark. Geologisch gehört das Gebiet zur mächtig entwickelten „Gurktaler Phyllitzzone“.

Der See ist 19,4 ha groß und an seiner tiefsten Stelle 33 m tief (siehe Anhang Tiefenkarte). Aufgrund seiner Lage in 1.780 m Seehöhe ist er durchschnittlich sechs Monate (Mitte November bis Mitte Mai) im Jahr mit einer 30 bis max. 100 cm dicken Eisschicht bedeckt (Tab. 2). Im Sommer erreicht er eine maximale Temperatur von 18 °C. Ausnahme bildet ein Seebad eines Hotelbetriebes, welches durch schwimmende Edelstahl-Pontons eine 10 × 25 m große Fläche von der restlichen Seeoberfläche abgrenzt. Von diesen Pontons ragen seitliche Abgrenzungen etwa 3 m in die Tiefe. Im Sommer ist das Seebad nach unten hin offen, da das darunter liegende, kalte Wasser eine natürliche Abgrenzung bildet. Im Winter wird in etwa 3 m Tiefe durch ein Netz das Einschwimmen von Fischen in das Seebad verhindert. Innerhalb des Seebades wird das Wasser im Sommer mittels Wärmepumpe und im Winter durch Fernwärme auf 30 °C aufgewärmt. Seit 1999 ist dieses Seebad ganzjährig in Betrieb.

Der Turracher See wird von 2 Zuflüssen gespeist, von denen einer aus Westen kommend in den südlichen Bereich des Sees mündet, der zweite Zufluss erreicht das Gewässer im Norden (siehe Tiefenkarte). Der Turracher See ist der einzige See Kärntens, der nicht direkt in die Drau entwässert. Der Abfluss erfolgt als Vorderer Seebach im Norden, der sich mit dem vom Turracher Schwarzsee kommenden Hinteren Seebach

Tab. 2: Morphometrische Daten des Turracher Sees.

Seehöhe	1.780	m ü. A.
Fläche	19,43	ha
max. Tiefe	33	m
mittlere Tiefe	13,6	m
Volumen	2,644	Mio. m ³
Abfluss	75	l/s
Wassererneuerung	1,1	Jahre
Einzugsgebiet	2,2	km ²

zur steirischen Turrach vereinigt, die durch das Turracher Seitental abfließt und schließlich in Predlitz in die Mur mündet.

Die Bergbahnen Turracher Höhe Ges.m.b.H. nutzt das Seewasser seit 1990 zur Beschneigung des Schigebietes Turracher Höhe (Wasserrechtliche Bewilligungsbescheid des Amtes Stmk. Landesregierung vom 7.9.1990: GZ 3-33- Tu 36-90/9). Seither wird in der Wintersaison von Anfang November bis Ende März Wasser über zwei Tiefenentnahmestellen aus dem Turracher See entnommen. Eine Tiefenwasserentnahmestelle befindet sich auf der Nordseite des Sees und entnimmt das Wasser aus 24 m Tiefe. Die zweite Entnahmestelle befindet sich auf der Ostseite des Sees und bezieht das Wasser aus 18 m Tiefe.

Insgesamt werden dem See durch die Beschneigungsanlage in relativ kurzer Zeit 250.000 bis 280.000 m³/a entnommen. Dies führt zu einer Absenkung des Seespiegels um etwa 1,5 m (Quelle: Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H.: Herr Edi Zarre).



Foto 2: Beheiztes Seebad beim Hotel Hochschober. Foto: G. Wieser

Seit 2002 fungiert die Beschneigungsanlage somit auch als Tiefenwasserableitung in den Sommermonaten.

Wie die meisten Seen unserer Breiten zählt auch der Turracher See zu den dimiktisch-holomiktischen Seen. Somit wird das Wasser während der Zirkulationsphasen im Frühjahr und im Herbst (dimiktisch – zweimal im Jahr) von der Oberfläche bis zum Grund vollständig durchmischt. Die Zirkulationsphasen sind für den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt eines Sees von großer Bedeutung. In der Tiefe der Seen werden unter Sauerstoffverbrauch die aus den oberen Wasserschichten stammenden organischen Substanzen abgestorbener und abgesunkener Organismen abgebaut. Diese Abbauvorgänge verbrauchen den Sauerstoff im Tiefenwasser und führen zu einer Nährstoffanreicherung in der Tiefe.

Ist der Sauerstoff in der Tiefe zur Gänze aufgebraucht, bleibt Phosphor im Tiefenwasser gelöst. In Seen mit ausreichender Sauerstoffversorgung wird der Phosphor hingegen im Sediment gebunden (Phosphorfalle). Mit einer Vollzirkulation gelangt sauerstoffreiches Oberflächenwasser in die Tiefe und nährstoffreiches Tiefenwasser ins Epilimnion, wo die Nährstoffe vom Phytoplankton genutzt werden können.

Sanierungsmaßnahmen

Bereits von 1967 bis 1970 wurden das öffentliche Kanalisationsnetz, welches das gesamte touristisch stark genutzte Einzugsgebiet des Turracher Sees erfasst, und die Kläranlage Turracher Höhe errichtet. Das gewählte technische System ist ein Trennsystem. Das Abwasser wird über Landsammler der Kläranlage zugeführt. Die Reinigung der Abwässer erfolgte bis zum Jahr 1999 auf einer in 1800 m Seehöhe gelegenen

biologischen Kläranlage. Rechtsträger sind die beiden Gemeinden Reichenau (Kärnten) und Predlitz/Turrach (Steiermark). Die gereinigten Abwässer wurden in den nach Norden zur Mur führenden Seeablauf eingeleitet.

Durch die ansteigende Zahl der Nächtigungen wurde ein Ausbau der Abwasserentsorgung in den Neunzigerjahren dringend erforderlich. Auf Grundlage einer ökologisch-ökonomischen Variantenuntersuchung wurde beschlossen, die Kläranlage Turracher Höhe aufzulassen und die Abwässer über einen Ableitungskanal nach Süden zum Entsorgungsnetz des Reinhalteverbandes Nockberge abzuleiten. Diese Maßnahmen wurden von 1997 bis 2000 umgesetzt. Dieses Kanalnetz entsorgt neben der Turracher Höhe sämtliche Liegenschaften entlang der Ableitungsstrecken nach Reichenau. Die Abwässer werden in der 35 km entfernten Verbands-ARA Feldkirchen des Wasserverbandes Ossiacher gereinigt.

Die angefallenen Baukosten wurden mit öffentlichen Mitteln des Bundes und der Länder Kärnten und Steiermark gefördert. Die Kosten für Sammler und Ortsnetze sowie für die Kläranlage Turracher Höhe wurden zu 50 % über zinsengünstige UWWF-Darlehen des Bundes und nicht rückzahlbare Beiträge der Länder von 22,5 % gefördert. Der Ableitungskanal wurde mit einer Barwertförderung des Bundes von 51 % und mit nicht rückzahlbaren Beiträgen der Länder von 20 % gefördert. Eine Aufstellung der Baukosten bzw. der Fertigstellung des Kanalisationswesens um den Turracher See wird in Tab. 3 wiedergegeben.

Tab. 3: Fertigstellungsjahre bzw. Baukosten des Kanalisationswesens im Turracher See. Quelle: Dipl.-Ing. Bernhard Hummitzsch; Abt. 18 – Siedlungswasserwirtschaft.

Beginn der Kanalisationsmaßnahmen	1967
Fertigstellung der Kanalisation im Einzugsgebiet	1972
Fertigstellung der Kläranlage Turracher Höhe	1970
Gesamtkosten Altanlage und Ortsnetz	0,5 Mio. €
Fertigstellung der Ableitung zur Kläranlage Feldkirchen	2000
Kosten für den Ableitungskanal (bis Ebene Reichenau)	1,2 Mio. €
Kosten für die Kläranlage Feldkirchen	im System Ossiacher See inkludiert

Fische



Foto 3: Bachforelle; Foto: Amt der Kärntner Landesregierung.

Die Fischarten des Turracher Sees sind in Tab. 4 zusammengefasst.

Während Forellen, Seesaiblinge und Elritzen zu den autochthonen Fischarten zählen, gelangten Barsche erst in letzter Zeit unbeabsichtigt mit dem Besatz anderer Fische in den See.

Vom Botaniker WULFEN wird vor 200 Jahren bereits die Seeforelle, bei ihm als „schwarzgefleckte Forelle“ bezeichnet, für „subalpine Bäche der Reichenau“ beschrieben (HONSIG-ERLENBURG & MILDNER 1996). Gemeint ist hier die Gegend um Ebene Reichenau. Aufgrund dieser Angaben ist anzunehmen, dass die Seeforelle auch im nahe gelegenen Turracher See bereits vorgekommen ist.

Tab. 4: Fische des Turracher Sees.

Name	Wissenschaftlicher Name
Seeforelle	<i>Salmo trutta</i> f. <i>lacustris</i>
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i> f. <i>fario</i>
Seesaibling	<i>Salvelinus alpinus</i>
Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>
Elritze, Pfrille	<i>Phoxinus phoxinus</i>
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>

Ähnliches gilt auch für den Seesaibling, der bei WULFEN unter anderem für die „meisten alpinen Seen Kärntens und deren Zuflüsse“ angeführt wird. Fischereiberechtigt im Turracher See ist die Fürst Schwarzenbergsche Administration; der Kärntner Teil des Sees ist an das Seehotel Jägerwirt verpachtet.

Die Saison dauert von ca. Mitte Mai bis Ende Oktober (wenn eisfrei). Es dürfen maximal 2 Fische pro Tag ausschließlich mit Kunstködern gefangen werden. Das Mindestmaß beträgt 25 cm. Die Bundeslandgrenze Kärnten/Steiermark geht mitten durch den See, deshalb gelten Fischereischeine (BH-Karten) beider Bundesländer für das gesamte Gewässer.

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 Fröhsommer-Hochproduktionsphase des Phytoplanktons (Juni - Juli), das Ende der Sommerstagnation (August - September) und die Herstdurchmischung (November - Dezember). Die Probenahme erfolgte im Turracher See über der tiefsten Stelle (33 m) zu den gegebenen Zeitpunkten und bei nur zweimaliger Beprobung im Jahr während der Frühjahrsdurchmischung und am Ende der Sommerstagnation bzw. bei einmaliger Beprobung während der Hochproduktion.

Im Rahmen des Schwerpunktprogramms „Kärntner Seen“ wurde der Turracher See 2004 vom Kärntner Institut für Seenforschung in monatlichen Abständen (Ausnahme Jänner, April und Dezember) insgesamt 9 Mal untersucht.

Von 1970 bis 2006 wurden am Turracher See an 93 Terminen 744 Wasserproben aus 8 Tiefenstufen entnommen und auf 36 Parameter analysiert.

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

Physikalisch-chemische Parameter

Die Messmethoden sind der Tabelle 5 zu entnehmen.

Tab. 5: Chemisch-physikalische Untersuchungsmethoden.

Parameter	Bestimmungsgrenze	Methode
Sichttiefe (m)		„Secchi-Scheibe“
Temperatur		Messsonde: HL 2100, Grabner Instruments.
Sauerstoff (mg/l)		Messsonde: HL 2100, Grabner Instruments.
pH-Wert		Messsonde: HL 2100, Grabner Instruments.
P _{tot} (Gesamt-Phosphor)	0,005 mg/l	UV-VIS
PO ₄ -P (Orthophosphat-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

Sichttiefe

Die Sichttiefe gilt als Maß für die optische Qualität des Wassers und spiegelt im Groben die Menge des Schwebelagen-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

Tab. 6: Trophieklassen nach der Gesamt-Phosphor-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] und der Phytoplankton-Biomasse [mg/m^3] (ÖNORM 6231:2001).

Trophieklasse	Gesamt-Phosphor-Konzentration [$\mu\text{g/l}$]	Phytoplankton-Biomasse [mg/m^3]
oligotroph	< 10	< 1000
schwach-mesotroph	10 - 15	1.000 - 1.500
mesotroph	15 - 30	1.500 - 3.000
schwach-eutroph	30 - 40	> 3.000
eutroph	> 40	> 3.000

Seen über Grund konstant diese Temperatur. Sinkt im Herbst die Temperatur des Oberflächenwassers auf $4\text{ }^\circ\text{C}$ 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 $4\text{ }^\circ\text{C}$ 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 organisch 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 Phosphorkonzentration.

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 das 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 es 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 kommt.

Tab. 5 gibt einen Überblick über die chemisch-physikalischen Untersuchungsmethoden bzw. die Bestimmungsgrenze chemischer Untersuchungsparameter.

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.

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

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

Zooplankton-Biomasse

Im Schwerpunktjahr 2004 wurden zusätzlich Zooplanktonproben bearbeitet.

Die Zooplanktonprobenahme am Turracher See wurde mit einem vertikalen PlanktonschlieBnetz (40 μm) mit elektronischem Durchflusszähler durchgeführt. Dabei wurden je 5 m Wassersäule mit einem Netzzug in den Tiefenstufen: 0 - 5 m; 5 - 10 m; 10 - 15 m; 15 - 20 m; 20 - 25 m, 25 - 30 m beprobt.

Durch die Wahl des Netzes war es möglich, die meisten Vertreter der planktischen Rotatorien zu erfassen.

Aufgrund eines technischen Defektes am PlanktonschlieBnetz wurden die Proben am 17.10.2004 mit einem Schindlerschöpfer (5 l) gezogen.

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.

Auswertung

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

Um Gewässer mit unterschiedlichem Volumen vergleichen zu können, wird der Gesamtinhalt 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. 6).

Limnologische Entwicklung

Wassertemperatur

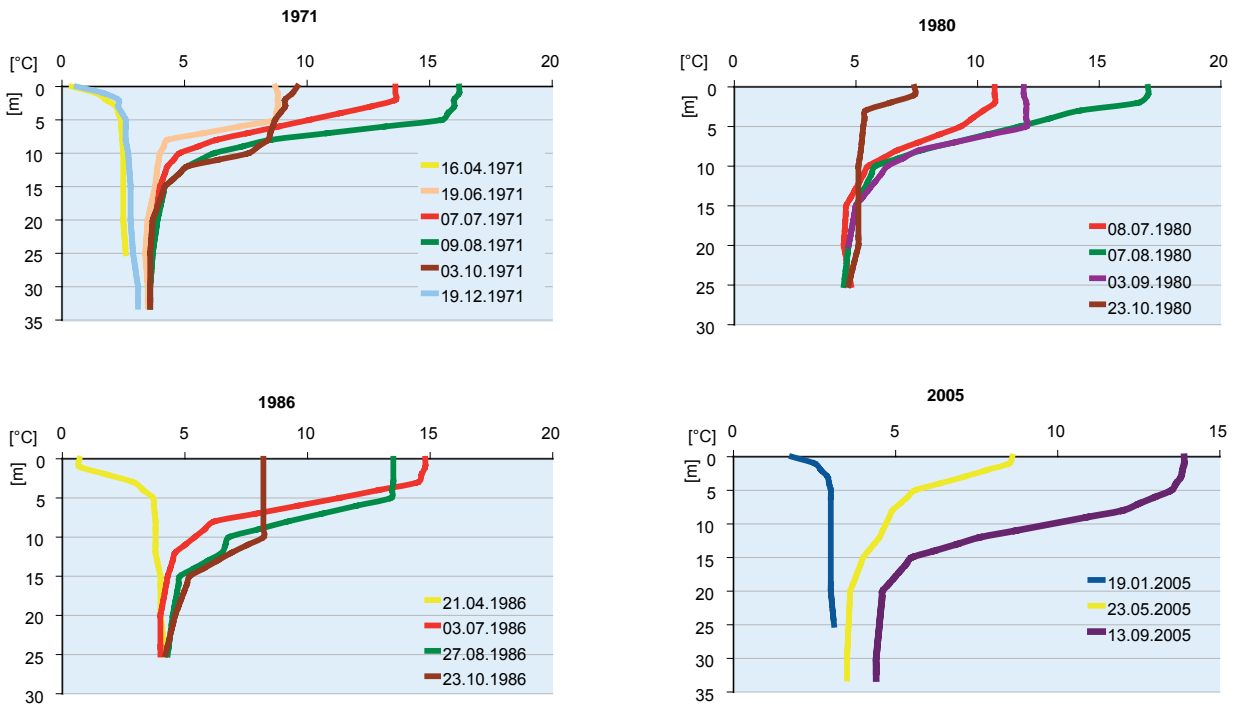


Abb. 1: Temperaturtiefenprofile [°C] des Turracher Sees der Jahre 1971, 1980, 1986 und 2005.

Da der Turracher See auf 1780 m Seehöhe liegt, kann der See bis zu 6 Monate im Jahr (von November bis Mai) eine Eisbedeckung von bis zu 1 m Dicke aufweisen.

In Abb. 1 sind die Temperaturtiefenprofile der Jahre 1971, 1980, 1986 und 2005 dargestellt.

Die Wasseroberfläche erwärmte sich in den dargestellten Jahren auf maximal 17 °C. Im

Zeitraum von 1970 bis 2005 konnte nur im August 1974 eine höhere Oberflächentemperatur am Turracher See mit 18 °C gemessen werden. Wie die Temperaturtiefenprofile in Abbildung 3 zeigen, ist während der Sommermonate die Sprungschicht des Sees zwischen 5 und 15 m ausgebildet. Die thermische Sprungschicht definiert sich durch einen Temperaturabfall von mehr als 1 °C pro m Tiefe. Im Untersuchungsjahr 2005 reichte die Sprungschicht bis in 20 m Tiefe. Die Schichtung

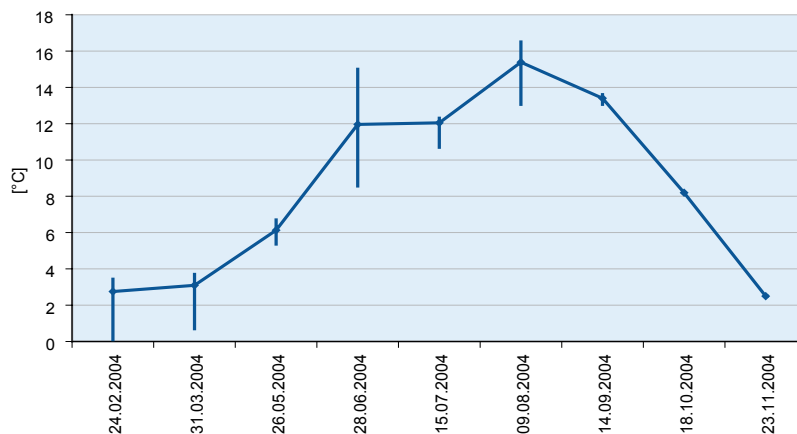


Abb. 2: Temperaturverlauf [°C] des Epilimnions (0 - 6 m) im Turracher See im Untersuchungsjahr 2004.

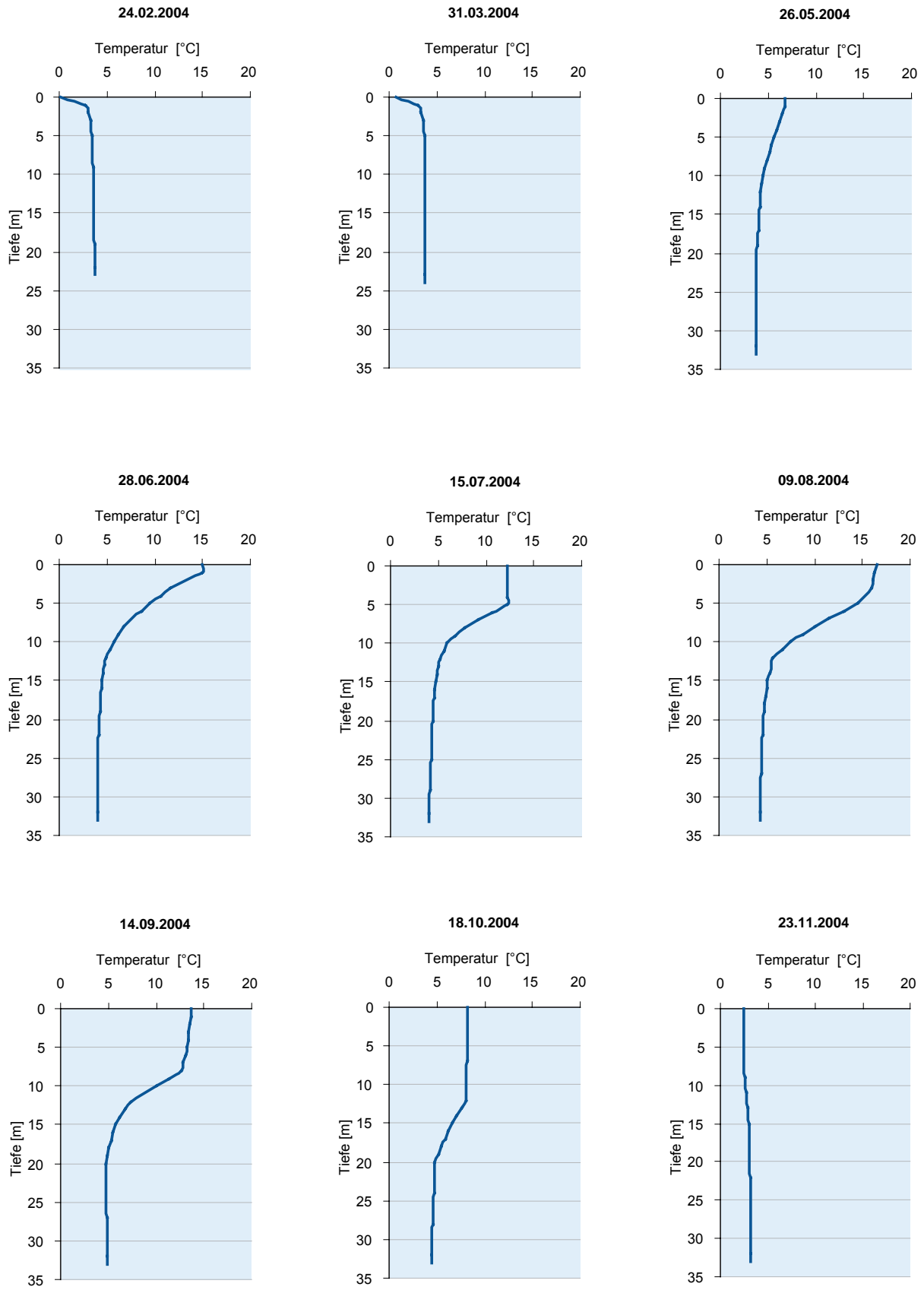


Abb. 3: Temperaturtiefenprofile [°C] des Turracher Sees im Untersuchungsjahr 2004.

baut sich im Juni bzw. Juli auf und bleibt meist bis August aufrecht. Durch die Abkühlung des Oberflächenwassers im Herbst werden die thermischen Dichteunterschiede der verschiedenen warmen Wasserkörper abgebaut und der auf die Wasseroberfläche einwirkende Wind versetzt das Wasser in Zirkulation, bis im Falle des Turracher Sees der gesamte Wasserkörper von der Zirkulation erfasst wird und der See eine einheitliche Temperatur von der Oberfläche bis in die Tiefe von 4 °C aufweist. In den in Abbildung 3 dargestellten Temperaturtiefenprofilen der Frühjahrstermine hat die Herbstzirkulation bereits stattgefunden (Ausnahme 1980) und der See weist eine Eisbedeckung auf. Im Untersuchungsjahr 2004 fand der stärkste Temperaturanstieg des Oberflächenwassers

zwischen Mai (6,7 °C) und Juni (13 °C) um beinahe 10 °C statt. Die Maximaltemperatur von 16,5 °C wurde im August erreicht (Abb. 2).

Aus den Temperaturtiefenprofilen des Untersuchungsjahres 2004 geht hervor, dass das Metalimnion von Juni bis September zwischen 6 und 12 m und im Oktober zwischen 12 und 20 m ausgebildet war. Die minimale Wassertemperatur wurde im Februar unter Eis mit 0,1 °C gemessen (Abb. 3). Das Tiefenwasser des Turracher Sees erreichte 2004 Werte zwischen 4,9 °C im September und 3,2 °C im November. Das Temperaturtiefenprofil vom 23. November zeigt die einsetzende Herbstzirkulation.

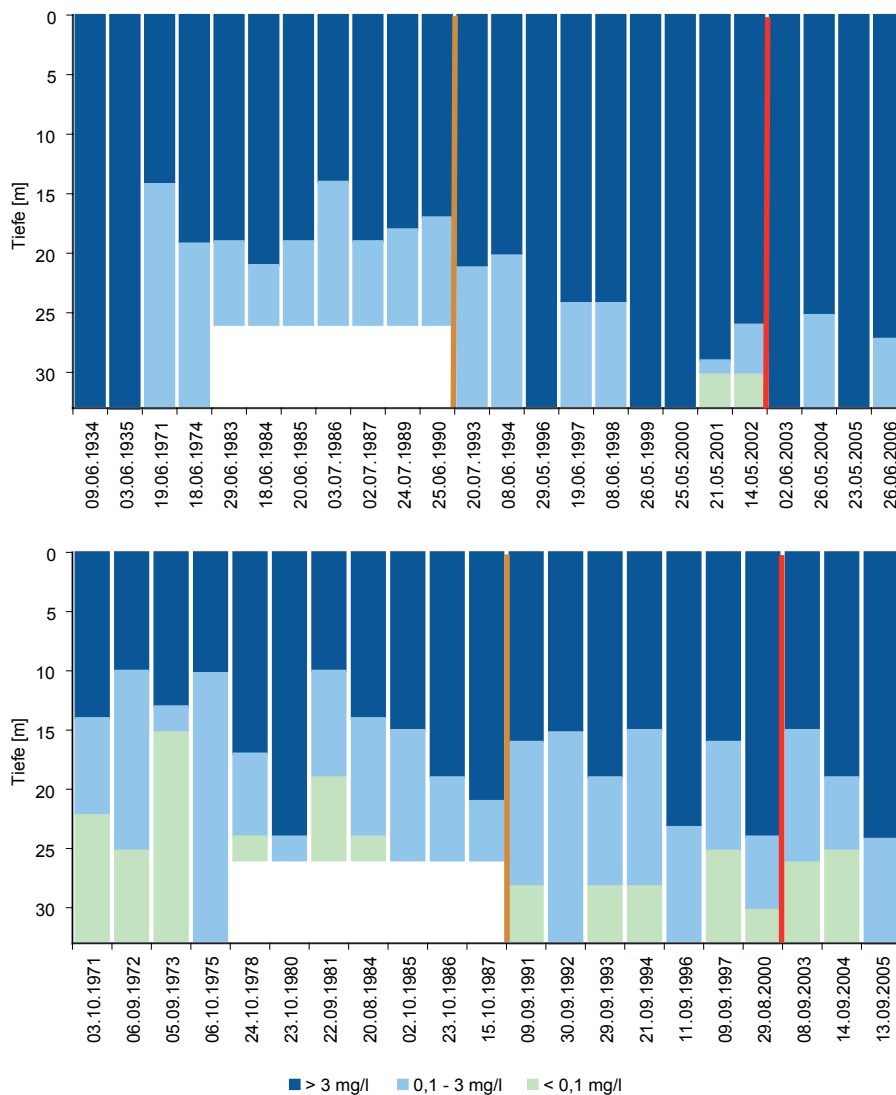


Abb. 4: Sauerstofftiefenprofile der Konzentrationsklassen > 3 [mg/l], 0,1 – 3 [mg/l] und < 0,1 [mg/l] des Turracher Sees im Frühjahr (oben) bzw. im Herbst (unten) im Untersuchungszeitraum 1934 bis 2005. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneiungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneiungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.

Sauerstoff

Trotz der geringen Zahl an Probenahmeterminen im Zeitraum von 1970 bis 2005 am Turracher See, lässt sich eine positive Entwicklung der Sauerstoffkonzentration über Grund anhand der Datengrundlage erkennen, wenn man die Frühjahreswerte der Sauerstofftiefenprofile (Abb. 4, oben) betrachtet. Die Referenzwerte aus den Jahren 1934 und 1935, in denen der See noch nicht durch Abwässer belastet wurde, zeigen eine gute Sauerstoffversorgung bis zum Grund. Die Eutrophierungswelle durch die zunehmende Besiedlung und die steigenden Nächtigungszahlen im Tourismusgebiet Turracher Höhe in den 1970er Jahren führte zu verringerten Sauerstoffkonzentrationen im Tiefenwasser des Sees. Im Frühjahr 1971 reichte die < 3 mg/l Sauerstoffkonzentration bis in eine Tiefe von 14 m herauf.

Auf die gesetzten Sanierungsmaßnahmen in Form einer Abwasserversorgung im Einzugsgebiet des Sees reagierte das Gewässer zeitlich verzögert. Zwischen 1974 und 1990 befand sich die 3 mg/l Sauerstoffgrenze zwischen 14 und 21 m Tiefe.

Die zusätzlich seit 1990 in den Wintermonaten stattfindende Tiefenwasserentnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. dürfte den von den Sanierungsmaßnahmen in Gang gesetzten Verbesserungsprozess der Sauerstoffsituation in der Tiefe beschleunigt haben, denn eine Sauerstoffkonzentration über Grund von > 3 mg/l konnte erstmals im Frühjahr 1996 (7,1 mg/l am 29.05.) wieder nachgewiesen werden. Im Frühling 2001 und 2002 traten Sauerstoffzehrungen über

Grund auf, wobei die 3 mg/l Sauerstoffgrenze sich in 29 bzw. 26 m Tiefe befand.

Die gesetzten Sanierungsmaßnahmen bzw. die Tiefenwasserentnahme zeigen im Herbst nur über größere Zeitspannen tendenzielle Verbesserungen in der Sauerstoffsituation über Grund (Abb. 4, unten).

So bewegte sich die 3 mg/l Sauerstoffkonzentrationsgrenze im Herbst im Zeitraum von 1972 bis 1987 zwischen 10 und 24 m Tiefe (Mittel: 15 m) bzw. im Zeitraum von 1991 bis 2000 zwischen 15 und 24 m Tiefe (Mittel 18 m). Sauerstoffzehrungen mit Konzentrationen $< 0,1$ mg/l treten nach wie vor gegen Ende der Sommerstagnation über Grund auf, jedoch wurden die größten Ausdehnungen des sauerstofffreien Wasserkörpers im September 1973, als sich die Sauerstoffgrenze von 0,1 mg/l in 15 m Tiefe befand, und 1981 in 19 m erreicht.

Im Zeitraum von 1991 bis 2000 bewegte sich die 0,1 mg/l Grenze zwischen 25 und 30 m Tiefe. In welchem Ausmaß die seit Sommer 2002 ganzjährig stattfindende Tiefenwasserableitung die Sauerstoffsituation über Grund am Ende der Stagnationsphase im Herbst verbessern kann, werden weitere Untersuchungen zeigen.

Im Untersuchungsjahr 2004 schwankten die Sauerstoffkonzentrationen im Epilimnion (0 – 6 m) zwischen 5,8 mg/l im März und 9,4 mg/l im Juni (Abb. 6). Die geringen Sauerstoffkonzentrationen

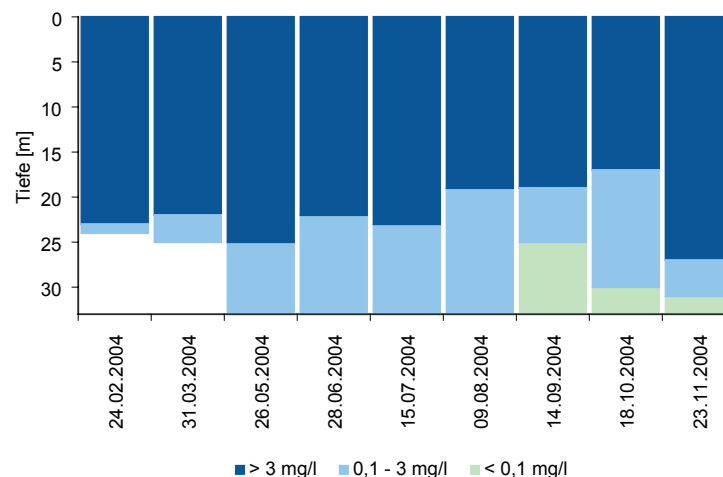


Abb. 5: Sauerstofftiefenprofile der Konzentrationsklassen > 3 [mg/l], $0,1 - 3$ [mg/l] und $< 0,1$ [mg/l] des Turracher Sees im Untersuchungsjahr 2004.

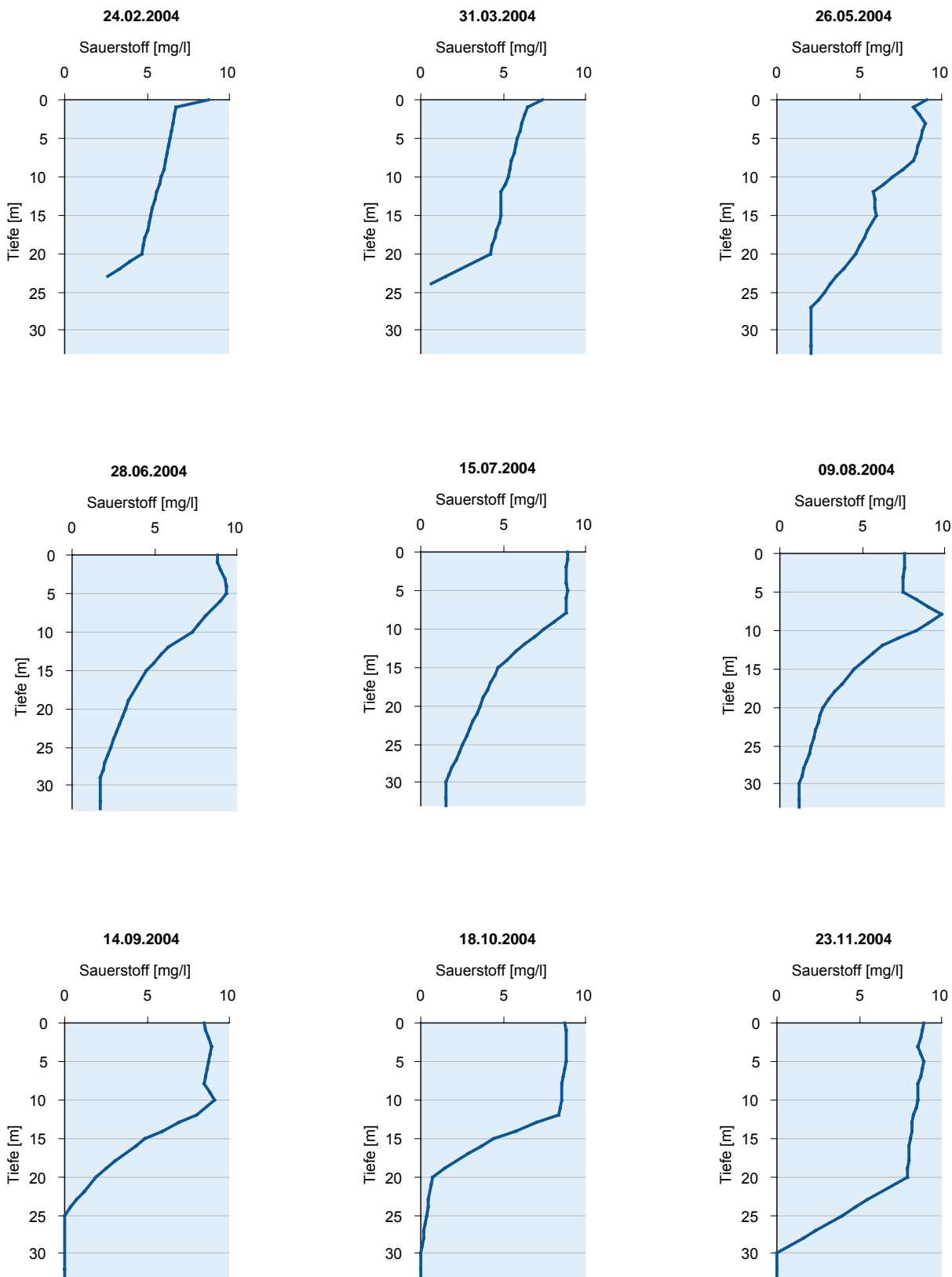


Abb. 6: Tiefenprofile der Sauerstoff-Konzentration [mg/l] des Turracher Sees im Untersuchungsjahr 2004.

onen im März lassen sich durch die andauernde Stagnation des Wasserkörpers unter einer 40 cm mächtigen Eisdecke erklären. In einer Tiefe von 24 m konnten im März nur mehr 0,6 mg/l Sauerstoff festgestellt werden.

Vergleicht man das Sauerstofftiefenprofil vom Oktober 2004 mit jenem vom November 2004, so lässt sich anhand der Sauerstoffverteilung im See, welche im Oktober einen Abfall der Sauerstoffkonzentration von 8,4 mg/l in 12 m Tiefe auf 0,7 mg/l in 20 m Tiefe und im November jenen Abfall erst ausgehend in 20 m Tiefe mit 7,9 mg/l kontinuierlich auf 0 mg/l bis 60 m Tiefe beschreibt, die einsetzende Herbstzirkulation erkennen.

Die 3 mg/l Sauerstoffgrenze bewegte sich im Untersuchungszeitraum 2004 zwischen 17 und 27 m (Mittel: 22 m). Von September (0,38 mg/l in 24 m Tiefe) bis November (0,79 mg/l in 29 m Tiefe) traten Sauerstoffzehrungen im Tiefenwasser auf (Abb. 5; Anhang).

Gesamt-Phosphor

Die Gesamt-Phosphor-Konzentration im Epilimnion des Turracher Sees war zu Beginn der Routineuntersuchungen im Jahre 1971 mit mittleren 31 µg/l und einem Maximum von 49 µg/l am höchsten. Die Fertigstellung der Abwasserversorgung 1972 äußerte sich in einem kontinuierlichen Konzentrationsrückgang. Ab 1984 lagen die Jahresmittel-

werte unter 10 µg/l und pendelten seither um mittlere 8 µg/l.

Aus dem vorhandenen Datenmaterial gehen keinerlei Auswirkungen der Tiefenwasserentnahme auf die epilimnische Gesamt-Phosphor-Konzentration hervor (Abb. 7).

In Abb. 8 ist die Gesamt-Phosphor-Konzentration über Grund dargestellt. Leider wurde nicht in allen Untersuchungsjahren bis in 33 m Tiefe die Gesamt-Phosphor-Konzentration gemessen. Die starke Belastung des Sees in den 1960er Jahren mit häuslichen Abwässern äußerte sich 1971 in einer maximalen Konzentration von 105 µg/l. Das Jahresmittel betrug 84 µg/l. Die Sanierungsmaßnahmen bewirkten ein Absinken der grundnahen Gesamt-Phosphor-Konzentration auf mittlere 31 µg/l für den Zeitraum von 1973 bis 1978. Da Belastungen durch häusliche Abwässer nach Fertigstellung der Kanalisation ausgeschlossen werden konnten, waren die in Relation zum Epilimnion hohen Gesamt-Phosphor-Konzentrationen in der Tiefe als Altlasten aus den 1960er Jahren zu werten. Diese stellten ein beträchtliches Nährstoffreservoir für den See dar, das durch seeinterne Durchmischungen mobilisiert werden konnte. Wegen der geringen Sauerstoff-Konzentration des Tiefenwassers erfolgte über Grund eine Phosphorrücklösung aus dem Sediment.

Die Tiefenwasserentnahme, die seit 1990 im Winter stattfindet, hat vermutlich zur Absenkung der Gesamt-Phosphor-Konzentration über Grund

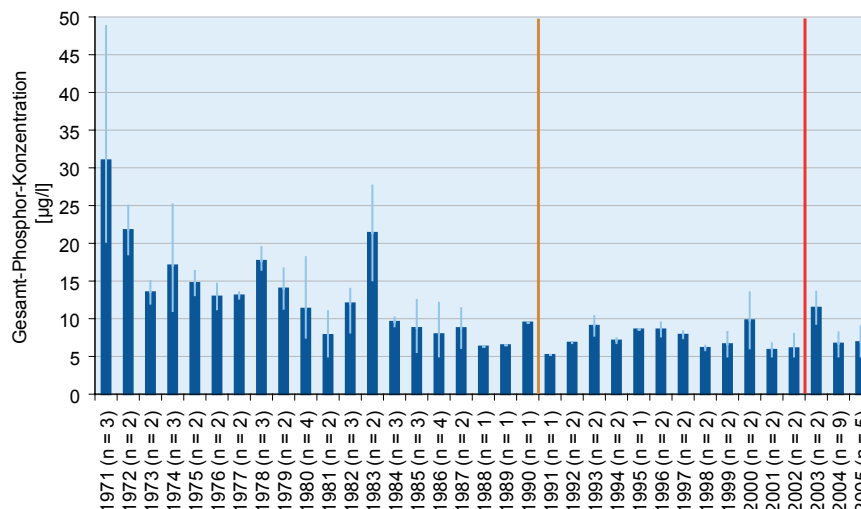


Abb. 7: Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] im Epilimnion (0 – 6 m) des Turracher Sees im Untersuchungszeitraum 1971 bis 2005. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.

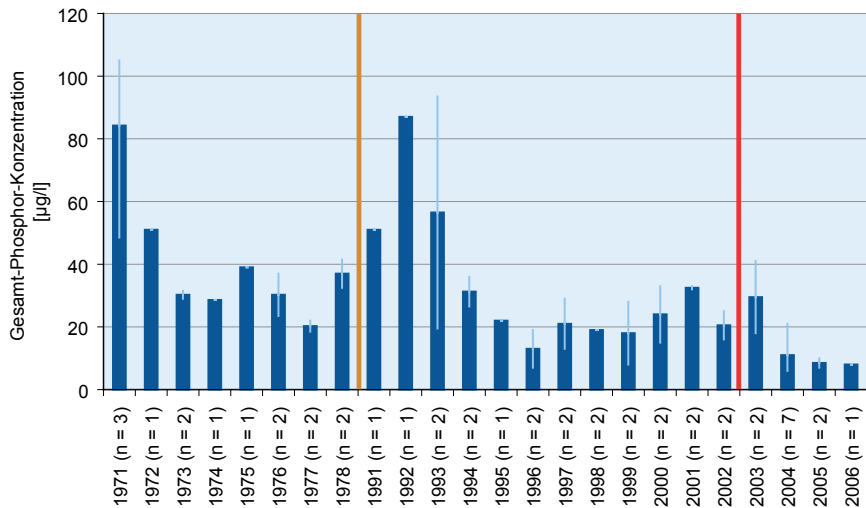


Abb. 8: Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] über Grund (33 m) des Turracher Sees aller verfügbaren Daten im Untersuchungszeitraum 1971 bis 2005. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.

auf mittlere 22 µg/l von 1994 bis 2002 beigetragen. Für den Zeitraum von 2002 bis 2006 errechnet sich ein Mittel von 14 µg/l. Ob die seit Sommer 2002 ganzjährig bestehende Tiefenwasserentnahme die Gesamt-Phosphor-Konzentration in 33 m Tiefe dauerhaft auf ein niedrigeres Niveau absenken kann, werden weitere Untersuchungen zeigen.

Die Abb. 9 zeigt die Gesamt-Phosphor-Inhalte im Turracher See zwischen 1971 und 2005. Der Erfolg der gesetzten Sanierungsmaßnahmen zeigt sich in der kontinuierlichen Abnahme des Gesamt-Phosphor-Inhaltes von 1971 (Mittel = 83 kg)

bis 1986 (Mittel.= 22,5 kg). Von 1986 bis 2005 schwankt der Gesamt-Phosphor-Inhalt um mittlere 23 kg.

Abb. 10 zeigt die Vertikalverteilung der Gesamt-Phosphor-Konzentration im Turracher See im Untersuchungszeitraum 2004.

Die Gesamt-Phosphor-Konzentration war unter Eis von Februar bis Mai recht homogen verteilt und betrug über die Wassersäule im Mittel 7,4 µg/l. Die Gesamt-Phosphor-Konzentration über Grund schwankte zwischen 6 µg/l im Juni nach der Frühjahrszirkulation und 21 µg/l während

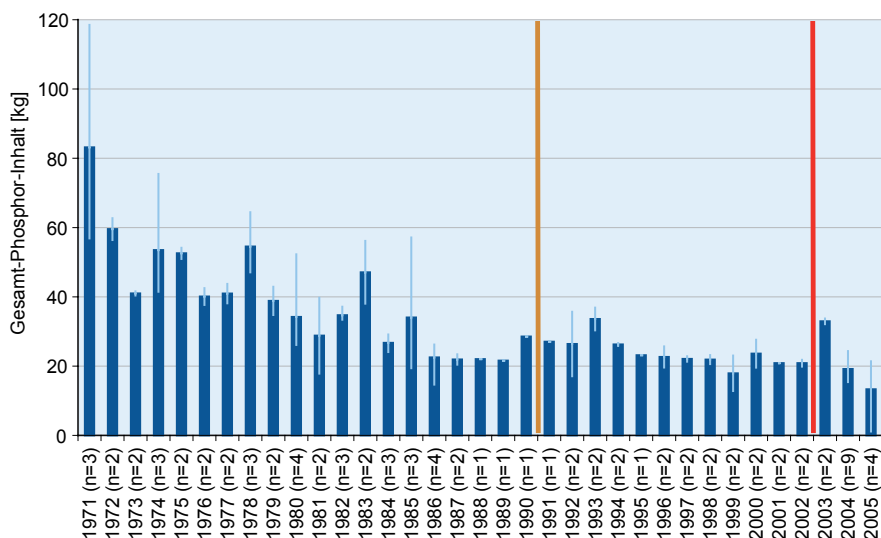


Abb. 9: Gesamt-Phosphor-Inhalt [kg] im Wasserkörper 0 bis 33 m im Turracher See im Untersuchungszeitraum von 1971 bis 2005. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.

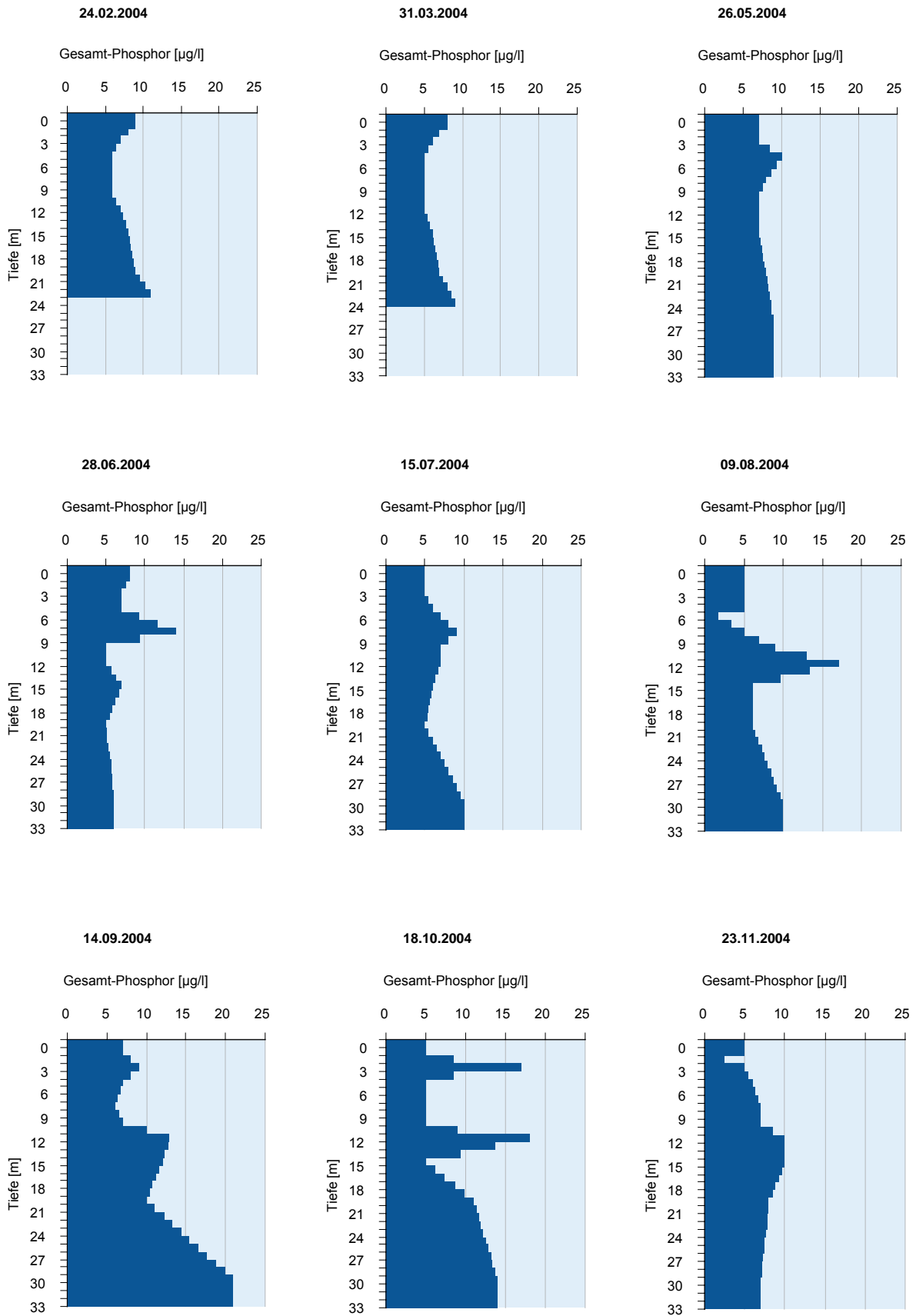


Abb. 10: Tiefenprofile der Gesamt-Phosphor-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] im Turracher See im Untersuchungsjahr 2004.

der Stagnationsphase im September. Zu diesem Zeitpunkt befand sich die 3 mg/l Sauerstoffgrenze in 19 m Tiefe und der < 0,1 mg/l Wasserkörper erreichte vom Grund bis in 25 m Tiefe reichend, seine größte Ausdehnung (Vergleiche Kapitel Sauerstoff). Im weiteren Jahresverlauf führte die Abkühlung des Sees und die einsetzende Durchmischung auch zu einer verbesserten Sauerstoffsituation im Tiefenwasser und einer kontinuierlichen Abnahme der Gesamt-Phosphor-Konzentration über Grund von 14 µg/l im Oktober auf 7 µg/l im November.

Orthophosphat-Phosphor

Der Orthophosphat-Phosphor ist die für das Phytoplankton verfügbare Phosphat-Fraktion. Die verfügbare Menge an Orthophosphat ist im Gewässer meist unbedeutend gering. Zu Beginn der 1970er Jahre wurden während der Eutrophierungswelle im Epilimnion des Turracher Sees Werte bis zu 12 µg/l gemessen. Die Fernhaltung der häuslichen Abwässer durch die gesetzten Sanierungsmaßnahmen erzielte eine Abnahme der epilimnischen Orthophosphat-Phosphor-Konzentration seit 1973 auf etwa 2 µg/l, welche der Bestimmungsgrenze des Orthophosphat-Phosphors entspricht.

Ammonium-Stickstoff

Betrachtet man die Langzeitentwicklung der Ammonium-N-Konzentration im Turracher See in 25 m Tiefe (Abb. 11), so wurden von 1970 bis 1976 deutlich höhere Konzentrationen gemessen (Mittel: 976 µg/l; Maximum: 2720 µg/l (1973)) als in der Periode von 1977 bis 2005 (Mittel: 263 µg/l; Maximum: 801 µg/l (1986)). Eine deutliche Auswirkung der Tiefenwasserentnahme auf die Ammonium-N-Konzentration ist nicht erkennbar, da die Messwerte bereits bei der Tiefenwasserentnahme auf sehr geringem Niveau lagen.

In Abb. 12 ist der Ammonium-N-Inhalt im Turracher See von 1970 bis 2005 dargestellt. Die Eutrophierungserscheinungen äußerten sich in den 1970er Jahren mit mittleren 478 kg im Wasserkörper von 0 bis 33 m. Wie auch bei dem zuvor besprochenen Gesamt-Phosphor reagierte der Turracher See auf die fertig gestellten Sanierungsmaßnahmen mit Verzögerung.

Die verfügbaren Daten zeigten erst für die Periode von 1981 bis 2005 ein stabiles Niveau des Ammonium-N-Inhaltes von 93 kg. Dies stellte gegenüber der Periode von 1970 bis 1980 eine Reduktion um 20% dar.

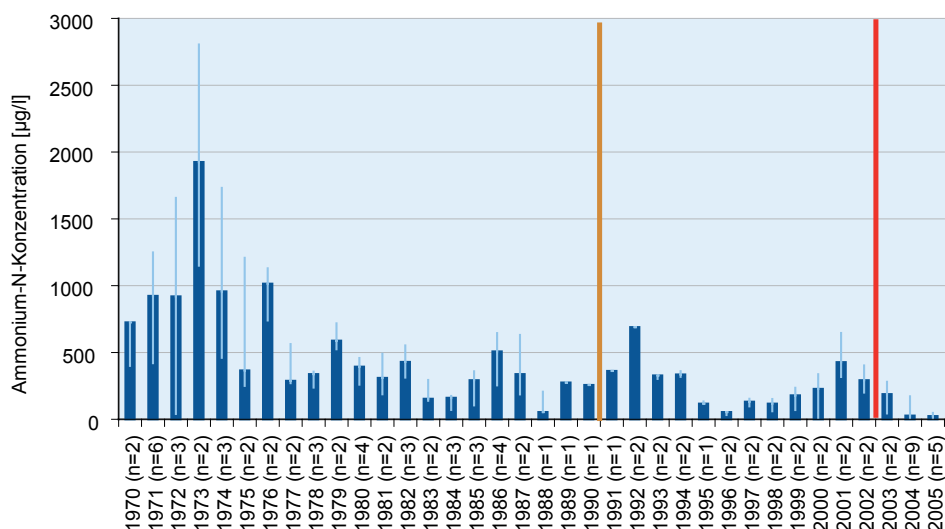


Abb. 11: Ammonium-N-Konzentration [µg/l] (Jahresmittel, Minima und Maxima) in 25 m Tiefe im Turracher See im Zeitraum von 1970 bis 2005. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.

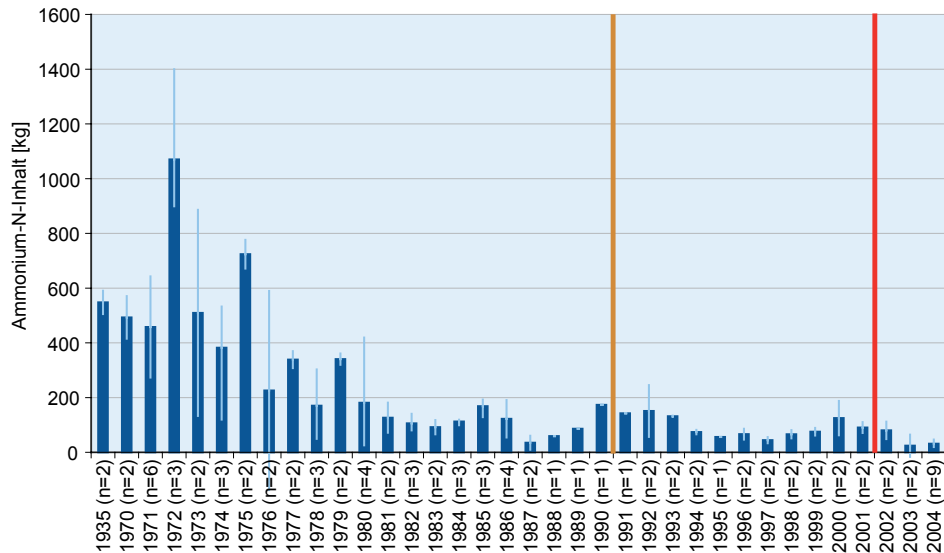


Abb. 12: Ammonium-N-Inhalt [kg] des Turracher Sees im Wasserkörper von 0 bis 33 m (Jahresmittel-, Minima und Maxima) von 1970 bis 2005. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.

Nitrat-Stickstoff

Die Nitrat-N-Konzentration im Turracher See betrug im Epilimnion (0 – 6 m) über den Zeitraum von 1970 bis 2005 im Mittel 120 µg/l. Maximalwerte im Epilimnion um 400 µg/l wurden 1985 und 1992 beobachtet. Die Eutrophierungserscheinungen in den 1970er Jahren ließen sich anhand der Nitrat-N-Konzentration im Epilimnion nicht nachweisen, da der Nitrat-N sofort von den Schwebelalgen aufgenommen wurde.

In Abb. 13 ist der Nitrat-N-Inhalt des Turracher Sees über die gesamte Wassersäule von 1970 bis 2006 dargestellt. Im beinhaltenete der Turracher See 394 kg Nitrat-N. Die Tiefenwasserentnahme hatte bislang keine Auswirkungen auf den Nitrat-N-Inhalt.

Im Untersuchungsjahr 2004 betrug die mittlere Ammonium-N-Konzentration im Turracher See

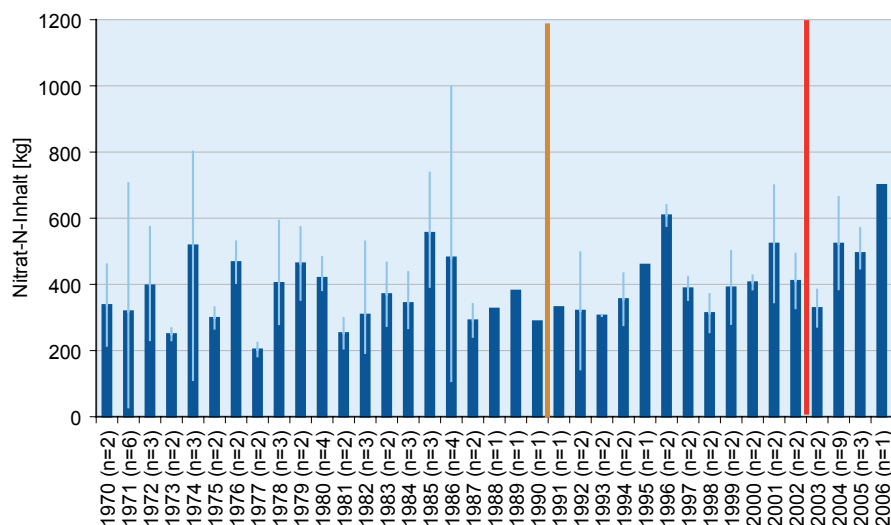


Abb. 13: Nitrat-N-Inhalt [kg] des Turracher Sees über die gesamte Wassersäule (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 bis 2006. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.

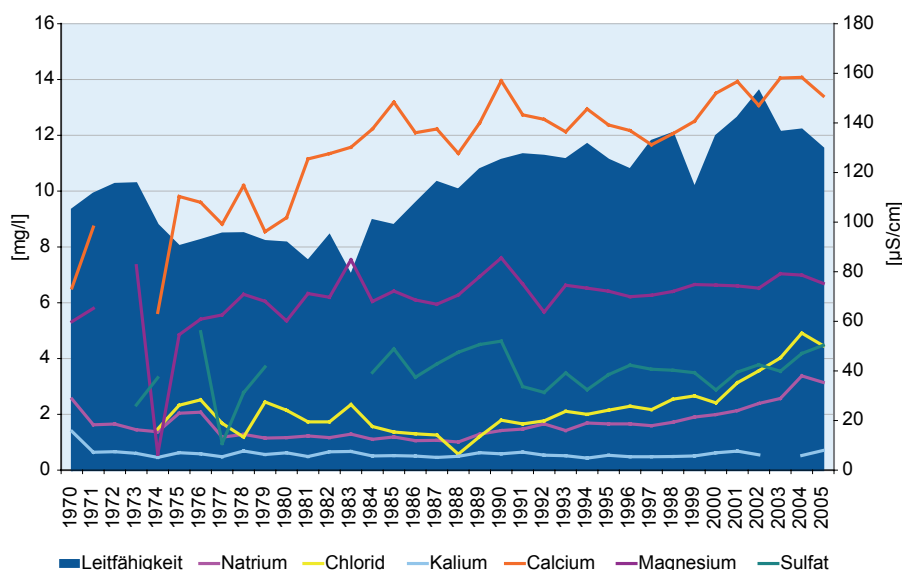


Abb. 14: Mittelwerte der Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$], Natrium-, Chlorid-, Kalium-, Kalzium-, Magnesium- bzw. Sulfatkonzentration [mg/l] aller vorhandenen Daten über die gesamte Wassersäule des Turracher Sees von 1970 bis 2005.

15,7 $\mu\text{g}/\text{l}$. Im Minimalfall lag die Konzentration unter der Nachweisgrenze, im Maximalfall bei 75 $\mu\text{g}/\text{l}$. Die Nitrat-N-Konzentration lag im Mittel bei 228 $\mu\text{g}/\text{l}$ mit Werten zwischen 103 und 516 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Maß für die Konzentration an gelösten Salzen. Sie ist hauptsächlich abhängig von der Art des vorherrschenden Grundgesteins im Einzugsgebiet abhängig. Der Turracher See liegt in der „Gurktaler Phyllittzone“ und weist daher geogen bedingt niedrige Leitfähigkeitswerte zwischen 79 und 153 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Die mengenmäßig für die Leitfähigkeit relevante Salze sind in Tab. 7 zusammengefasst.

In Abb. 14 sind die Leitfähigkeit und die Konzentrationen der Ionen Natrium, Chlorid, Kalium, Calcium, Magnesium und Sulfat im Mittel über den Zeitraum von 1970 bis 2005 über die gesamte Wassersäule dargestellt.

Tab. 7: Mittlere Konzentrationen der Elektrolyte [mg/l] über die Wassersäule von 1970 bis 2005.

	Mittelwert	Minimum	Maximum
Calcium	11,5	5,7	14,1
Magnesium	6,2	0,6	7,6
Sulfat	3,5	1,0	5,0
Chlorid	2,2	0,6	4,9
Natrium	1,7	1,0	3,4
Kalium	0,6	0,4	1,4

Die Leitfähigkeitswerte stiegen seit 1985 an. Betrag der Mittelwert über die Zeitspanne von 1970 bis 1984 98 $\mu\text{S}/\text{cm}$ so lag dieser in der Periode von 1985 bis 2005 bereits bei 128 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Dies entspricht einem Anstieg von 30 %.

Zurückzuführen ist dieser Anstieg auf die Zunahme an Natrium und Chlorid-Ionen im See (Abb. 15).

Die Erhöhung der beiden Ionen ist durch den Gebrauch von Natriumchlorid als Auftaumittel während der Wintermonate zu erklären. Das Streusalz wird durch den Oberflächen- bzw. Grundwasserzustrom in den See transportiert. Im Turracher See ist ein steiler Anstieg der Natrium- (46 %) bzw. Chloridkonzentration (34 %) von 1989 bis 2005 bemerkbar.

Im Untersuchungsjahr 2004 betrug die mittlere Natriumkonzentration 3,2 mg/l bzw. die Chloridkonzentration 4,8 mg/l (Anhang). Diese Konzentrationen sind gewässerökologisch unbedenklich. Trotzdem sollte aus Gründen des vorsorgenden Gewässerschutzes der Einsatz von Streusalzen soweit vertretbar eingeschränkt werden.

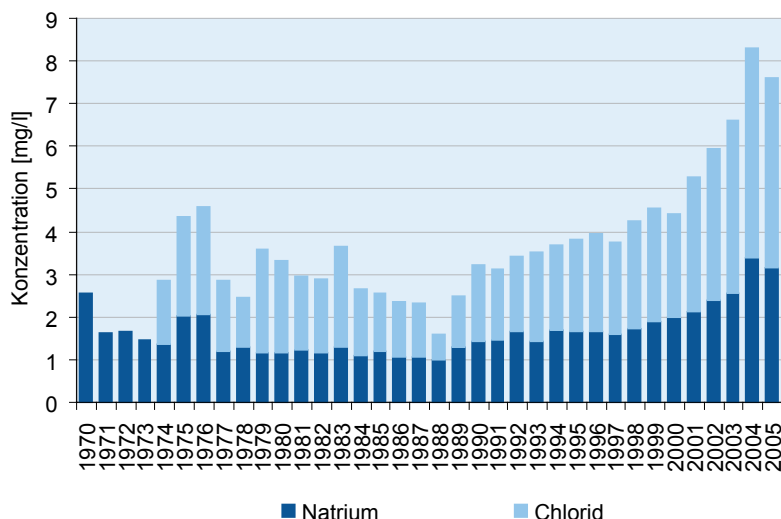


Abb. 15: Mittelwerte der Natrium- und Chlorid-Konzentration [mg/l] im Turracher See über die gesamte Wassersäule im Zeitraum von 1970 bis 2005.

pH – Wert

Im Turracher See wurden in der Zeitspanne von 1970 bis 2005 pH-Werte zwischen 6 und 9,7 gemessen. Der Mittelwert über die gesamte Wassersäule und die gesamte Zeitspanne betrug 7,4.

Abb. 16 zeigt den Mittelwert, die Minima und die Maxima des pH-Wertes in den einzelnen Tiefenstufen berechnet aus allen Terminen im Zeitraum von 1970 bis 2005. Die pH-Werte wiesen bis in 4 m Tiefe eine Schwankungsbreite von mindestens 3

auf, welche sich durch die Assimilationstätigkeit der Primärproduzenten erklären lässt.

Die pH-Werte der einzelnen Probenahmeterminale des Untersuchungsjahres 2004 sind im Anhang zusammengestellt.

Sichttiefe

Die Sichttiefenwerte werden im Turracher See seit 1970 gemessen. Die Schwankungsbreite der Sichttiefe im Turracher See reichte von 1,8 m am 15.07.1972 bis zu maximalen 11 m am 16.08.1995.

Obwohl die Sanierungsmaßnahmen 1972 abgeschlossen waren, verbesserten sich die Sichttiefenwerte im Turracher See nur langsam (Abb. 17). Einschränkend muss an dieser Stelle nochmals die geringe Anzahl an Probenahmen pro Jahr (1 - 4; Ausnahme Schwerpunktjahr 2004) erwähnt werden, welche vorwiegend von Mai bis Oktober stattfand, wodurch für die langjährige Entwicklungsanalyse nur ein kleiner Datensatz zur Verfügung steht.

Die gesetzten Sanierungsmaßnahmen zeigten ihre Wirkung auf den Nährstoffgehalt und die Phytoplanktonproduktion im Turracher See erst Anfang der 1990er Jahre. Diese Tatsache spiegelt

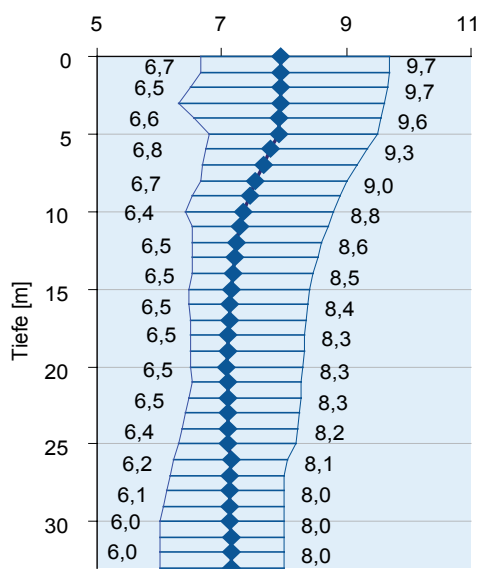


Abb. 16: Mittelwerte, Minima und Maxima des pH-Wertes über den Zeitraum von 1970 bis 2005 im Vertikalprofil von 0 bis 33 m im Turracher See.

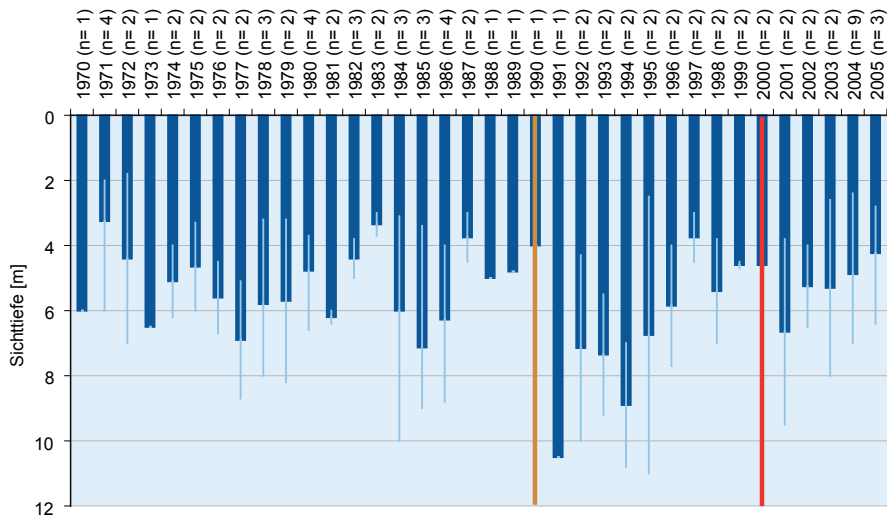


Abb. 17: Jahresmittelwerte, Minimal- und Maximalwerte der Sichttiefe [m] von 1970 bis 2005 (n = Anzahl der Messungen pro Jahr; die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage während der Wintermonate, die rote Linie jene der ganzjährigen Tiefenabwasserableitung).

sich auch in der Entwicklung der Sichttiefenwerte wider. Vergleicht man die Schwankungsbreite der Sichttiefe vom Zeitraum 1970 bis 1989 und von 1990 bis 2005, so ist diese von 2,8 auf 3,5 m gestiegen. Sichttiefenwerte um 10 m wurden erstmals im August 1984 gemessen und traten wieder Anfang der 1990er (1991 - 1995) auf.

In Abb. 18 ist der Sichttiefenverlauf des Untersuchungsjahres 2004 dargestellt. Die Sichttiefe nahm von 6,5 m im Februar (mittlere Phytoplank-

tonbiomasse im Epilimnion: 243 mg/m³) aufgrund der steigenden Phytoplankton-Biomasse-Konzentration (mittlere Phytoplanktonbiomasse im Epilimnion: 2012 mg/m³) im See auf 2,4 m im Juni ab. Der Fraßdruck des Zooplanktons dezimierte den Phytoplanktonbestand und sorgte für ein kontinuierliches Ansteigen der Sichttiefe auf 7 m bis Oktober (mittlere Phytoplanktonbiomasse im Epilimnion: 903 mg/m³). Im November konnte nur mehr eine Sichttiefe von 4 m gemessen werden.

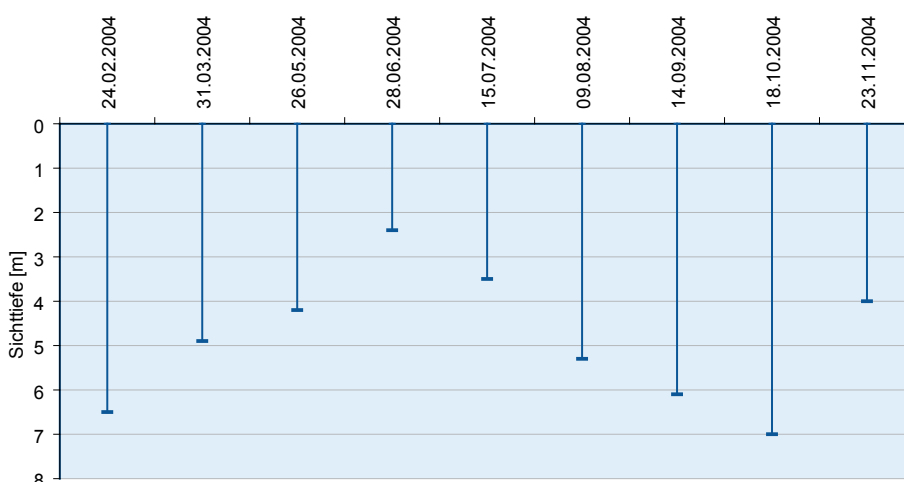


Abb. 18: Sichttiefen [m] im Turracher See im Untersuchungsjahr 2004.

Phytoplankton

Unter dem Begriff Phytoplankton versteht man im Wasser frei schwebende pflanzliche Organismen, bei welchen die Eigenbewegung gegenüber der Ortsveränderung durch die Wasserströmung unbedeutend ist. Das Phytoplankton erfüllt in stehenden Gewässern die Funktion der Primärproduktion, indem es mit Hilfe von Licht im Photosyntheseprozess aus Kohlendioxid, Wasser und Nährstoffen seine Biomasse aufbaut. Somit steht das Phytoplankton an der Basis der Nahrungspyramide von stehenden Gewässern.

Die Phytoplankton-Biomasse spiegelt die Situation des frei verfügbaren Phosphors wider und korreliert nur bedingt mit der Gesamt-Phosphorkonzentration. Für das Algenwachstum ist vor allem das Orthophosphat von Bedeutung. Dieses gerät aufgrund der Assimilationstätigkeit der Algen im durchlichteten Wasserkörper rasch unter die Bestimmungsgrenze von 2 µg/l, weshalb ein Vergleich der Phytoplankton-Biomasse mit der Gesamt-Phosphorkonzentration dargestellt wird (Abb. 19).

Die Auswirkungen der 1972 gesetzten Sanierungsmaßnahmen auf die Phytoplankton-Biomasse im Epilimnion des Sees lassen sich erst Anfang der 1990er Jahre nachweisen. Von 1970 bis 1989

betrug die Phytoplankton-Biomasse im Epilimnion (0 – 6 m) im Mittel 1.134 mg/m³. Der Spitzenwert von 5.590 mg/m³ von 1990 wurde in der Mittelwertberechnung nicht berücksichtigt, da in diesem Jahr nur eine Probe quantitativ erfasst wurde, welche zum Zeitpunkt der Algenbiomasse-Hochproduktion im Juni (der Turracher See kann bis Mitte Mai mit Eis bedeckt sein) genommen wurde. Diese hohe Biomasse wurde zu 95 % von Bacillariophyceen (*Fragilaria crotonensis*) gebildet.

Der hohen durchschnittlichen Biomasse der ersten Untersuchungsperiode steht der deutlich geringere Mittelwert von 388 mg/m³ des Untersuchungszeitraumes von 1991 bis 2005 gegenüber. Diese deutliche Abnahme der Phytoplankton-Biomasse entspricht einem Rückgang von 34 % (Abb. 19).

Die Abnahme der Phytoplankton-Biomasse folgte mit einer zeitlichen Verzögerung von 8 Jahren der Abnahme der Gesamt-Phosphorkonzentration im Epilimnion des Turracher Sees, welche deutlich schneller auf die Sanierungsmaßnahmen reagierte und bereits ab dem Jahr 1983 Werte unter 10 µg/l aufwies. Die Gesamt-Phosphorkonzentration betrug in der Periode von 1970 bis 1983 im Mittel 16 µg/l und von 1984 bis 2005 pendelten die Konzentrationen um durchschnittlich 7,7 µg/l (Abb. 19).

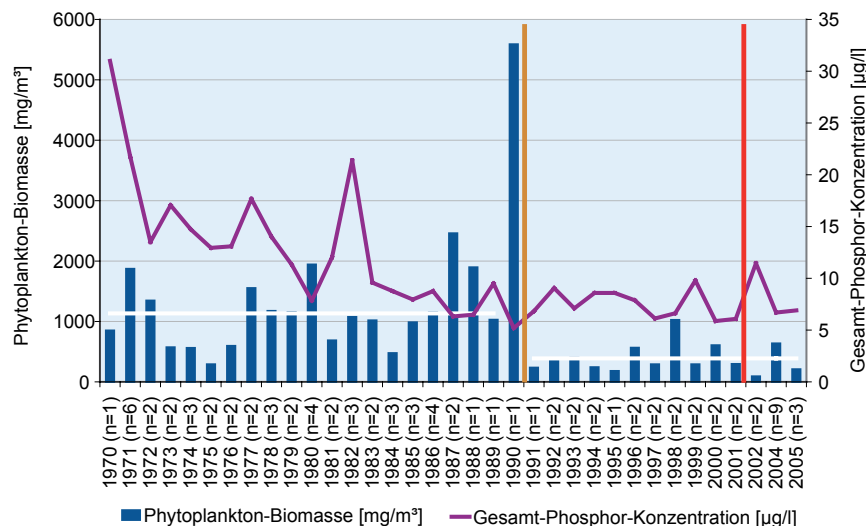


Abb. 19: Phytoplankton-Biomasse [mg/m³] und Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] im Epilimnion (0 - 6 m) des Turracher Sees von 1970 bis 2005. Von 1970 bis 1989 betrug die mittlere Phytoplanktonbiomasse 1.134 µg/m³ und von 1991 bis 2005 388 µg/m³ (weiße Linien). (Im Untersuchungszeitraum 2003 wurden anstelle von Phytoplanktonuntersuchungen Chlorophyll a -Messungen durchgeführt (n = 2; Mittelwert = 1,8 µg/l; Minimum = 0,3 µg/l; Maximum = 3,2 µg/l)). Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges. m. b. H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.

Zusammensetzung des Phytoplanktons

In Abb. 20 sind die Phytoplankton-Biomassen [mg/m³] bzw. die prozentuellen Anteile der Algengruppen an den Biomassen über den Zeitraum von 1970 bis 2005 dargestellt.

Die hohen Phytoplanktonbiomassen der Jahre 1971, 1977, 1980, 1990, 1998 und 2000 wurden hauptsächlich von Bacillariophyceae gebildet, wobei 1971 *Asterionella formosa* und die Grünalge *Chlorella* sp., 1977 *Asterionella formosa* und *Fragilaria acus*, 1980 *Asterionella formosa*,

Fragilaria acus, *Uroglena* sp. (Chrysophyceae) und Picoplankton, 1990 *Fragilaria crotonensis*, 1998 *Fragilaria acus* und *Cyclotella* sp. und 2000 *Fragilaria acus* dominierten (Abb. 20 oben; Abb. 21).

Im langjährigen Vergleich dominieren im Turracher See 4 Gruppen: die Bacillariophyceae, die Chrysophyceae, die Cryptophyceae und die Dinophyceae (Abb. 20, unten).

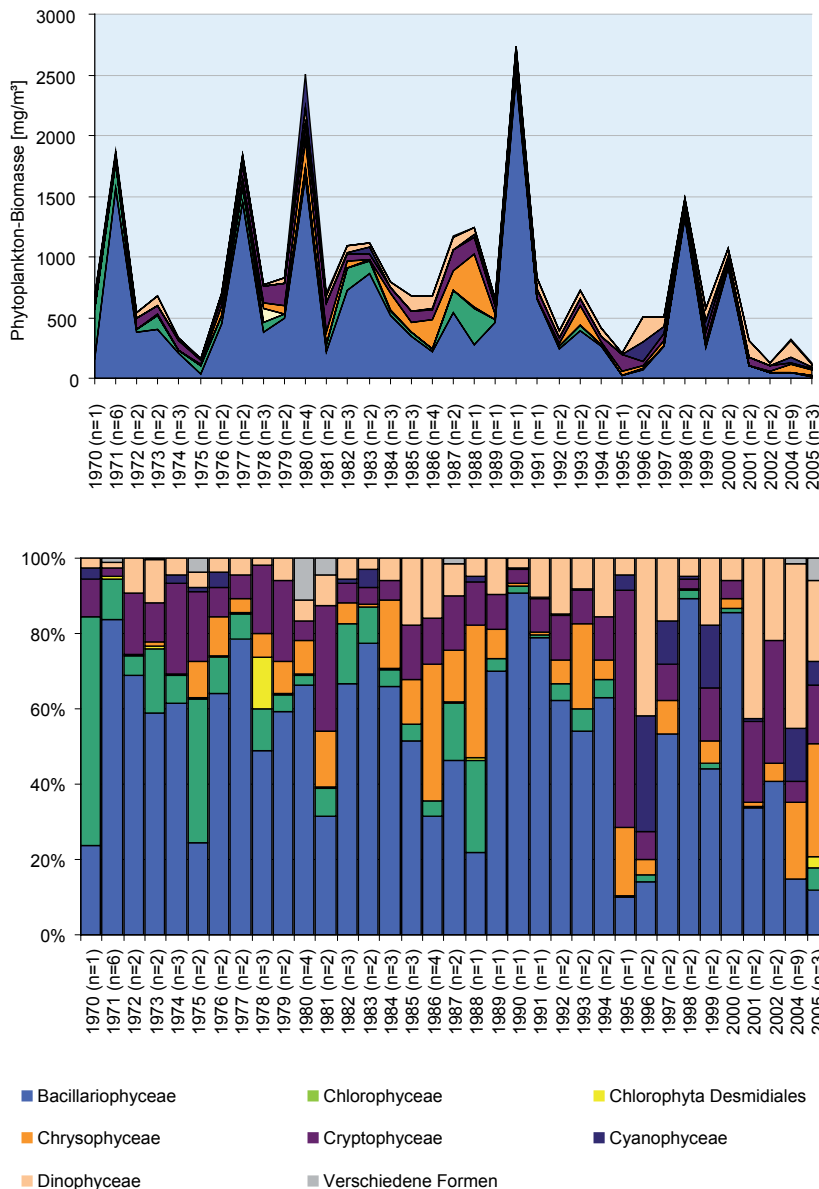


Abb. 20: Oben: Phytoplankton-Biomasse [mg/m³] von 0 - 30 m; unten: prozentueller Anteil der Algengruppen an der Phytoplankton-Biomasse von 1970 bis 2005. (Im Untersuchungsjahr 2003 wurden anstelle von Phytoplanktonuntersuchungen Chlorophyll a-Messungen durchgeführt).

Die dominanteste Algengruppe in den letzten 35 Untersuchungsjahren von 1971 bis 2005 waren in 25 Jahren die Bacillariophyceen mit einer Beteiligung von 41 % bis 91 % an der Phytoplanktonbiomasse. Innerhalb der Bacillariophyceen dominierten *Asterionella formosa*, *Fragilaria acus*, *Fragilaria crotonensis* und *Cyclotella* sp.. In den Untersuchungsjahren 2004 und 2005 erreichten die Bacillariophyceen nur mehr 15 % bzw. 12 % in der Phytoplanktongemeinschaft.

Ab 1975 traten die Chrysophyceen vermehrt auf. In den Jahren 1986, 1988 und 2005 waren sie die dominierende Algenfamilie im Turracher See. Dies verursachte hauptsächlich das vermehrte Vorkommen von *Uroglena* sp., welche bereits im Juni 2004 im Epilimnion eine Biomasse von 1800 mg/m³ erreichte. Außer *Uroglena* sp. waren noch *Dinobryon sociale* und *Dinobryon cylindricum* von Bedeutung.

Die Cryptophyceen wurden hauptsächlich von *Cryptomonas* sp. und *Rhodomonas minuta* var. *nannoplantica* vertreten. 1981 und 1995 erlangten die Cryptophyceen mit 33 % bzw. 63 % den höchsten Biomasseanteil an der Phytoplanktongesellschaft.

Die Cyanophyceen traten in geringen Mengen in Erscheinung und wurden durch *Planktothrix rubescens*, *Oscillatoria* sp. und *Aphanocapsa* sp. vertreten. 1996 erzielten sie mit 31% den zweitgrößten Prozentsatz nach den Dinophyceen

mit 42 % innerhalb der Phytoplanktongemeinschaft.

Bis 1995 bildeten die Dinophyceen maximal rund 20 % der Phytoplanktonbiomasse. 1996, 2001 und 2004 waren die Dinophyceen mit über 40 % vertreten. Hauptvertreter waren *Peridinium willei* und *Peridinium cinctum* fa. *westii*.

In Abb. 21 sind dominierenden Algenarten des Turracher Sees in Form einer Zeitreihe dargestellt, wobei Jahre ausgewählt wurden, in denen die Phytoplanktonpopulation höhere Biomassen (> 500 mg/m³) erzielte. Ab dem Jahr 2000 schwankten die Biomassen zwischen 125 und 318 mg/m³.

Folgende Arten traten nur Anfang der 1970er bis Anfang der 1990er bzw. in größeren Biomasseanteilen auf: Chlorophyceae: *Ankistrodesmus* sp., *Closterium* sp., *Cosmarium* sp. und fädige Formen, Bacillariophyceae: *Tabellaria fenestrata* und Picoplankton.

Die Chlorophyceae waren mengenmäßig über die gesamte Wassersäule von 1970 bis 1989 von Bedeutung. Vorherrschende Arten waren 1971 *Oocystis lacustris*, 1975 und 1978 *Didymocystis* sp., *Staurastrum* sp. und *Chlamydomonas* sp. und 1982 *Tetrachlorella alternans*. *Oocystis lacustris* konnte in der semiquantitativ untersuchten Probe vom Juni 2003 wieder mit mittlerer Häufigkeit nachgewiesen werden.

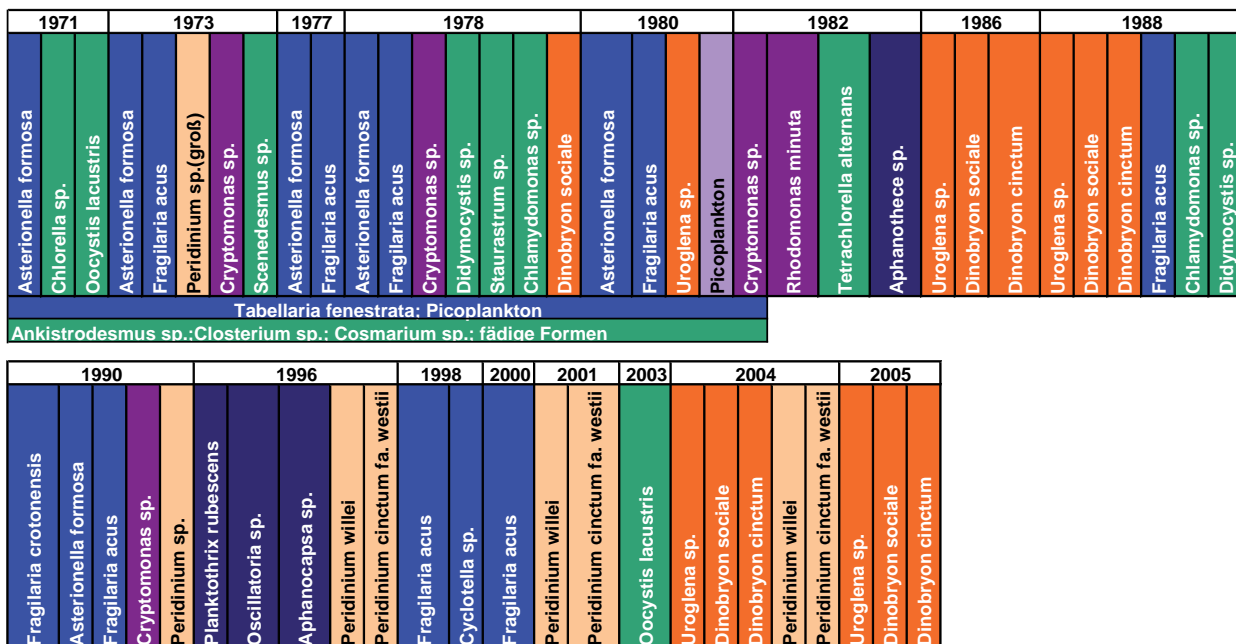


Abb. 21: Zeitreihe der dominierenden Algenarten im Turracher See von 1970 bis 2005.

Das Phytoplankton im Schwerpunktjahr 2004

Das Phytoplanktonartenspektrum des Turracher Sees im Untersuchungsjahr 2004 ist in Tab. 8 zusammengefasst.

Tab. 8: Artenspektrum des Phytoplanktons im Turracher See im Untersuchungsjahr 2004.

Bacillariophyceae	Cyanophyceae
<i>Asterionella formosa</i>	<i>Anabaena spiroides</i>
<i>Cyclotella</i> sp.	<i>Aphanizomenon</i> sp.
<i>Fragilaria crotonensis</i>	<i>Gomphosphaeria aponina</i>
<i>Fragilaria acus</i> var. <i>ang.</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>
<i>Fragilaria</i> sp.	<i>Microcystis</i> sp.
<i>Melosira varians</i>	<i>Planktothrix rubescens</i>
<i>Tabellaria fenestrata</i>	
Chlorophyceae	Dinophyceae
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	<i>Ceratium hirundinella</i>
<i>Oocystis parva</i>	<i>Ceratium</i> sp.
<i>Pediastrum boryanum</i>	<i>Gymnodinium helveticum</i>
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>regulum</i>	<i>Gymnodinium</i> sp.
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	<i>Peridinium aciculiferum</i>
	<i>Peridinium bipes</i>
	<i>Peridinium cinctum</i> fa. <i>westii</i>
Chlorophyta Desmidiaceae	Verschiedene Formen
<i>Staurastrum</i> sp.	Kleine coccale Formen
Chrysophyceae	Cryptophyceae
<i>Kephyrion</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> sp.
<i>Mallomonas</i> sp.	<i>Katablepharis phoenikoston</i>
<i>Ochromonas</i> sp.	<i>Rhodomonas minuta</i>
<i>Uroglena</i> sp.	

In Abb. 22 a und 22 b sind die Phytoplanktongesellschaften und ihre jahreszeitlichen Aufeinanderfolgen im Turracher See im Untersuchungsjahr 2004 dargestellt.

Im Phytoplankton dominierten Dinophyceen (44 %), gefolgt von den Chrysophyceen (20 %) und den

Cyanophyceen (14 %). Im Februar 2004 wurde im Turracher See nur eine geringe mittlere Biomasse im Epilimnion von 243 mg/m³ nachgewiesen. Diese wurde zu 81 % von *Peridinium cinctum* fa. *westii* gebildet. Bereits im März bauten die Cyanophyceen durch *Planktothrix rubescens* mit einer mittleren Biomasse von 846 mg/m³ im Epilimnion ihr Maximum auf und bildeten rund 90 % der Phytoplanktonbiomasse. Die Beprobung fand noch unter Eis statt. Leider handelt es sich bei diesem Beprobungstermin 2004 um den einzigen Märztermin im Untersuchungszeitraum von 1970 bis 2005, so dass es für diesen hohen Biomassenwert keine Vergleichsdaten gibt. Im Mai wurde die geringste Phytoplanktonbiomasse von 167 mg/m³ im Epilimnion festgestellt, welche nun wiederum hauptsächlich durch *Peridinium cinctum* fa. *westii* (Dinophyceae) gebildet wurde. Bereits einen Monat später wurde das Frühjahrsproduktionsmaximum mit einer mittleren Biomasse von 2.012 mg/m³ im Epilimnion zu 93 % von *Uroglena* sp. (Chrysophyceae) gebildet. Im Juni nahm die Chrysophyceenpopulation wieder ab, bildete aber immer noch 53 % der epilimnischen Biomasse von mittleren 626 mg/m³. Neben den Chrysophyceen stieg der Anteil der Bacillariophyceen, hauptsächlich vertreten durch *Cyclotella* sp., auf 38 % an. Von August bis November 2004 dominierten wieder die Dinophyceen mit 70 – 83 % durch *Peridinium cinctum* fa. *westii* innerhalb der Phytoplanktongesellschaft, welche im Epilimnion Biomassen zwischen 903 mg/m³ im Oktober und 199 mg/m³ im November ausbildeten (siehe Tagesprotokolle im Anhang).

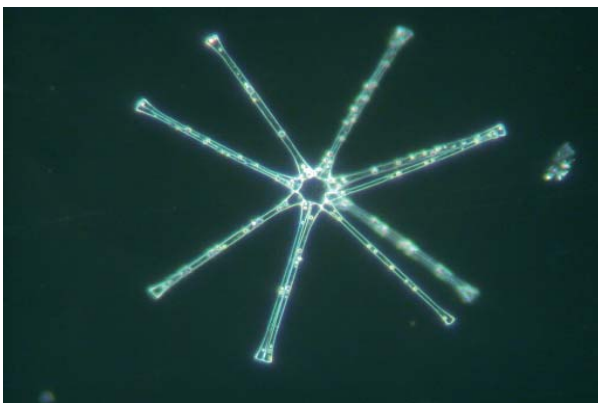


Foto 4: *Asterionella formosa* (Bacillariophyceae). Foto: G. Santner



Foto 5: *Cyclotella* sp. (Bacillariophyceae). Foto: M. Schönhuber

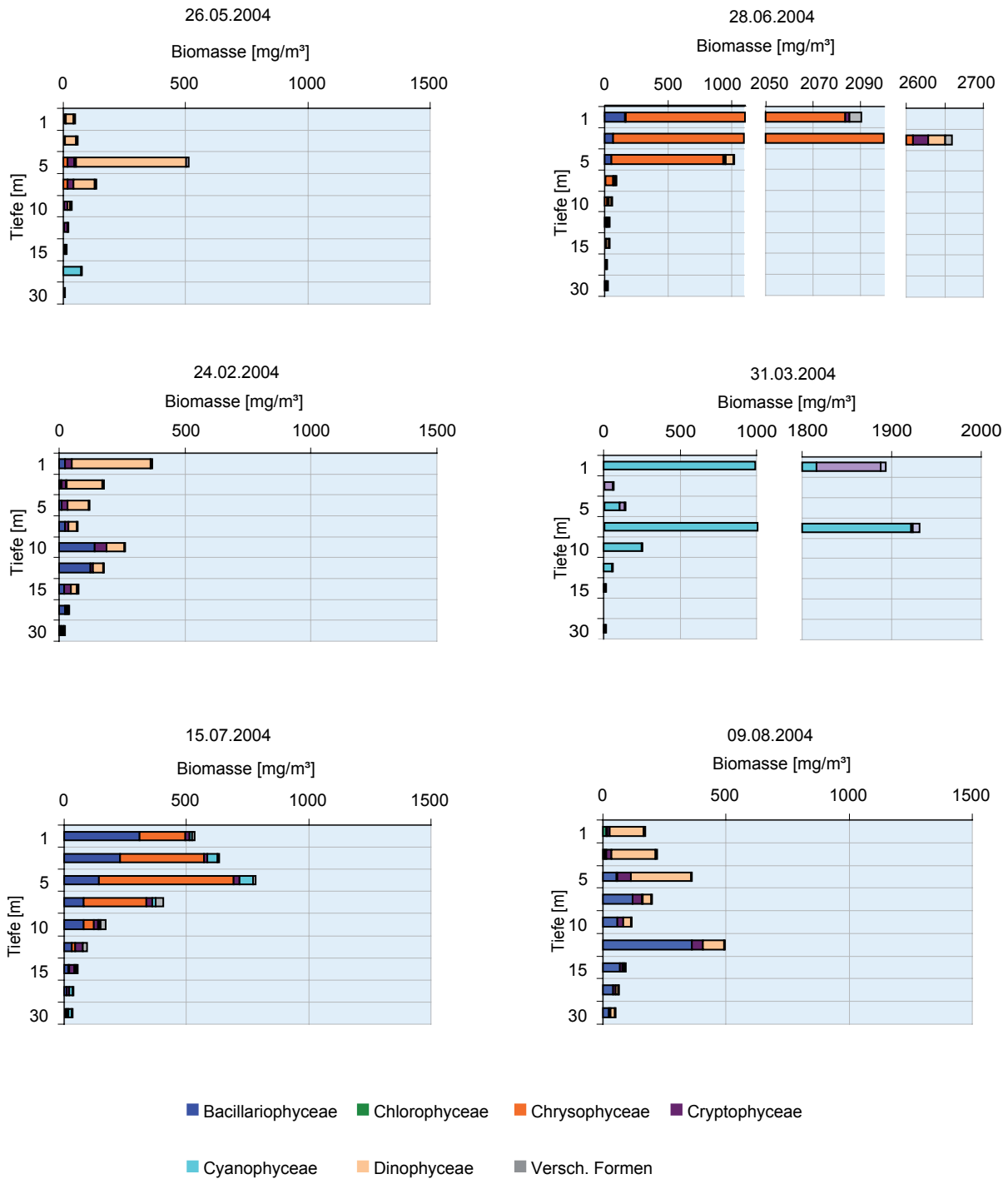


Abb. 22 a: Tiefenprofile der Phytoplanktonbiomasse und –zusammensetzung im Turracher See im Untersuchungsjahr 2004.

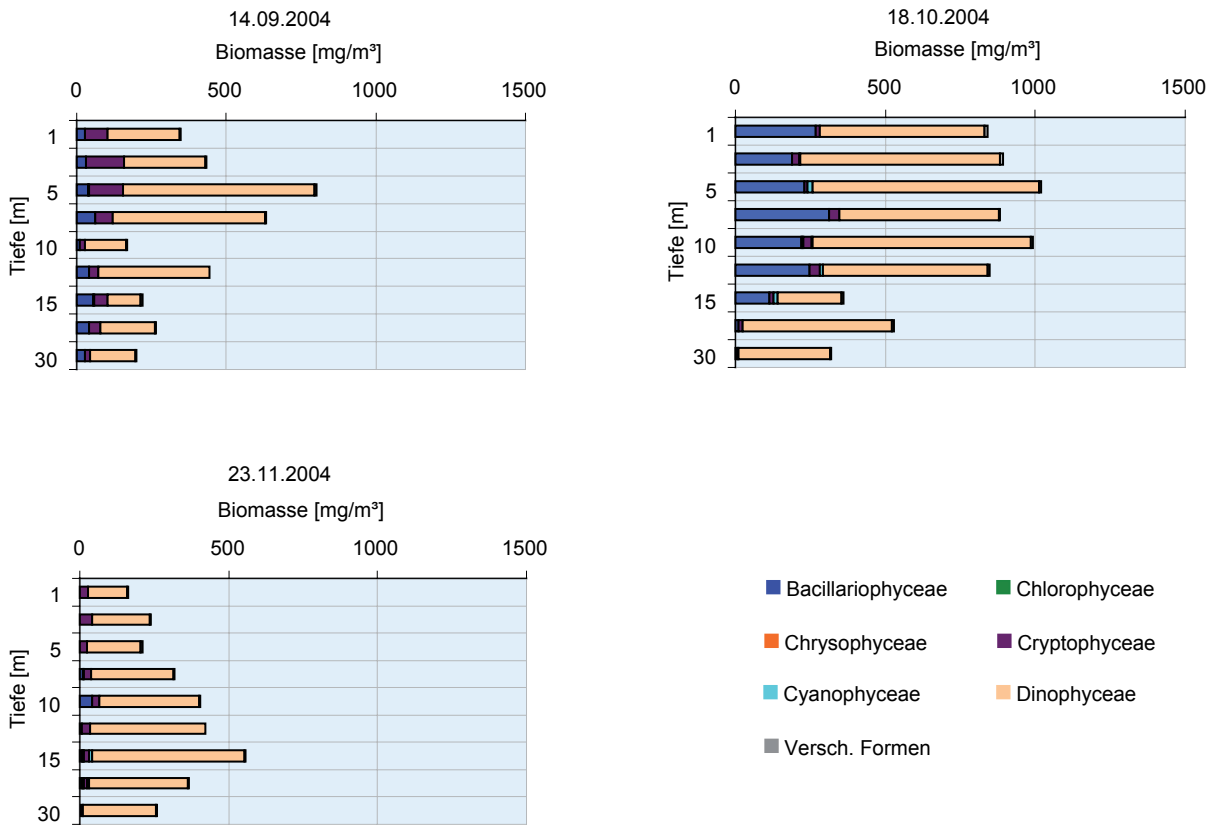


Abb. 22 b: Tiefenprofile der Phytoplanktonbiomasse und –zusammensetzung im Turracher See im Untersuchungsjahr 2004.

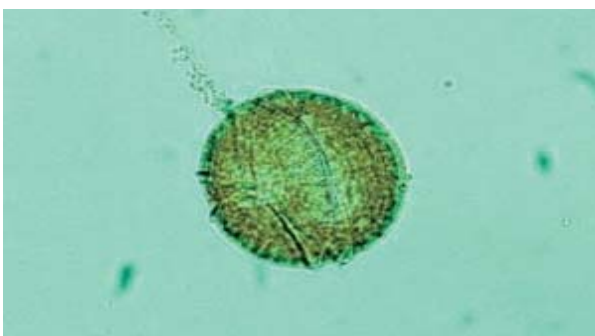


Foto 6: *Peridinium cinctum* fa. *westii* (Dinophyceae).
Foto: J. Mildner



Foto 7: *Uroglena* sp. (Chrysophyceae). Foto: J. Mildner

Zooplankton

Als Zooplankton bezeichnet man alle tierischen Organismen des Pelagials, die durch ihre geringe Eigenbewegung von Wasserströmungen abhängig sind. Charakteristisch ist das Schweben im Wasser. Viele Arten zeigen lange Fortsätze in Form von Haaren und Stacheln die vor allem als Schutz vor Fraßfeinden dienen. Das Einlagern von Öltröpfchen oder die Bildung einer Gallerte dienen dem Herabsetzen der Dichte des Körpers und somit der Verringerung des Absinkens. Größere Zooplankter, vor allem Crustaceen, zeigen oft eine geringe Pigmentierung des Körpers. Dies verringert die Sichtbarkeit für Räuber.

In Binnengewässern kann man das Zooplankton in hauptsächlich drei Gruppen einteilen: die Wimpertierchen (Ciliata), die Rädertiere (Rotatoria) und die Kleinkrebse (Crustacea).

Die Ciliata sind einzellige Lebewesen, die im Süßwasser, Salzwasser und im Boden zu finden sind. Im Wasser bilden sie die erste Stufe des tierischen Planktons. Bekannte Vertreter sind die Pantoffeltierchen (*Paramecium* sp.), Glockentierchen (*Vorticella* sp.) und Trompetentierchen (*Stentor* sp., Foto 8). Die Gruppe der Ciliaten wurde im vorliegenden Bericht nicht untersucht.

Die Rotatoria, auch Rädertier genannt (Foto 9), kommen mit ca. 2000 Arten in nahezu allen Wasseransammlungen vor. Gemeinsam haben die zum Teil sehr unterschiedlich gestalteten Arten das Räderorgan. Es besteht aus Wimpernkranzen im Bereich des Mundes und dient der

Nahrungsaufnahme. Die Tiere sind zwischen 0,1 und 2 mm groß.

Die Krebse oder Krebstiere (Crustacea) bilden, 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.

Die Kleinkrebse besiedeln mit zahlreichen Arten das Benthos (Gewässergrund) und in höheren Populationsdichten aber geringerer Artenzahl auch das Pelagial (Freiwasser) und gliedern sich in zwei phylogenetisch sehr unterschiedliche Gruppen: die Cladoceren (Blattfußkrebse) und die Copepoden (Ruderfußkrebse).

Im Jahr 2004 konnten im Turracher 6 Crustaceenarten und 16 Rotatorienarten determiniert werden. 2 Crustaceenarten sind der phylogenetischen Gruppe der Copepoden und 5 den Cladoceren zuzurechnen.

Der Turracher See liegt auf 1850 m Seehöhe und ist damit den Gebirgsseen zuzurechnen. Unter anderem äußert sich das in einer relativ geringen Wassertemperatur, die auch in den oberen Wasserschichten im Sommer nicht über 16 °C liegt. Dieser Umstand und die lange Eisbedeckung bedingen eine stark verkürzte Produktionsphase im See, was nicht nur für das Phytoplankton eine Rolle spielt, sondern auch Einfluss auf das tierische Plankton des Sees hat (Abb. 23). Eine hohe Individuendichte im späten Frühjahr, wie man

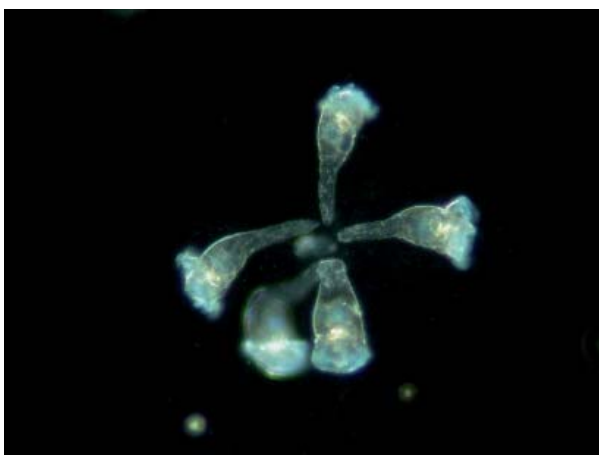


Foto 8: Trompetentierchen (*Stentor* sp.). Foto: G. Santner



Foto 9: *Polyarthra vulgaris dolichoptera*. Foto: G. Santner

Tab. 9: Artenspektrum des Zooplanktons im Turracher See im Untersuchungsjahr 2004.

Crustaceen
Copepoden:
<i>Eudiaptomus gracilis</i> G. O. Sars 1862
<i>Cyclops vicinus</i> ULJANIN 1875
Cladoceren:
<i>Bosmina longirostris</i> O. F. MÜLLER 1785
<i>Daphnia longispina</i> (O.F. MÜLLER 1776)
<i>Daphnia galeata</i> Sars 1863
<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars 1862
Rotatorien
<i>Keratella cochlearis cochlearis</i> Gosse 1851
<i>Keratella hiemalis</i> Carlin 1943
<i>Keratella quadrata quadrata</i> O. F. MÜLLER 1786
<i>Kellicottia longispina longispina</i> Kellicott 1879
<i>Notolca cinetura</i> Skorikov 1914
<i>Anureopsis fissa fissa</i> Gosse 1851
<i>Gastropus stylifer</i> Imhof 1891
<i>Ascomorpha saltans saltans</i> Bartsch 1879
<i>Ascomorpha ovalis</i> Bergendahl 1892
<i>Synchaeta stylata pectinata</i> Gruppe
<i>Polyarthra dolichoptera dolichoptera</i> Idelson 1925
<i>Polyarthra vulgaris vulgaris</i> Carlin 1943
<i>Asplanchna priodonta priodonta</i> Gosse 1850
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet 1892
<i>Filina terminalis</i> Plate 1886
<i>Collotheca</i> sp.

es typischerweise bei Seen moderater Höhenlagen (Wörthersee, Millstätter See, Klopeiner See) finden kann, fehlt hier. Die größte Populationsdichte fand sich 2004 sowohl bei den Rotatorien, wie auch bei den Crustaceen erst im Sommer und Herbst. Wobei die sehr viel kleineren Rotatorien naturgemäß eine höhere Individuendichte aufwiesen, als die Crustaceen.

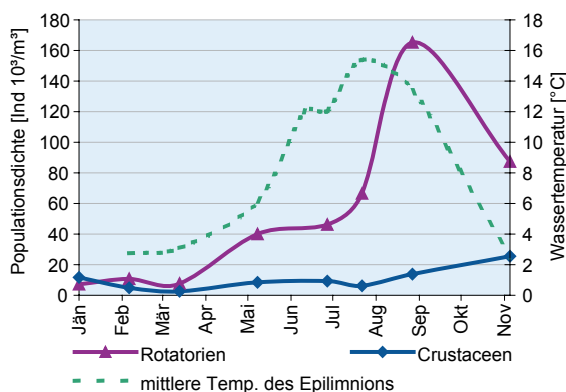


Abb. 23: Abundanzverlauf [Ind 10³/m³] von Rotatorien und Crustaceen, sowie mittlerer Temperaturverlauf [°C] im Epilimnion im Turracher See.

Biomasse

Obwohl die Rotatorien in sehr großer Zahl im Pelagial vorkommen, spielt diese Gruppe aufgrund ihrer sehr geringen Größe bei der Biomasse eine nur untergeordnete Rolle. Im Turracher See lag deren relativer Anteil an der Biomasse des tierischen Planktons (ausgenommen Ciliata) bei 0,009 %.

Der annuelle Verlauf war sowohl bei den Rotatorien, wie auch bei den Crustaceen durch zwei deutliche Anstiege in der Biomasse geprägt. Die Crustaceen (48 mg/m³), wie auch Rotatorien (0,007 mg/m³) zeigten Mitte Oktober im Jahr 2004 deren höchste Biomasse.

Bei den Rotatorien waren 2004 hauptsächlich vier Arten für die Ausprägungen der Biomasse verantwortlich. Von Mai bis Juni war der Hauptanteil der Biomasse *Filina longisetata* zuzurechnen. Im Oktober bildete *Keratella cochlearis* (Abb. 25) mehr als die Hälfte der Rotatorienbiomasse (0,0045 mg/m³). In diesem Monat konnte auch noch bei *Kellicottia longispina* die maximale Biomasse des Jahres festgestellt werden. Im November lag die Biomasse der Rotatorien, mit 0,003 mg/m³ auf etwa halbem Niveau des Vormonats. Ein räuberischer Rotator, *Asplanchna priodonta*, hatte wesentlichen Anteil daran (0,0013 mg/m³). Diese Art konnte nur an zwei Terminen (Jänner und November) in den Proben gefunden werden.

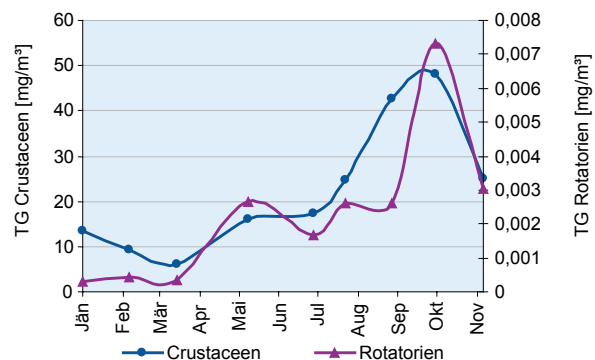


Abb. 24: Biomasseverlauf [mg/m³] von Rotatorien und Crustaceen im Turracher See (TG: Trockengewicht).

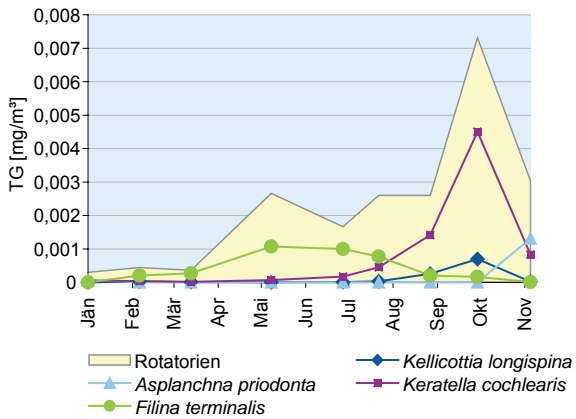


Abb. 25: Biomasseverlauf [mg/m³] als Summe aller Rotatorien und deren Hauptvertretern im Turracher See (TG: Trockengewicht).

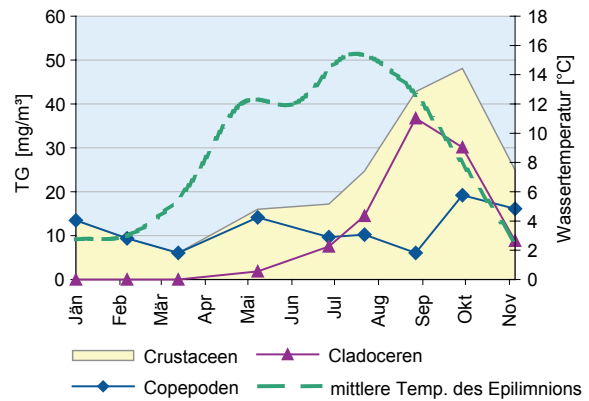


Abb. 26: Biomasse [mg/m³] der Crustaceen, sowie der Copepoden und Cladoceren (TG: Trockengewicht).

Die durchschnittliche Biomasse der Crustaceen (Trockengewicht) betrug 22,16 mg/m³. Davon entfielen auf die Copepoden 11,11 mg/m³ (50,1 %) und auf die Cladoceren 11,05 mg/m³ (49,9 %). Die maximale Biomasse im Jahr 2004 konnte im Oktober mit 48,07 mg/m³ festgestellt werden.

(35,2 mg/m³) dominierten 2004 die Cladoceren die Biomasse der Crustaceen.

Wie in Abb. 26 ersichtlich, war die Biomasse in der ersten Hälfte des Jahres 2004 zu annähernd 100 % von den Copepoden geprägt. Bei dieser Gruppe bildet sich meist im Spätherbst eine Wintergeneration aus. Die Nachkommen der überwinternden Tiere bilden dann im Frühjahr die nächste Generation. Cladoceren schlüpfen im Frühjahr erst ab einer Temperatur von 8 - 10 °C aus den Dauereiern (FLÖSSNER, 2000). Dadurch haben die Copepoden im Frühjahr und Spätherbst einen Vorteil gegenüber den Cladoceren. Im August (14,5 mg/m³), September (36,7 mg/m³) und Oktober

Der wichtigste Hüpfertling in diesem See war 2004 *Eudiaptomus gracilis*. Unter den Copepoden stellte die Art (Adulte, Copepodide und Nauplien) im Jahresdurchschnitt 80 % der Biomasse. Die höchste Biomasse zeigte sich im Mai mit 13,6 mg/m³. Im Herbst hatten vor allem die Larven (Copepodide und Nauplien) von *Cyclops vicinus* einen erheblichen Anteil an der Biomasse der Copepoden (Abb. 27).

Die Biomasse der Cladoceren zeigte erst ab Mai nennenswerte Ausprägungen (Abb. 28). Der annuelle Biomasseverlauf dieser Gruppe ist aufgrund der kurzen Produktionsphase des Sees eingipfelig. Die zwei in der Biomasse dominierenden Arten waren *Daphnia galeata*, und *Daphnia longispina*. Sie bildeten zusammen nahezu 100 % der Cladocerenbiomasse.

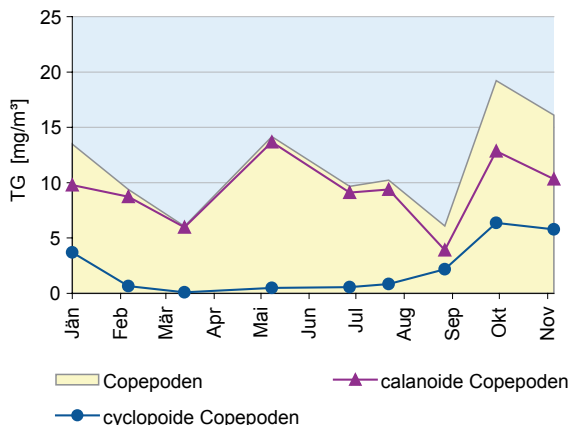


Abb. 27: Biomasseverlauf [mg/m³] aller Copepoden, sowie der calanoiden und cyclopoiden Copepoden.

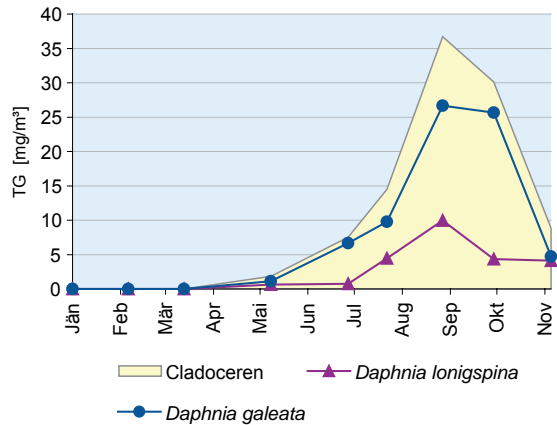


Abb. 28: Biomasseverlauf [mg/m³] der Cladoceren und von *Daphnia longispina* und *Daphnia galeata*.

Rotatorien

Keratella cochlearis

Dieser gepanzerte Rotator tritt in fast allen stehenden Gewässern auf (Foto 10). Die Art ernährt sich hauptsächlich von kleinen Algen und Detritus. Im Turracher See trat *K. cochlearis* erst mit der zweiten Jahreshälfte im Plankton auf. Die maximale Individuendichte zeigte sich im Oktober, mit 395.093 Ind./m³. In dieses Monat fiel auch die maximale Individuendichte der Rotatorien insgesamt. 80 % davon wurden von *K. cochlearis* gebildet. Wie in Abbildung 7 ersichtlich, folgt die maximale Abundanz der Art auf die höchste Biomasse des Phytoplanktons unter 10 µm Größe, das für *K. cochlearis* am besten verwertbare Phytoplankton.



Foto 10: *Keratella cochlearis*. Foto: G. Santner

Kellicottia longispina

Auch *Kellicottia longispina* zeigte sich nur im September (23.300 Ind./m³) und Oktober (63.200 Ind./m³) mit wesentlichen Individuendichten im Plankton des Turracher Sees (Abb. 29).

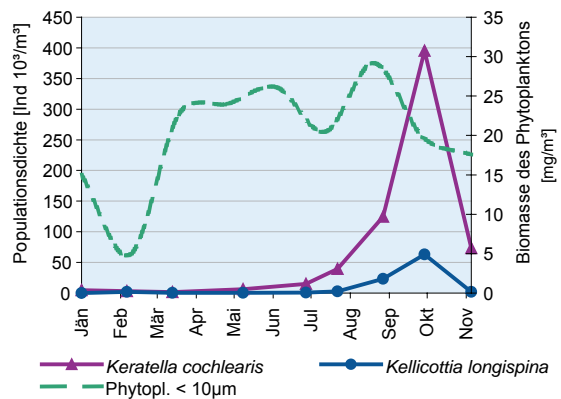


Abb. 29: Abundanzverlauf [Ind. 10³/m³] von *Keratella cochlearis* und *Kellicottia longispina*, sowie der Biomasseverlauf [mg/m³] des Phytoplanktons unter 10 µm Größe.

Ascomorpha spp.

Im Turracher See konnten zwei Arten der Gattung *Ascomorpha* determiniert werden: *A. saltans* und *A. ovalis*. Um Falschzählungen der zum Teil stark kontrahierten Tiere vorzugreifen, wurden die beiden Arten in den Zählproben zusammen gezählt. Tiere dieser Gattung konnten erst Ende März festgestellt werden (Abb. 30). Im Mai erreichte *Ascomorpha* spp. eine Individuendichte von 10.600 Ind./m³. Die maximale Abundanzausprägung erreichte die Gattung im Oktober mit 11.100 Ind./m³.

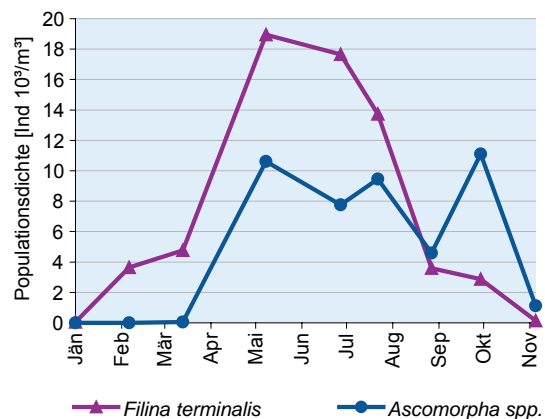


Abb. 30: Abundanzverlauf [Ind. 10³/m³] von *Filina terminalis* und *Ascomorpha* spp.

Filina terminalis

Die Art (Foto 11) bevorzugt das kühlere Meta- und Hypolimnion. Im Winter ist sie auch an der Oberfläche zu finden (KOSTE, 1978).

Dieser gepanzerte Rotator dominierte die Rotatorienpopulation des Frühjahrs (Abb. 25). Die maximale Individuendichte der Art zeigte sich Ende Mai mit 19.000 Ind./m³. Mit Juli und August nahm die Abundanz von *Filina terminalis* ab, im September konnte eine relative Population von 3.581 Ind./m³ festgestellt werden. Im November zeigten sich nahezu keine Tiere mehr im Plankton. Während sich die Individuen von *Filina terminalis* im Mai und Juni noch in einer Tiefe von 0 – 5 m aufhielten, wanderten sie im August und September in die Tiefenschicht zwischen 5 – 10 m ab.



Foto 11: *Filina terminalis*. Foto: G. Santner

paaren fort, mit denen sie ruckartige Bewegungen vollführen, daher auch der Name Hüpfertlinge. Sie sind durchwegs gute Schwimmer und können beachtliche Strecken zurücklegen (EINSLE, 1972). Während die cyclopoiden Copepoden (im Turracher See: *Cyclops vicinus*) als vorwiegend carnivor, bzw. omnivor bekannt sind, ernähren sich die calanoiden Copepoden (im Turracher See: *Eudiaptomus gracilis*) hauptsächlich von Phytoplankton.

Eudiaptomus gracilis

Die Art (Foto 12) lebt in Teichen, kleineren und größeren Seen, vor allem auch in den großen,

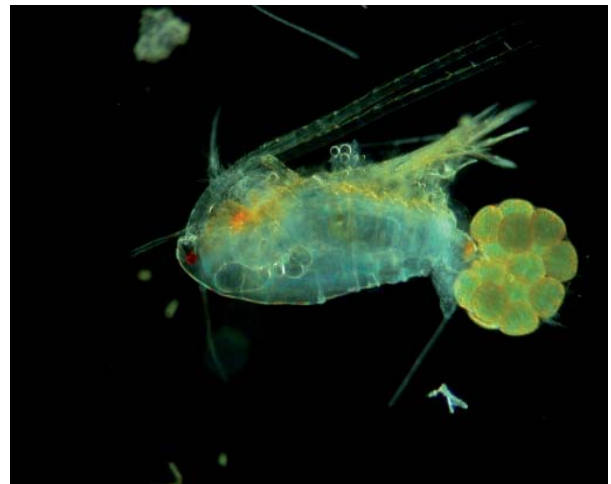


Foto 12: *Eudiaptomus gracilis*, ♀. Foto: G. Santner

Crustaceen

Copepoden (Ruderfußkrebse)

Der Körper der Copepoden gliedert sich morphologisch in drei Abschnitte: Kopf (Cephalon) Brust (Thorax) und Hinterleib (Abdomen). Auffällig sind die Antennulae (1. Antennen), welche wie Fühler vom Kopf abstehen. In ihnen sind Sinnes- und Geruchsorgane lokalisiert, bei den calanoiden Copepoden ermöglichen sie das Schweben im Wasser und sind auch bei der Fortbewegung behilflich. Alle freilebenden Copepoden bewegen sich im Wasser mit Hilfe von vier Schwimmbein-

subalpinen Gewässern. Die perrennierenden Populationen zeigen Höchstwerte an Copepoden im Frühjahr und Herbst (EINSLE, 1993). Die überwinterte Generation von *Eudiaptomus gracilis* konnte im Jänner mit 1.170 Ind./m³ quantifiziert werden. Sie wurde zu gleichen Teilen von Männchen und Weibchen gebildet. Während die Adultpopulation abnahm, konnte schon im März ein deutlicher Anstieg der Naupliendichte festgestellt werden. Darauf folgend zeigte sich im Mai der erste Peak bei der nächsten Larvengeneration, den Copepodiden, mit 2.590 Ind./m³. Im Juli erreichte die Naupliendichte mit 5.690 Ind./m³ ihr Maximum. Zu diesem Termin konnte eine Abnahme der Popula-

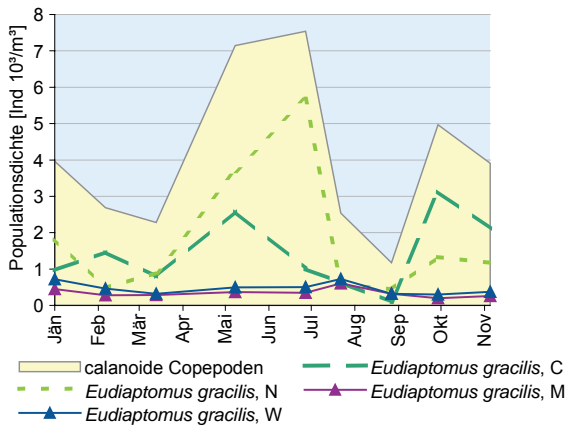


Abb. 31: Abundanzverlauf [Ind 10³/m³] von *Eudiaptomus gracilis* und seinen Larvenformen im Turracher See.

tionsdichte der Copepodiden festgestellt werden. Ein Indiz, für einen Übertritt in das Adultstadium, das durch das Maximum in der Adultpopulation Anfang August (1.330 Ind./m³) von *Eudiaptomus gracilis* bekräftigt wird. Der Zusammenbruch der Naupliendichte Anfang August, kann auf den Raubdruck durch zooplanktivore Räuber, wie etwa *Cyclops vicinus* zurückgeführt werden. Der Herbstpeak bei den Copepodiden zeigte sich im Oktober mit 3.130 Ind./m³. Die Individuendichte der Nauplien war zu diesem Zeitpunkt mit 1.330 Ind./m³ deutlich geringer. Im November nahm die Abundanz der Copepodide ab, während wiederum die der adulten Tiere, die nächste Wintergeneration, leicht zunahm. EINSLE (1993) hat festgestellt, dass man bei *Eudiaptomus gracilis* zumindest im subalpinen Raum von einer Wintergeneration und zwei bis drei Sommergenerationen ausgehen kann. Während eine Generation mit Maximum März/April aufgrund der abnehmenden Individuendichte der Copepodien nur vermutet werden kann, zeigt sich eine deutliche Sommergeneration mit Maximum im August (Abb. 31). Im Verhältnis der Geschlechter zeigen die Weibchen eine leichte Dominanz mit 57 % im Jahresdurchschnitt.

***Cyclops vicinus*:**

Der Jahreszyklus dieses Copepoden wird bestimmt

durch eine sommerliche Diapause im vierten Copepodidstadium. Sie wird durch die Tageslänge im Mai ausgelöst und vollzieht sich nahezu gleichzeitig in den unterschiedlichsten Gewässern (EINSLE, 1993). Im Turracher See waren adulte Tiere dieser Art nur in sehr geringer Zahl vertreten. Während im Jänner (260 Ind./m³) und Februar (70 Ind./m³) noch Tiere in den quantitativen Proben gefunden wurden, waren in den Proben vom 31. März 2004 nur noch vereinzelte Tiere vorhanden (Abb. 32, rechts). Ein exponentieller Zuwachs an adulten Tieren begann mit Anfang August. Die maximale Individuendichte konnte im September, mit 470 Ind./m³ festgestellt werden. Bei den Copepodiden dieser Art zeigte sich schon im Jänner, mit 2.390 Ind./m³ die maximale Individuendichte dieses Jahres. Auch bei der zweiten Larvenform von *Cyclops vicinus* fiel die Abundanz bis zum März stark ab. Sie blieb bis zum September sehr gering. Erst im Oktober (2.330 Ind./m³) konnte ein Anstieg der Population der Copepodide festgestellt werden. Die maximale Individuendichte der Nauplien (Foto 13) zeigte sich im Oktober mit 18.460 Ind./m³.



Foto 13: Cyclopoider Nauplius. Foto: G. Santner

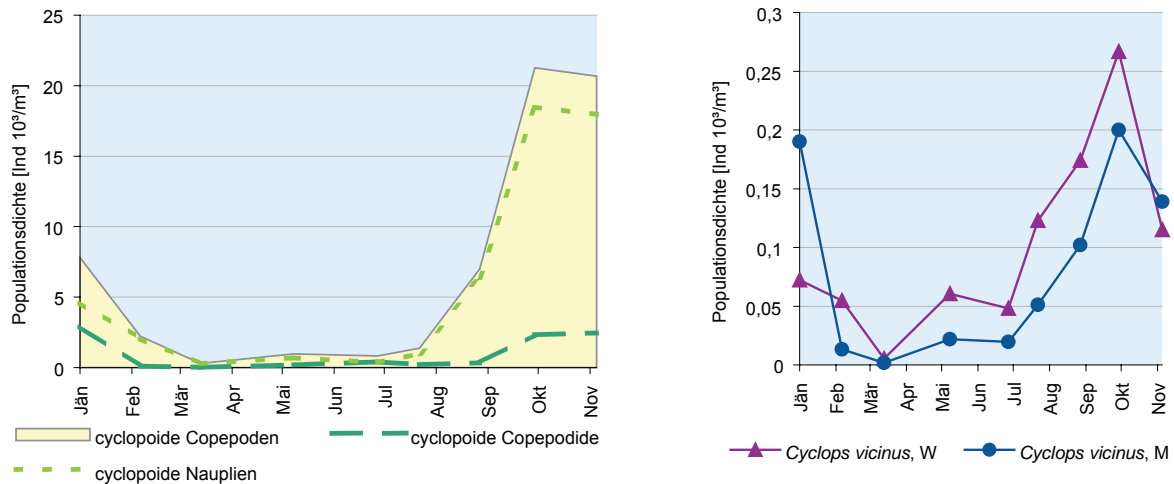


Abb. 32: Abundanzverlauf [$Ind\ 10^3/m^3$] von *Cyclops vicinus* und seinen Larvenformen im Turracher See.

Cladoceren (Blattfußkrebse)

Der Lebensraum der Blattfußkrebse ist sehr weiträumig. Die etwa 90 Arten Mitteleuropas kann man außer in schnell fließenden Gewässern, in nahezu allen Wasseransammlungen, von kleinen Lacken bis zum großen See, finden. Alle Cladoceren vermehren sich hauptsächlich parthenogenetisch. Bei dieser auch als Jungfernzeugung bezeichneten Fortpflanzungsmethode produzieren die Weibchen Eier, aus denen sich wiederum nur Weibchen entwickeln. Dadurch ist es den Cladoceren möglich, im Frühjahr ab einer Wassertemperatur von 8 - 10 °C (FLÖSSNER, 2000) sehr schnell eine große Individuendichte auszubilden. Bei widrigen Verhältnissen im See, wie schnell sinkende Wassertemperatur oder Nahrungsmangel, entwickeln sich aus den Eiern Männchen, die die Weibchen befruchten. Aus dieser Paarung entstehen spezielle Eier, die Dauereier. Diese Eier lösen sich mit einem Teil des Panzers des Weibchens ab (Ehippien). Die Ehippien können „schlechte Zeiten“ überdauern und bilden im Frühjahr wieder die erste Weibchengeneration.

Die meisten Arten dieser Gruppe ernähren sich filtrierend. Die zu einem Filterapparat umgebauten Extremitäten (Blattfüße) erzeugen innerhalb der Schale einen Wasserstrom, Algen bleiben hier hängen und werden herausgefiltert. Neben dieser Art der Nahrungsaufnahme gibt es aber auch noch räuberische Vertreter, etwa *Leptodora kindti* oder *Bytotrephes longipes*, die Bewohner warmer bzw. tiefer Seen sind.

Daphnia galeata

In geschichteten Seen bewohnt diese Art (Foto 14) das erwärmte Epilimnion. Die Tiere treten auch überwintert auf, sonst erscheinen sie ab April/Mai bis Dezember/Jänner. Die saisonalen Populationschwankungen sind in Abhängigkeit vom Nahrungsangebot stark ausgeprägt. (FLÖSSNER, 2000). Die Art hat für gewöhnlich eine ausgeprägte Zyklomorphose. Dabei bildet sich im Laufe der Generationen über den Sommer zunehmend eine Verlängerung des Kopfes (Helm) aus. Ausgelöst wird dies durch eine steigende Wassertemperatur, sich verändernde Lichtverhältnisse, und Nährstoffveränderungen. Aber auch Botenstoffe, die von Räubern im Wasser abgegeben werden spielen eine Rolle.

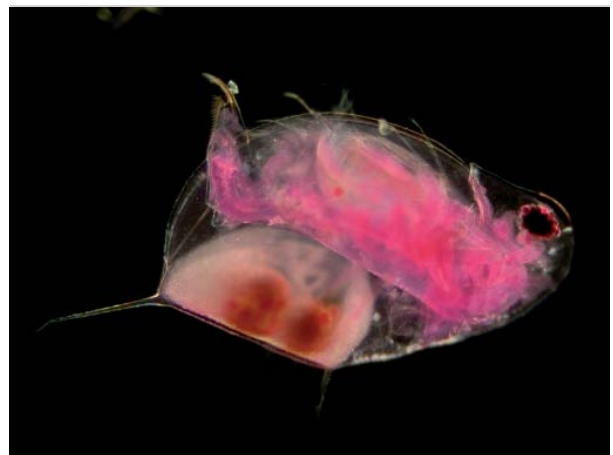


Foto 14: *Daphnia longispina* mit erkennbarem Ehippium (gefärbtes Tier). Foto: G. Santner

Bei der Population des Turracher Sees konnte im Jahresverlauf eine nur äußerst geringe Zyklomorphose beobachtet werden. Es darf vermutet werden, dass die auch im Sommer geringen Wassertemperaturen, aber auch ein nicht allzu ausgeprägter Bestand an zooplanktivoren Fischen eine Rolle spielen.

Cladoceren können nicht selektiv Nahrung greifen. Sie filtern das Wasser, das durch die Bewegungen der Beine innerhalb der Schalenhälften strömt. Die in Abb. 33 dargestellte Grafik zeigt die Individuendichte von *Daphnia galeata* und *D. longispina*, sowie die Biomasse des Phytoplanktons zwischen 10 und 30 µm, die für Daphnien am besten verwertbaren Algengrößen. Die Individuendichte von *D. galeata* stieg etwa zeitgleich mit der Biomasse der Algen exponentiell an. Sie betrug im Juli 657 Ind./m³. Am 14. September zeigte *D. hyalina* mit 2.600 Ind./m³ die größte Populationsdichte dieser Art im Jahr 2004.

Üblicherweise wird die fressbare Phytoplanktonbiomasse eines Sees durch den Fraßdruck der Cladoceren stark reduziert, bis sich nahezu keine fressbaren Algen mehr im Wasser befinden (Klarwasserstadium). Durch den so entstandenen Nahrungsmangel bricht wenige Tage später auch die Populationsdichte der planktivoren Crustaceen, vor allem der Cladoceren, zusammen. Im Turracher See kam es im Jahr 2004 nicht zu einem, durch Fraßdruck verursachten, Klarwasserstadium (Abb. 33). Die ab September sinkende Wassertemperatur ermöglichte kein weiteres exponen-

tielles Wachstum der Cladoceren, obwohl die Nahrungsgrundlage noch vorhanden war. Im Oktober sank die Individuendichte von *D. galeata* geringfügig (2.530 Ind./m³). In November konnten nur noch 464 Ind./m³ gefunden werden.

Daphnia longispina

Daphnia longispina (Foto 15) ist vom Flachland bis in das untere Bergland weit verbreitet und kommt im oberen Bergland und in der alpinen Stufe bis etwa 2100 m nur selten vor. *Daphnia longispina* bewohnt oligotrophe Seen bis hin zu eutrophen Weihern. (FLÖSSNER, 2000).

Im Turracher See zeigte die Art annähernd den gleichen Abundanzverlauf wie *D. galeata*, jedoch in geringeren Individuendichten. Das relative Populationsmaximum erreichte *D. longispina* ebenso im September, mit 1.230 Ind./m³. Während die Populationsdichte von *D. galeata* im Zeitraum von Oktober bis November um 83 % abnahm, blieb in diesem Zeitraum die Population von *D. longispina* auch im November noch relativ stabil. Auch FLÖSSNER (2000) gibt für die Art ein Auftreten bis in den Dezember an.

Die Aufenthaltstiefe über Tag liegt für beide Daphnienarten annähernd gleich zwischen 1 und 5 m. Von vielen Seen ist ein tagesperiodisches Wanderverhalten der meisten Crustaceen bekannt. Dabei werden, zum Schutz vor optisch orientierten Räubern, während des Tages tiefere,

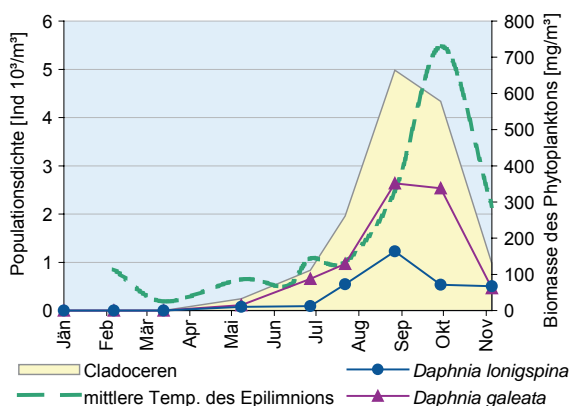


Abb. 33: Individuendichte [Ind 10³/m³] der Cladoceren, von *Daphnia galeata*, *D. longispina* und die Biomasse des Phytoplanktons [mg/m³] zwischen 10 und 30 µm Größe.

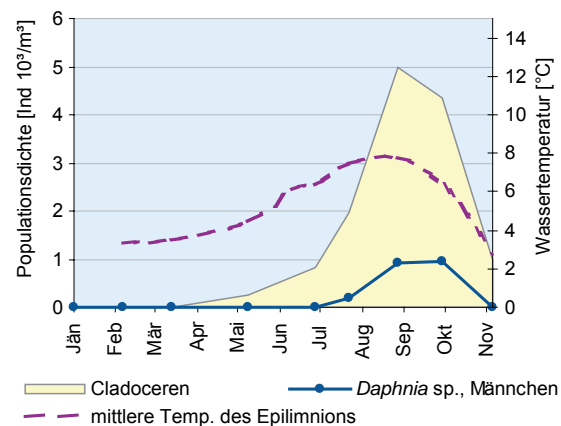


Abb. 34: Abundanzverlauf [Ind 10³/m³] von *Daphnia* sp. ♂, sowie der mittlere Temperaturverlauf [°C] des Epilimnions im Turracher See.



Foto 15: *Daphnia* sp., ♂. Foto: G. Santner



Foto 16: *Bosmina longirostris*, ♀. Foto: G. Santner

dunklere Regionen des Gewässers aufgesucht. In der Nacht steigen die Tiere auf um zu fressen. Im Turracher See gibt es keine bzw. eine nur sehr geringe tagesperiodische Wanderung der *Daphnien* (erkennbar an der geringen Tagesaufenthaltstiefe). Da schon in 10 m Tiefe die Temperatur bei 10 °C liegt, könnte es energetisch günstiger sein, auch am Tage in geringeren Wassertiefen zu verweilen.

Die Bildung von Sexualtieren wird vor allem gefördert durch schlechtes Nahrungsangebot, starke Übervölkerung, niedrige Temperatur, Sauerstoffmangel und Verkürzung der Tageslänge (FLÖSSNER, 2000). Auch im Turracher See traten im September (905 Ind./m³) und Oktober (966 Ind./m³) vermehrt Männchen auf. Ein Nahrungsmangel war in diesem Zeitraum noch nicht gegeben. Ausschlaggebend für das Aufkommen der Männchen dürfte die rasch abkühlende Wassertemperatur und die geringen Tageslängen gewesen sein.

Bosmina longirostris

Diese Bosminenart (Foto 16) bewohnt sehr verschiedenartige, größere und kleiner Gewässer, mit Vorliebe aber kleine eutrophe Seen, Weiher und Teiche. Die Art ist eurytherm, mit Temperaturgrenzen des Vorkommens von 0,5 bis über 25 °C und einem Optimum zwischen 8 und 18 °C (FLÖSSNER, 1972). Im Turracher See konnten *Bosmina longirostris* nur mit geringen Abundanzen festgestellt werden (Abb. 35). Das Abundanzmaximum zeigte sich Anfang August mit 188 Ind./m³.

Während im September (360 Ind./m³) und Oktober (670 Ind./m³) noch Tiere gefunden werden konnten, war die Art im November nahezu aus den Proben verschwunden.

Ceriodaphnia pulchella

Die pelagischen Populationen bewohnen vorwiegend die oberen Wasserschichten mit einem Maximum in 1 - 3 m Tiefe. Die Art erscheint meist im April, selten erst ab Juni und ist bis in den Dezember hinein anzutreffen (FLÖSSNER, 2000). Im Turracher See ist diese Art erst ab Juli anzutreffen. Das Abundanzmaximum fiel auf den Oktober mit 233 Ind./m³. Im November konnten keine Tiere mehr festgestellt werden. Aufgrund der geringen Wassertemperatur konnten unter 5 m Tiefe keine Individuen dieser Art mehr festgestellt werden.

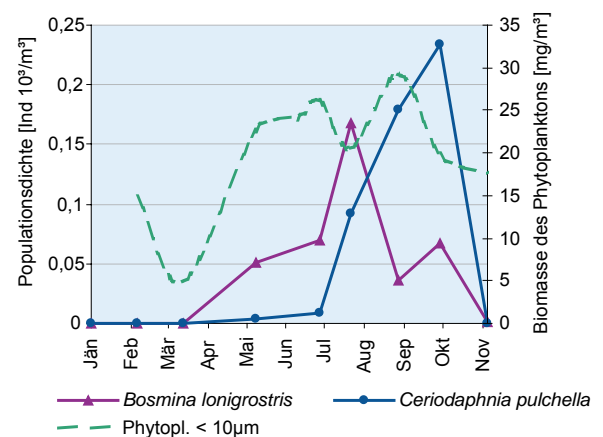


Abb. 35: Abundanzverlauf [Ind 10³/m³] von *Bosmina longirostris* und *Ceriodaphnia pulchella*, sowie der Biomasseverlauf [mg/m³] der Algen unter 10 µm Größe.

Literatur

- BOTRELL, H.H., 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. Zoopl.*, 24: 419-456.
- EINSLE, U. (1993): Crustacea, Copepoda, Calanoida und Cyclopoida. – *Süßwasserfauna von Mitteleuropa*. 8/41:208 pp.
- FINDENEKG, I. (1953): Die Kärntner Seen naturkundlich betrachtet. – *Carinthia* II. 15. Sonderheft. 101 pp.
- FLÖSSNER, D. (1972). Branchiopoda, Branchiura. – In: Dahl, F. (1972): *Die Tierwelt Deutschlands*, 60. Teil: 501 pp. – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- HERBST, H. V. (1962): Blattfußkrebse. – Kosmos – Gesellschaft der Naturfreunde, 130 pp. – Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & P. MILDNER (1996): Franz Xaver Freiherr von Wulfen als Ichthyologe. – *Carinthia* II, 186/106: 349-360.
- KIEFER, F. (1960): Ruderfußkrebse – Copepoda. – Kosmos – Gesellschaft der Naturfreunde, 97 pp. – Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.
- Kärntner Institut für Seenforschung (1992): *Kärntner Seenbericht 1992 – 60 Jahre Seenforschung, 30 Jahre Seenreinhaltung*. Amt der Kärntner Landesregierung – Abt. 15. 471 pp.
- KOSTE, W. (1978): *Rotatoria – Die Rädertiere Mitteleuropas – Ein Bestimmungswerk*, begründet von Max. Voigt. – 2. Auflage. neu bearbeitet von W. KOSTE, I Textband, 673 pp. – Verlag Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- LIEDER, U. (1996): Crustacea, Cladocera, Bosminidae. – *Süßwasserfauna von Mitteleuropa*, 8/2-3: 80 pp.
- RUTTNER-KOLLISKO, A. (1977): Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. – *Arch. Hydrobiol. Beih., Ergebn. Limnol.*, 8: 71-76.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. – *Mitt. int. Verein Limnol.*, 9: 1-38

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Temperaturtiefenprofile [°C] des Turracher Sees der Jahre 1971, 1980, 1986 und 2005.	14
Abb. 2:	Temperaturverlauf [°C] des Epilimnions (0 - 6 m) im Turracher See im Untersuchungszeitraum 2004.	14
Abb. 3:	Temperaturtiefenprofile [°C] des Turracher Sees im Untersuchungszeitraum 2004.	15
Abb. 4:	Sauerstofftiefenprofile der Konzentrationsklassen > 3 [mg/l], 0,1 - 3 [mg/l] und < 0,1 [mg/l] des Turracher Sees im Frühjahr (oben) bzw. im Herbst (unten) im Untersuchungszeitraum 1934 bis 2005. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.	16
Abb. 5:	Sauerstofftiefenprofile der Konzentrationsklassen > 3 [mg/l], 0,1 - 3 [mg/l] und < 0,1 [mg/l] des Turracher Sees im Untersuchungszeitraum 2004.	17
Abb. 6:	Tiefenprofile der Sauerstoff-Konzentration [mg/l] des Turracher Sees im Untersuchungszeitraum 2004.	18
Abb. 7:	Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] im Epilimnion (0 - 6 m) des Turracher Sees im Untersuchungszeitraum 1971 bis 2005. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.	19
Abb. 8:	Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] über Grund (33 m) des Turracher Sees aller verfügbaren Daten im Untersuchungszeitraum 1971 bis 2005. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.	20
Abb. 9:	Gesamt-Phosphor-Inhalt [kg] im Wasserkörper 0 bis 33 m im Turracher See im Untersuchungszeitraum von 1971 bis 2005. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges. m. b. H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.	20
Abb. 10:	Tiefenprofile der Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] im Turracher See an 9 Terminen im Untersuchungszeitraum 2004.	21
Abb. 11:	Ammonium-N-Konzentration [µg/l] (Jahresmittel, Minima und Maxima) in 25 m Tiefe im Turracher See im Zeitraum von 1970 bis 2005. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.	22
Abb. 12:	Ammonium-N-Inhalt [kg] des Turracher Sees im Wasserkörper von 0 bis 33 m (Jahresmittel-, Minima und Maxima) von 1970 bis 2005. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.	23
Abb. 13:	Nitrat-N-Inhalt [kg] des Turracher Sees über die gesamte Wassersäule (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 bis 2006. Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.	23
Abb. 14:	Mittelwerte der Leitfähigkeit [µS/cm], Natrium-, Chlorid-, Kalium-, Kalzium-, Magnesium- bzw. Sulfatkonzentration [mg/l] aller vorhandenen Daten über die gesamte Wassersäule des Turracher Sees von 1970 bis 2005.	24
Abb. 15:	Mittelwerte der Natrium- und Chlorid-Konzentration [mg/l] im Turracher See über die gesamte Wassersäule im Zeitraum von 1970 bis 2005.	25
Abb. 16:	Mittelwerte, Minima und Maxima des pH-Wertes über den Zeitraum von 1970 bis 2005 im Vertikalprofil von 0 bis 33 m im Turracher See.	25
Abb. 17:	Jahresmittelwerte, Minimal- und Maximalwerte der Sichttiefe [m] von 1970 bis 2005 (n = Anzahl der Messungen pro Jahr; die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage während der Wintermonate, die rote Linie jene der ganzjährigen Tiefenabwasserableitung).	26
Abb. 18:	Sichttiefen [m] im Turracher See im Untersuchungszeitraum 2004.	26
Abb. 19:	Phytoplankton-Biomasse [mg/m ³] und Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] im Epilimnion (0 - 6 m) des Turracher Sees von 1970 bis 2005. Von 1970 bis 1989 betrug die mittlere Phytoplanktonbiomasse 1.134 µg/m ³ und von 1991 bis 2005 388 µg/m ³ (weiße Linie). (Im Untersuchungszeitraum 2003 wurden anstelle von Phytoplanktonuntersuchungen Chlorophyll a -Messungen durchgeführt (n = 2; Mittelwert = 1,8 µg/l; Minimum = 0,3 µg/l; Maximum = 3,2 µg/l)). Die orange Linie markiert die Inbetriebnahme der Beschneigungsanlage der Turracher Bergbahnen Ges.m.b.H. im Jahr 1990, welche Tiefenwasser während der Wintermonate nutzt. Die rote Linie markiert die Erweiterung der Beschneigungsanlage, welche ab 2002 auch im Sommer als Tiefenwasserableitung fungiert.	27
Abb. 20:	Oben: Phytoplankton-Biomasse [mg/m ³] von 0 - 30 m; unten: prozentueller Anteil der Algengruppen an der Phytoplankton-Biomasse von 1970 bis 2005. (Im Untersuchungszeitraum 2003 wurden anstelle von Phytoplanktonuntersuchungen Chlorophyll a -Messungen durchgeführt).	28
Abb. 21:	Zeitreihe der dominierenden Algenarten im Turracher See von 1970 bis 2005.	29
Abb. 22a:	Tiefenprofile der Phytoplanktonbiomasse und -zusammensetzung im Turracher See im Untersuchungszeitraum 2004.	31
Abb. 22b:	Tiefenprofile der Phytoplanktonbiomasse und -zusammensetzung im Turracher See im Untersuchungszeitraum 2004.	32
Abb. 23:	Abundanzverlauf [Ind 10 ³ /m ³] von Rotatorien und Crustaceen, sowie mittlerer Temperaturverlauf [°C] im Epilimnion im Turracher See.	34
Abb. 24:	Biomasseverlauf [mg/m ³] von Rotatorien und Crustaceen im Turracher See (TG: Trockengewicht).	34
Abb. 25:	Biomasseverlauf [mg/m ³] als Summe aller Rotatorien und deren Hauptvertretern im Turracher See (TG: Trockengewicht).	35
Abb. 26:	Biomasse [mg/m ³] der Crustaceen, sowie der Copepoden und Cladoceren (TG: Trockengewicht).	35
Abb. 27:	Biomasseverlauf [mg/m ³] aller Copepoden, sowie der calanoiden und cyclopoiden Copepoden.	35

Abb. 28:	Biomasseverlauf [mg/m ³] der Cladoceren und von <i>Daphnia longispina</i> und <i>Daphnia galeata</i> .	35
Abb. 29:	Abundanzverlauf [Ind 10 ³ /m ³] von <i>Keratella cochlearis</i> und <i>Kellicottia longispina</i> , sowie der Biomasseverlauf [mg/m ³] des Phytoplanktons unter 10 µm Größe.	36
Abb. 30:	Abundanzverlauf [Ind. 10 ³ /m ³] von <i>Filina terminalis</i> und <i>Ascomorpha</i> spp.	36
Abb. 31:	Abundanzverlauf [Ind 10 ³ /m ³] von <i>Eudiaptomus gracilis</i> und seinen Larvenformen im Turracher See.	38
Abb. 32:	Abundanzverlauf [Ind 10 ³ /m ³] von <i>Cyclops vicinus</i> und seinen Larvenformen im Turracher See.	39
Abb. 33:	Individuendichte [Ind 10 ³ /m ³] der Cladoceren, von <i>Daphnia galeata</i> , <i>D. longispina</i> und die Biomasse des Phytoplanktons [mg/m ³] zwischen 10 und 30 µm Größe.	40
Abb. 34:	Abundanzverlauf [Ind 10 ³ /m ³] von <i>Daphnia</i> sp. ♂, sowie der mittlere Temperaturverlauf [°C] des Epilimnions im Turracher See.	40
Abb. 35:	Abundanzverlauf [Ind 10 ³ /m ³] von <i>Bosmina longirostris</i> und <i>Ceriodaphnia pulchella</i> , sowie der Biomasseverlauf [mg/m ³] der Algen unter 10 µm Größe.	41

Fotoverzeichnis

Foto 1:	Turracher See. Foto: G. Wieser	7
Foto 2:	Beheiztes Seebad beim Hotel Hochschober. Foto: G. Wieser	7
Foto 3:	Bachforelle. Foto: Amt der Kärntner Landesregierung	9
Foto 4:	<i>Asterionella formosa</i> . Foto: G. Santner	30
Foto 5:	<i>Cyclotella</i> sp. (Bacillariophyceae). Foto: M. Schönhuber	30
Foto 6:	<i>Peridinium cinctum</i> fa. <i>westii</i> (Dinophyceae). Foto: J. Mildner	32
Foto 7:	<i>Uroglena</i> sp. (Chrysophyceae). Foto: J. Mildner	32
Foto 8:	Trompetentierchen (<i>Stentor</i> sp.). Foto: G. Santner	33
Foto 9:	<i>Polyarthra vulgaris dolichoptera</i> . Foto: G. Santner	33
Foto 10:	<i>Keratella cochlearis</i> . Foto: G. Santner	36
Foto 11:	<i>Filina terminalis</i> . Foto: G. Santner	37
Foto 12:	<i>Eudiaptomus gracilis</i> , ♀. Foto: G. Santner	37
Foto 13:	Cyclopoider Nauplius. Foto: G. Santner	38
Foto 14:	<i>Daphnia longispina</i> mit erkennbarem Ehippium (gefärbtes Tier). Foto: G. Santner	39
Foto 15:	<i>Daphnia</i> sp., ♂. Foto: G. Santner	41
Foto 16:	<i>Bosmina longirostris</i> , ♀. Foto: G. Santner	41

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Mittelwerte ausgewählter Untersuchungsparameter sowie der Phytoplankton-Biomasse der Jahre 1971, 1980, 1986 und des Schwerpunktjahres 2004.	3
Tab. 2:	Morphometrische Daten des Turracher Sees.	7
Tab. 3:	Fertigstellungsjahre bzw. Baukosten des Kanalisationswesens im Turracher See.	8
Tab. 4:	Fische des Turracher Sees.	9
Tab. 5:	Chemisch-physikalische Untersuchungsmethoden.	10
Tab. 6:	Trophieklassen nach der Gesamt-Phosphor-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] und der Phytoplankton-Biomasse [mg/m^3] (ÖNORM 6231:2001).	11
Tab. 7:	Mittlere Konzentrationen der Elektrolyte [mg/l] über die Wassersäule von 1970 bis 2005.	24
Tab. 8:	Artenspektrum des Phytoplanktons im Turracher See im Untersuchungsjahr 2004.	30
Tab. 9:	Artenspektrum des Zooplanktons im Turracher See im Untersuchungsjahr 2004.	34

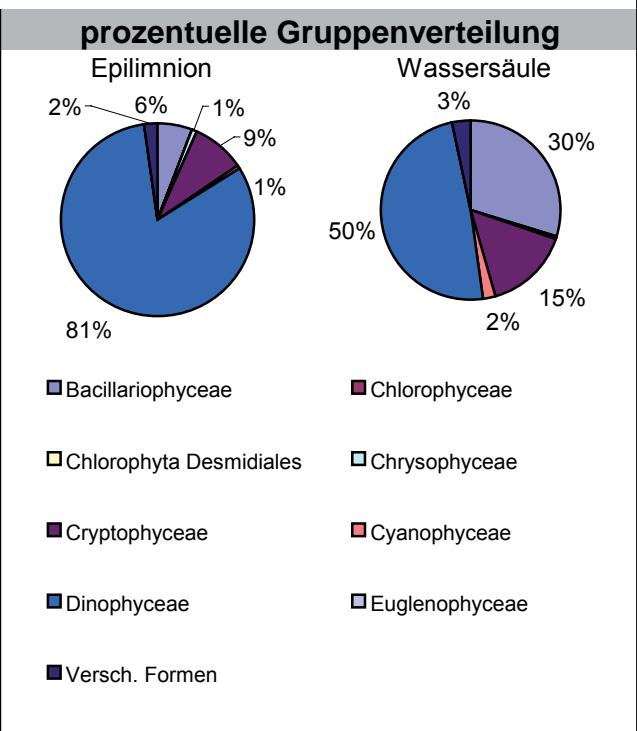
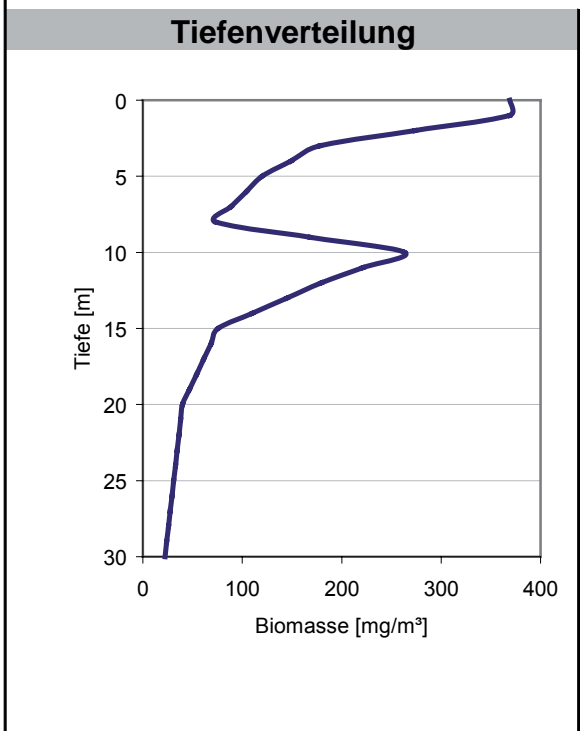
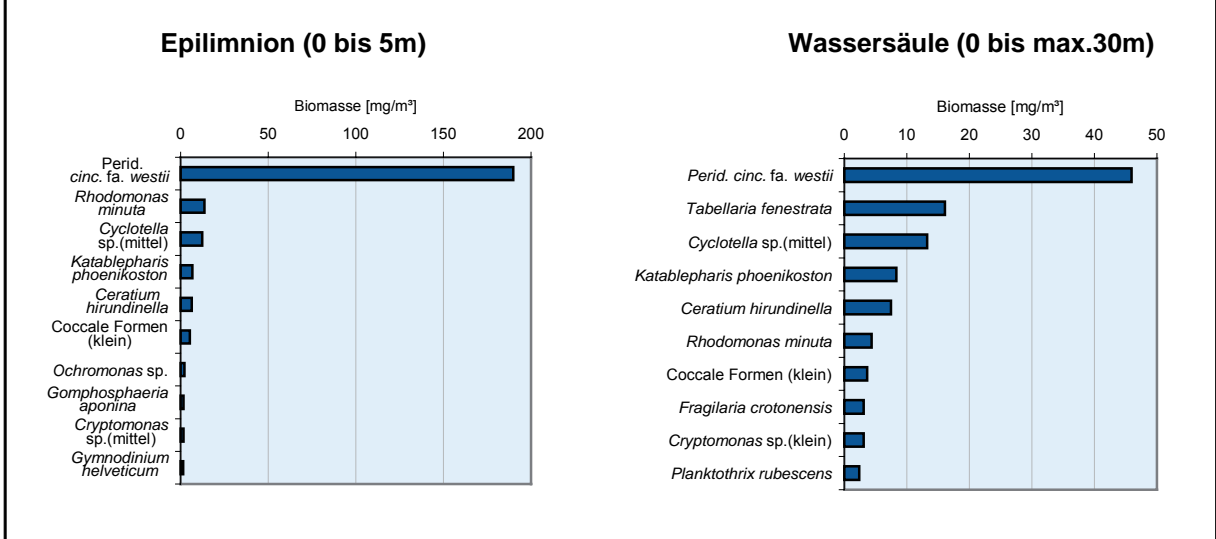
Anhang

Turracher See	Datum	24.02.2004	31.03.2004	26.05.2004	28.06.2004	15.07.2004	09.08.2004	14.09.2004	18.10.2004	23.11.2004	Jahresmittelwert
Sichttiefe [cm]		650	490	420	240	350	530	610	700	400	
pH	Minimum	7,30	7,40	7,60	7,50	7,10	6,90	8,68	7,60	7,60	
	Mittelwert	7,57	7,64	8,85	8,29	7,64	7,76	8,68	8,13	7,80	7,98
	Maximum	8,22	7,80	9,70	8,80	8,90	8,40	8,68	8,40	7,90	
Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Minimum	133,0	130,0	127,0	111,0	115,0	116,0	119,0	123,0	125,0	
	Mittelwert	135,9	138,9	134,0	129,4	126,7	128,6	130,9	134,5	125,3	131,5
	Maximum	141,0	178,0	149,0	144,0	141,0	160,0	182,0	210,0	127,0	
Temperatur [°C]	Minimum	0,1	0,7	3,8	4,2	4,1	4,3	4,7	4,5	2,5	
	Mittelwert	3,1	3,3	5,2	8,5	8,1	10,0	9,9	7,3	2,7	6,5
	Maximum	3,7	3,7	6,7	15,0	12,3	16,5	13,6	8,2	3,2	
O ₂ [mg/l] (Tiefenstufe)	Minimum	2,6 (23 m)	0,6 (24 m)	2,1 (27 m)	1,7 (29 m)	1,5 (30 m)	1,2 (30 m)	0 (25 m)	0 (20 m)	0,1 (30 m)	
	Mittelwert	8,7 (0 m)	7,4 (0 m)	9,1 (0 m)	9,4 (5 m)	8,9 (0-8 m)	9,8 (8 m)	9,1 (10 m)	8,8 (0-5 m)	8,9 (0-5 m)	
O ₂ [%] (Tiefenstufe)	Minimum	25 (23 m)	5 (24 m)	20 (27 m)	16 (29 m)	15 (30 m)	12 (30 m)	0 (25 m)	0 (20 m)	1 (30 m)	
	Mittelwert	76 (0 m)	64 (0 m)	91 (0 m)	108 (5 m)	102 (0-8 m)	107 (8 m)	103 (10 m)	93 (0-5 m)	81 (0-5 m)	
	Maximum	0,22	0,23	0,23	0,15	0,12	0,13	0,11	0,10	0,15	
Nitrat-N [mg/l]	Minimum	0,24	0,24	0,25	0,23	0,20	0,23	0,16	0,15	0,16	0,21
	Mittelwert	0,27	0,28	0,28	0,28	0,29	0,52	0,33	0,32	0,17	
	Maximum	0,005	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,014	0,011
Ammonium-N [mg/l]	Minimum	0,005	0,005	0,013	0,011	0,012	0,009	0,012	0,014	0,015	
	Mittelwert	0,017	0,009	0,063	0,029	0,029	0,014	0,075	0,072	0,016	
	Maximum	0,006	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	
Phosphor Gesamt [mg/l]	Minimum	0,008	0,006	0,008	0,008	0,007	0,008	0,010	0,009	0,007	0,008
	Mittelwert	0,011	0,009	0,010	0,014	0,010	0,017	0,021	0,018	0,010	
	Maximum	0,002	0,002	0,002	0,002	0,004	0,003	0,002	0,003	0,002	0,003
Ortho-Phosphat-Phosphor [mg/l]	Minimum	0,002	0,002	0,002	0,002	0,005	0,003	0,002	0,003	0,003	0,003
	Mittelwert	0,003	0,002	0,002	0,004	0,006	0,004	0,002	0,004	0,004	
	Maximum	3,10	2,81	3,00	2,70	2,53	2,63	2,50	2,65	2,89	3,21
Natrium [mg/l]	Minimum	3,41	3,25	3,38	3,20	3,21	3,01	3,00	3,04	3,04	3,21
	Mittelwert	3,90	4,00	3,90	3,70	4,50	3,70	3,70	3,90	3,90	
	Maximum	0,600	0,631	0,600	0,600	0,600	0,600	0,600	0,627	0,630	0,641
Kalium gelöst [mg/l]	Minimum	0,635	0,665	0,632	0,632	0,638	0,642	0,660	0,665	0,661	
	Mittelwert	0,679	0,696	0,674	0,663	0,692	0,680	0,603	0,748	0,688	
	Maximum	13,95	13,82	12,80	11,60	12,01	11,62	12,80	13,30	13,63	
Calcium gelöst [mg/l]	Minimum	14,28	14,45	13,96	13,24	13,60	12,98	13,64	13,81	13,91	13,76
	Mittelwert	14,76	15,17	15,07	14,82	15,25	14,48	14,78	15,32	14,23	
	Maximum	7,10	7,00	6,61	6,13	6,25	6,16	6,47	6,70	6,75	6,88
Magnesium gelöst [mg/l]	Minimum	7,21	7,08	6,87	6,67	6,82	6,69	6,83	6,90	6,89	
	Mittelwert	7,41	7,24	7,26	7,12	7,45	7,18	7,32	7,33	7,05	
	Maximum	4,47	4,28	4,84	3,92	3,71	3,68	3,48	3,81	4,30	4,83
Chlorid [mg/l]	Minimum	4,80	4,94	5,50	5,06	4,84	4,83	4,43	4,37	4,35	
	Mittelwert	5,52	5,52	6,44	6,08	5,92	5,91	5,64	5,70	4,42	
	Maximum	4,04	4,04	3,87	3,91	3,99	4,03	3,74	3,84	4,36	4,19
Sulfat [mg/l]	Minimum	4,15	4,16	4,00	4,16	4,15	4,15	4,25	4,40	4,40	
	Mittelwert	4,22	4,39	4,17	4,48	4,27	4,26	4,38	4,37	4,46	
	Maximum	1,4	1,3	1,5	1,2	1,5	1,2	1,5	1,4	1,6	1,6
TOC [mg/l]	Minimum	1,5	1,5	1,6	1,5	1,7	1,6	1,9	1,6	1,6	
	Mittelwert	1,6	1,9	1,7	2,3	2,1	1,9	2,2	1,7	1,7	
	Maximum	1,8	1,9	2,2	1,2	0,6	0,2	0,5	0,7	1,4	1,8
Kieselsäure [mg/l]	Minimum	2,0	2,2	2,4	2,1	1,9	1,5	1,5	1,4	1,4	
	Mittelwert	2,7	2,6	3,0	2,9	3,1	3,2	3,5	3,5	3,5	
	Maximum	1,3	1,4	1,3	1,4	1,3	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
Säurebindungsvermögen pH 4,3	Minimum	1,4	1,4	1,4	1,5	1,4	1,4	1,4	1,5	1,4	1,4
	Mittelwert	1,4	1,5	1,5	1,5	1,6	1,5	1,5	1,6	1,5	1,5
	Maximum	1,4	1,5	1,5	1,5	1,6	1,5	1,5	1,6	1,5	1,5

Ergebnisse der quantitativen Phytoplanktonanalyse

Turracher See		Datum: 24.02.2004		
Bearbeiter: Wirkner		Artenzahl: 22		
		Gruppenzahl: 8		
	Epilimnion (0 - 5 m)	Wassersäule (0 - 30 m)	Wassersäule 0 - 30 m (gewichtet)	
Mittelwert:	243	112	163	mg/m³
Minimum:	120	22		mg/m³
Maximum:	369	369		mg/m³

Reihung der 10 häufigsten Arten



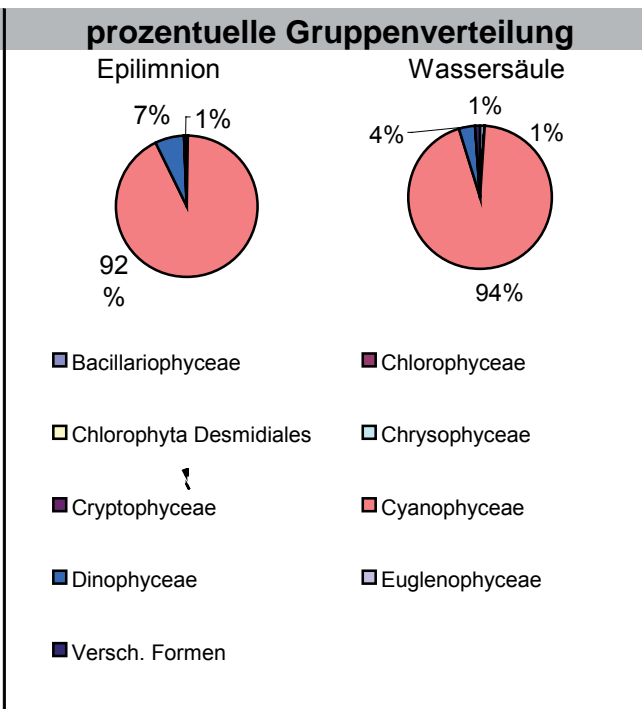
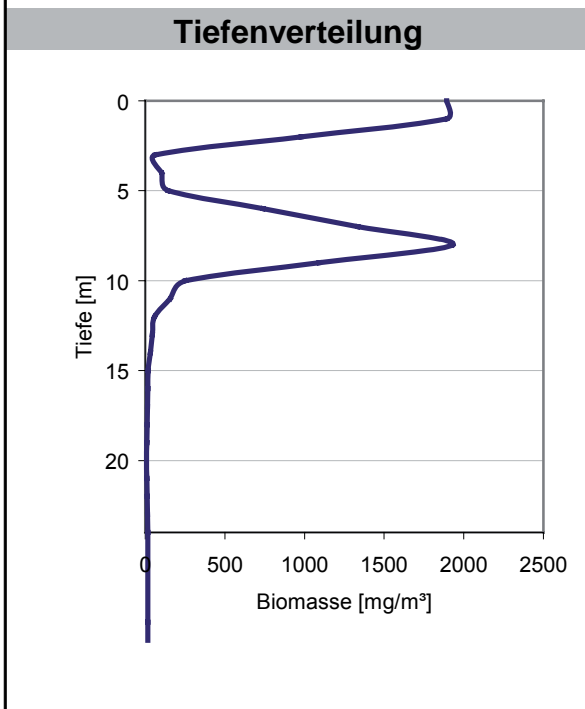
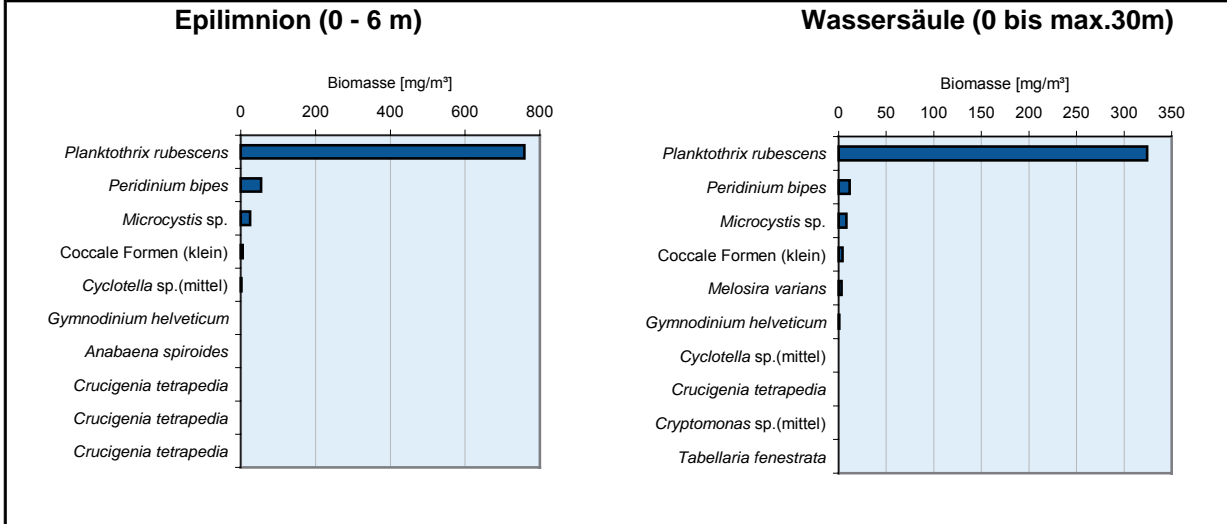
Ergebnisse der quantitativen Phytoplanktonanalyse

Turracher See **Datum: 31.03.2004**

Bearbeiter: Wirkner **Artenzahl: 12**
Gruppenzahl: 6

	Epilimnion (0 - 5 m)	Wassersäule (0 - 30 m)	Wassersäule 0 - 30 m (gewichtet)	
Mittelwert:	846	353	620	mg/m³
Minimum:	64	8		mg/m³
Maximum:	1893	1931		mg/m³

Reihung der 10 häufigsten Arten



Ergebnisse der quantitativen Phytoplanktonanalyse

Turracher See

Datum: 26.05.2004

Bearbeiter: Wirkner

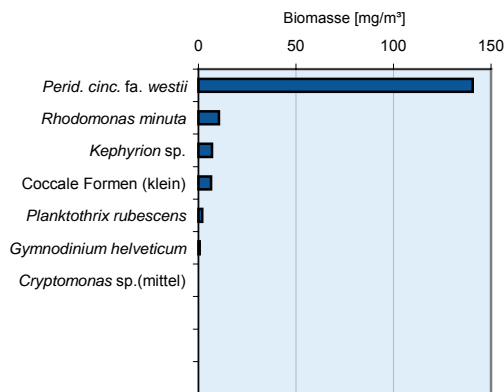
Artenzahl: 7

Gruppenzahl: 5

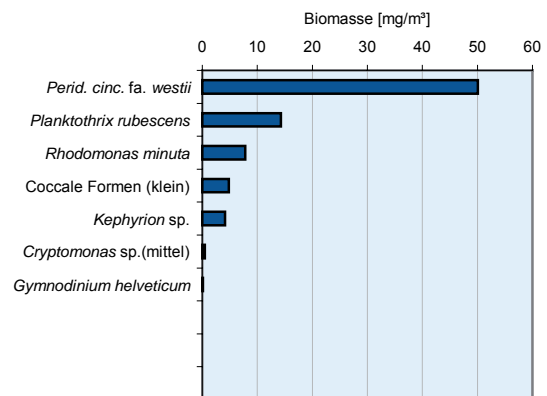
	Epilimnion (0 - 5 m)	Wassersäule (0 - 30 m)	Wassersäule 0 - 30 m (gewichtet)	
Mittelwert:	167	82	117	mg/m ³
Minimum:	48	6		mg/m ³
Maximum:	512	512		mg/m ³

Reihung der 10 häufigsten Arten

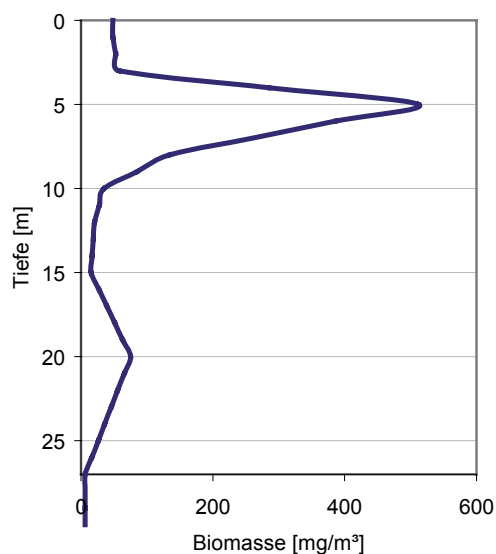
Epilimnion (0 bis 5m)



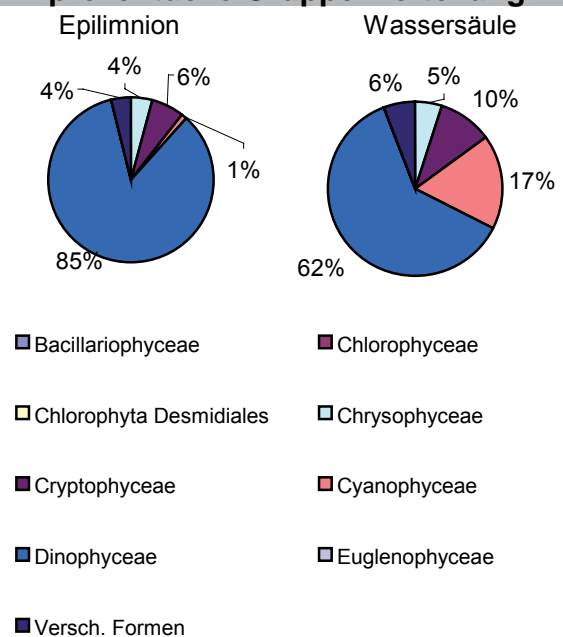
Wassersäule (0 bis max.30m)

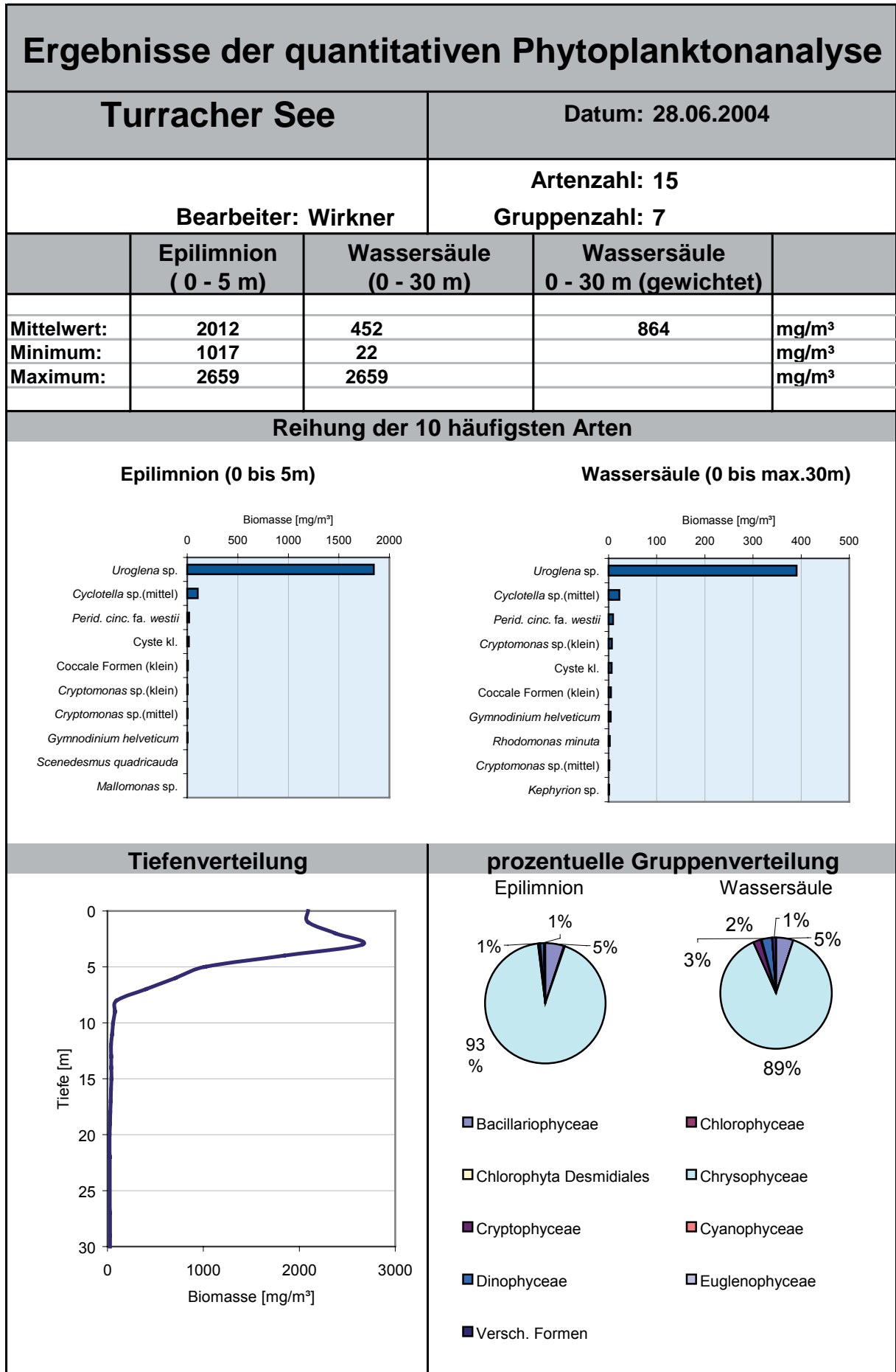


Tiefenverteilung



prozentuelle Gruppenverteilung





Ergebnisse der quantitativen Phytoplanktonanalyse

Turracher See

Datum: 15.07.2004

Bearbeiter: Wirkner

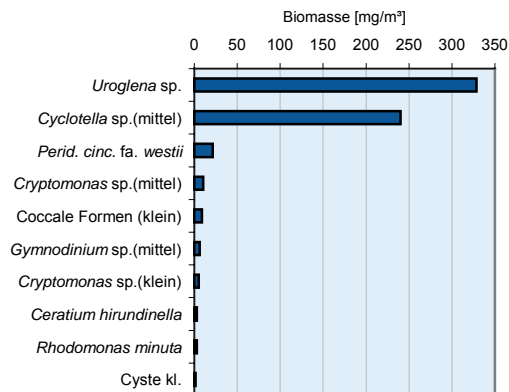
Artenzahl: 13

Gruppenzahl: 6

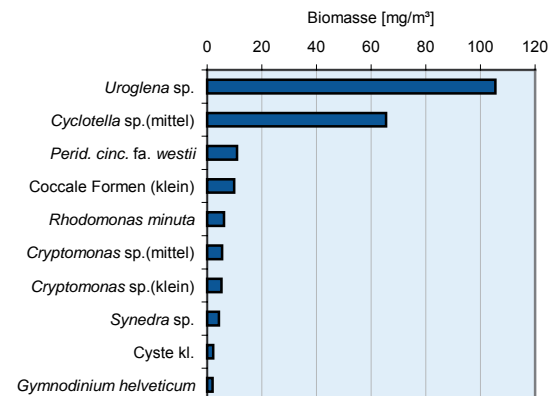
	Epilimnion (0 - 5 m)	Wassersäule (0 - 30 m)	Wassersäule 0 - 30 m (gewichtet)	
Mittelwert:	629	221	363	mg/m ³
Minimum:	532	33		mg/m ³
Maximum:	783	783		mg/m ³

Reihung der 10 häufigsten Arten

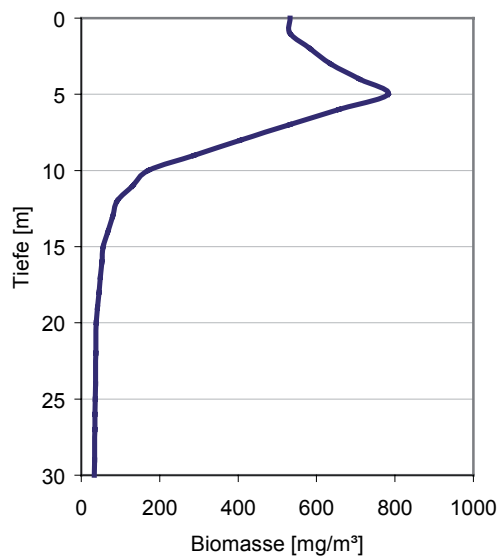
Epilimnion (0 bis 5m)



Wassersäule (0 bis max.30m)

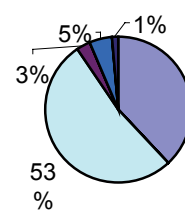


Tiefenverteilung

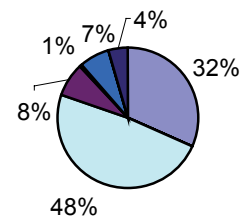


prozentuelle Gruppenverteilung

Epilimnion



Wassersäule



■ Bacillariophyceae

■ Chlorophyceae

■ Chlorophyta Desmidiiales

■ Chrysophyceae

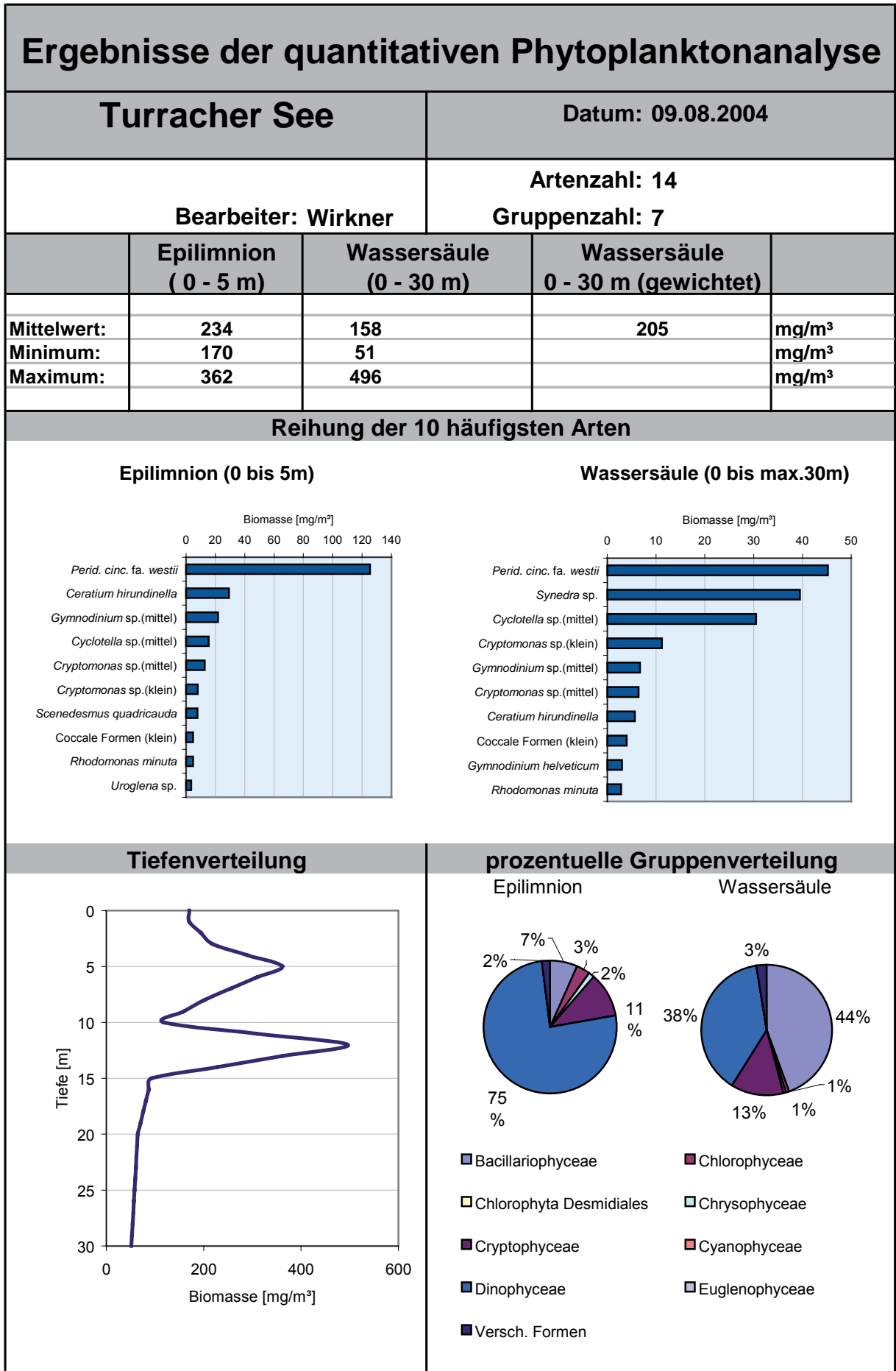
■ Cryptophyceae

■ Cyanophyceae

■ Dinophyceae

■ Euglenophyceae

■ Versch. Formen



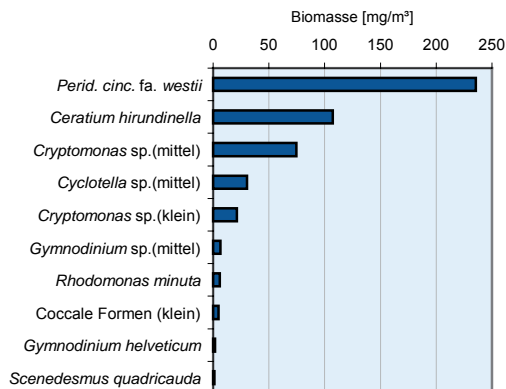
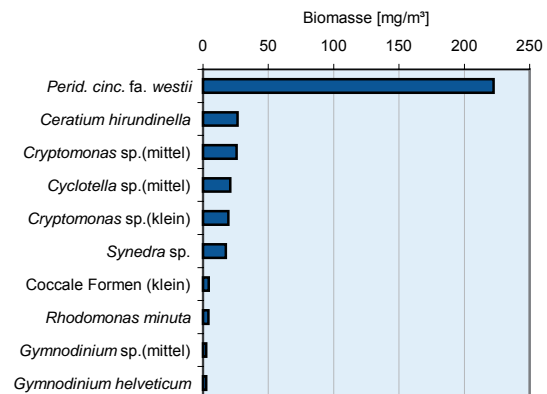
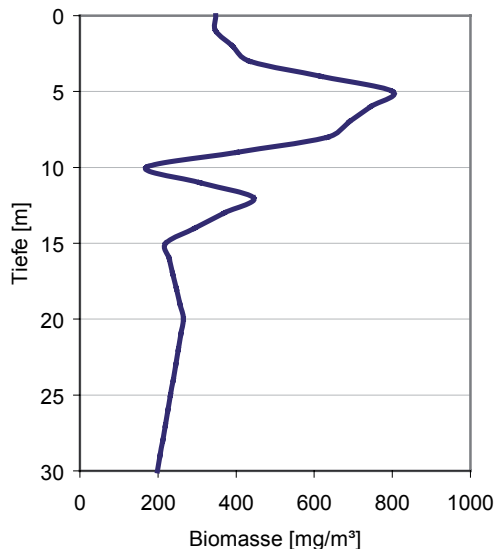
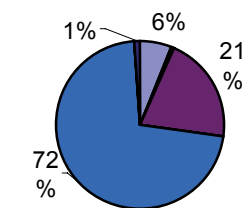
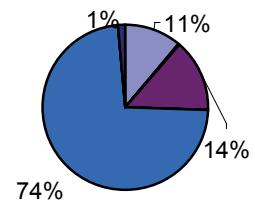
Ergebnisse der quantitativen Phytoplanktonanalyse

Turracher See

Datum: 14.09.2004
Bearbeiter: Wirkner
Artenzahl: 12
Gruppenzahl: 5

	Epilimnion (0 - 5 m)	Wassersäule (0 - 30 m)	Wassersäule 0 - 30 m (gewichtet)	
Mittelwert:	489	346	419	mg/m³
Minimum:	348	170		mg/m³
Maximum:	800	800		mg/m³

Reihung der 10 häufigsten Arten

Epilimnion (0 bis 5m)

Wassersäule (0 bis max.30m)

Tiefenverteilung

prozentuelle Gruppenverteilung
Epilimnion

Wassersäule


■ Bacillariophyceae

■ Chlorophyta Desmidiiales

■ Cryptophyceae

■ Dinophyceae

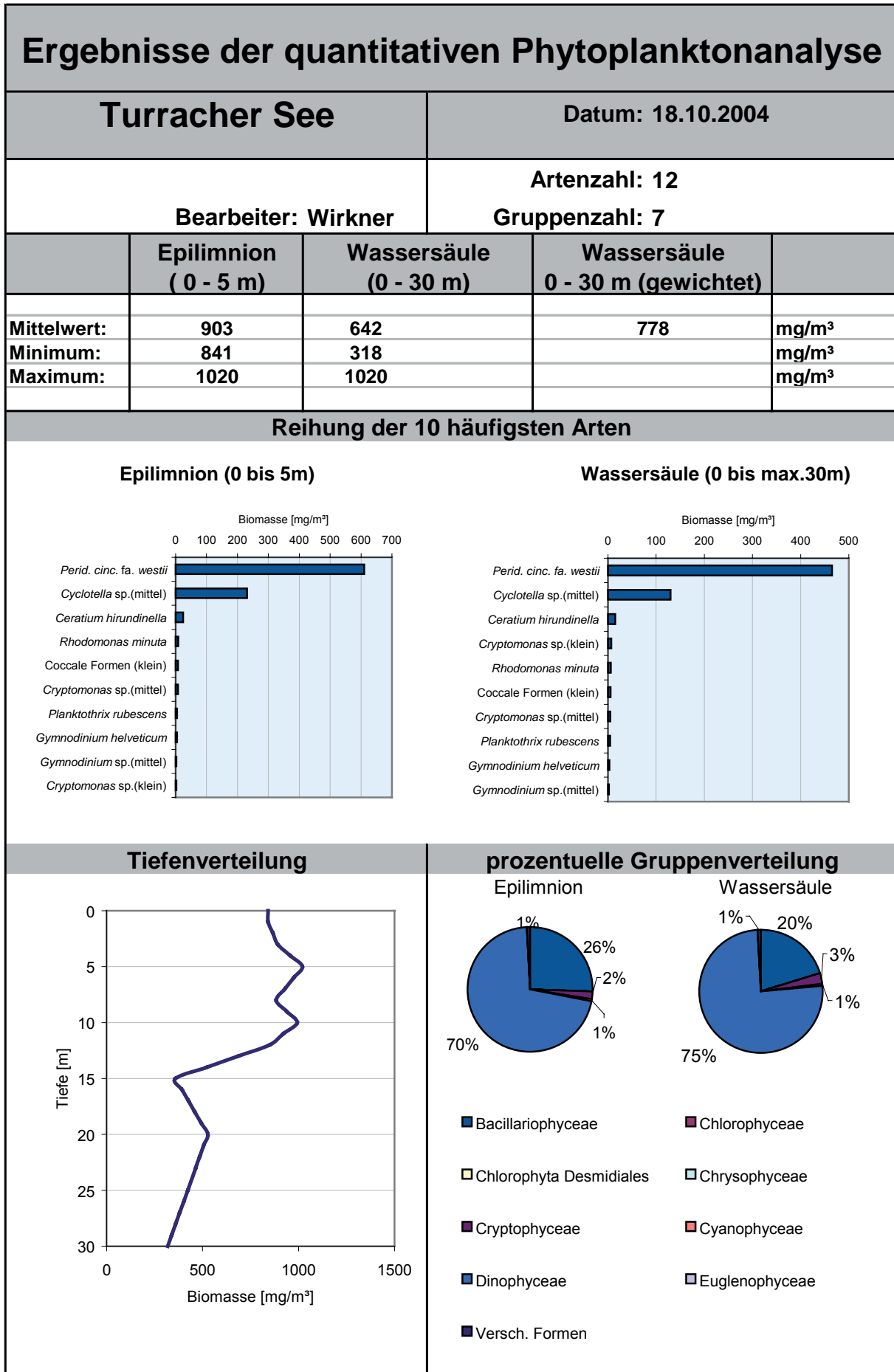
■ Versch. Formen

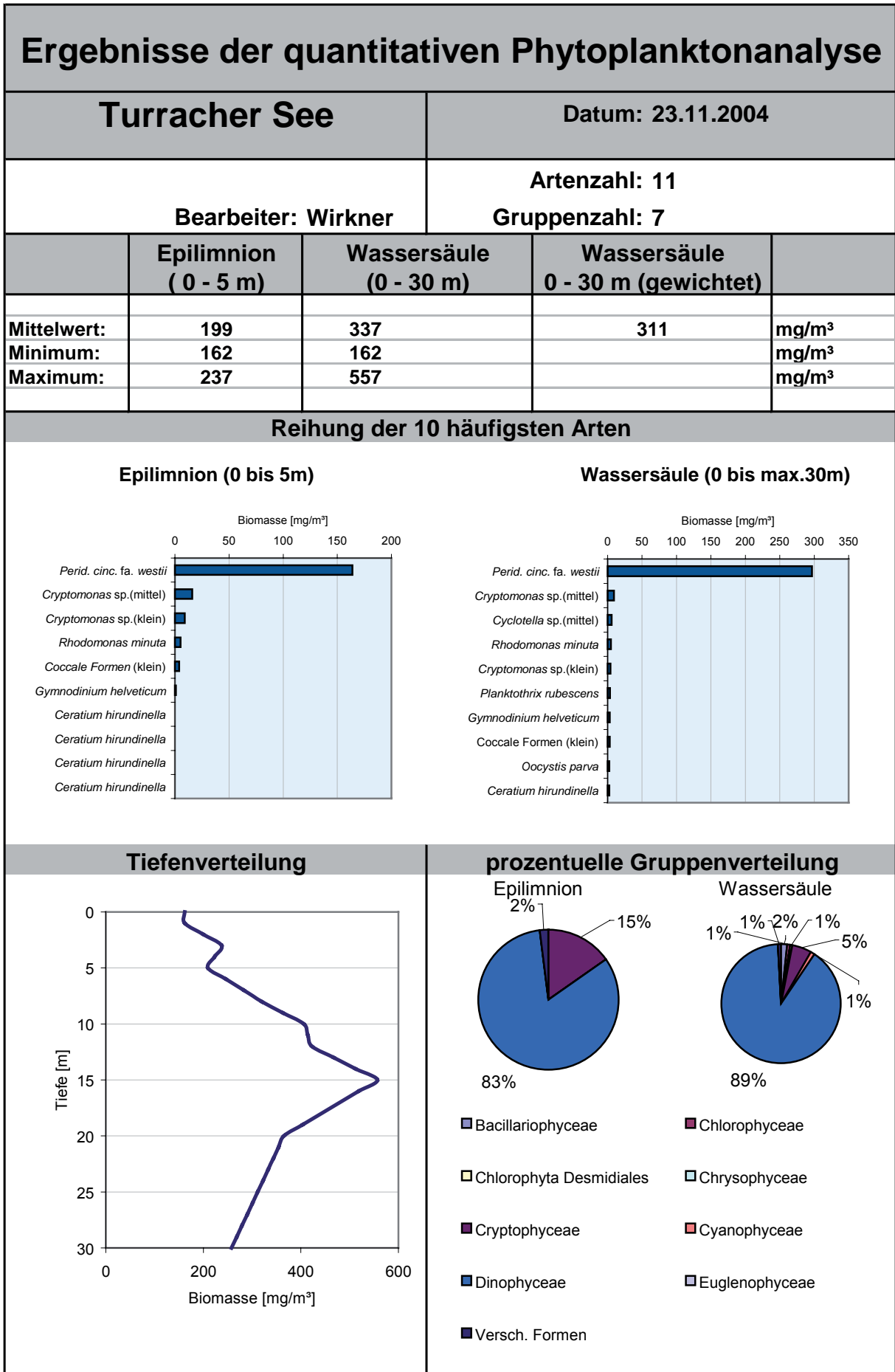
■ Chlorophyceae

■ Chrysophyceae

■ Cyanophyceae

■ Euglenophyceae





Turracher See

T03

Datum: 19.01.2004

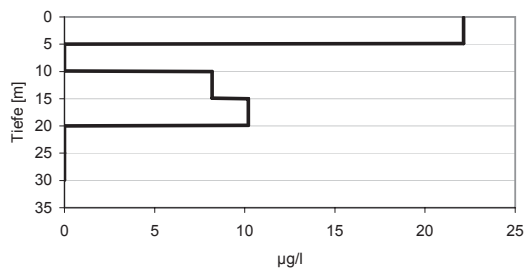
Anzahl Schließnetzzüge: **3** Mittleres Biomasse pro Liter: **13,5 µg/l**
 Maximale beprobte Tiefe: **20 m** Mittleres Individuenzahl pro Liter: **18,9 Ind./l**

Dominierende Arten:

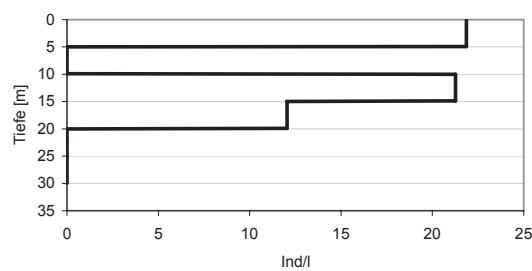
nach Trocken- bzw. Frischgewicht		nach Individuendichte	
1. Eudiaptomus gracilis Weibchen	3,652 µg/l	1. Keratella cochlearis	4,792 Ind./l
2. Eudiaptomus gracilis Copepodid	3,028 µg/l	2. Cycl. Nauplien	4,599 Ind./l
3. Eudiaptomus gracilis Männchen	2,668 µg/l	3. Cycl. Copepodide	2,935 Ind./l
4. Cycl. Copepodide	2,247 µg/l	4. Polyarthra vulgaris-dolichoptera Gruppe	2,108 Ind./l
5. Cycl. Nauplien	0,827 µg/l	5. Eudiaptomus gracilis Nauplius	1,828 Ind./l
6. Eudiaptomus gracilis Nauplius	0,430 µg/l	6. Eudiaptomus gracilis Copepodid	0,965 Ind./l
7. Cyclops vicinus, Männchen	0,411 µg/l	7. Eudiaptomus gracilis Weibchen	0,721 Ind./l
8. Cyclops vicinus, Weibchen	0,222 µg/l	8. Eudiaptomus gracilis Männchen	0,446 Ind./l
9. Polyarthra vulgaris-dolichoptera Grup	0,002 µg/l	9. Cyclops vicinus, Männchen	0,190 Ind./l
10. Asplanchna priodonta	0,001 µg/l	10. Kelllicottia longispina	0,142 Ind./l

Tiefenverteilung

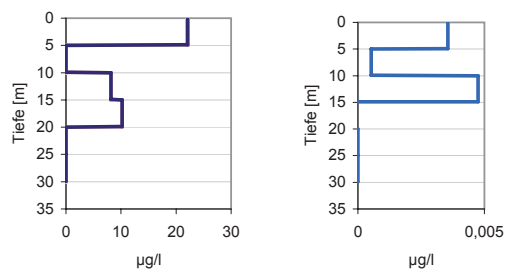
Tiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gesamt)



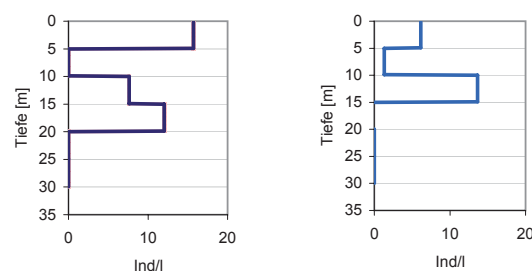
Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gesamt)



Tiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gruppen)



Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gruppen)



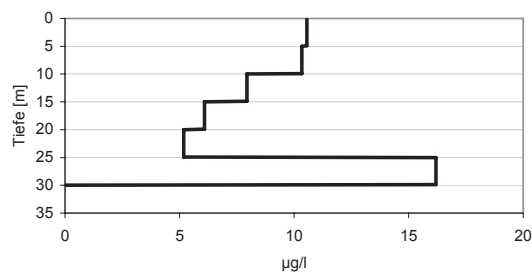
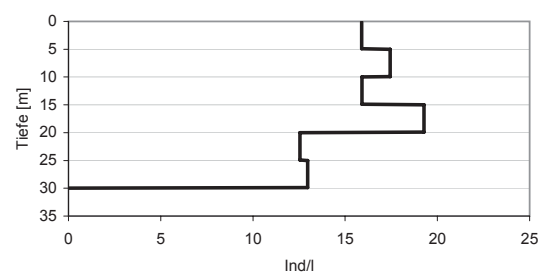
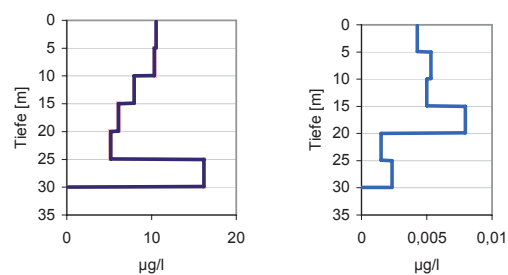
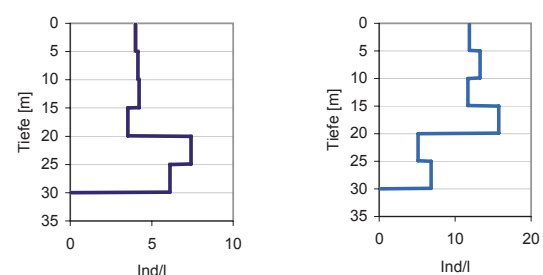
----- Cladocera ----- Copepoda ----- Crustacea gesamt ----- Rotatoria

Turracher See**T03****Datum: 24.02.04**

Anzahl Schließnetzzüge: 6 **Mittleres Biomasse pro Liter:** 9,4 µg/l
Maximale beprobte Tiefe: 30 m **Mittleres Individuenzahl pro Liter:** 15,7 Ind/l

Dominierende Arten:

nach Trocken- bzw. Frischgewicht		nach Individuendichte	
1. Eudiaptomus gracilis Copepodid	4,592 µg/l	1. Filinia longiseta	3,635 Ind./l
2. Eudiaptomus gracilis Weibchen	2,347 µg/l	2. Keratella cochlearis	3,122 Ind./l
3. Eudiaptomus gracilis Männchen	1,681 µg/l	3. Polyarthra vulgaris-dolichoptera Gruppe	2,088 Ind./l
4. Cycl. Nauplien	0,369 µg/l	4. Cycl. Nauplien	2,051 Ind./l
5. Cyclops vicinus, Weibchen	0,168 µg/l	5. Kellicottia longispina	1,788 Ind./l
6. Eudiaptomus gracilis Nauplius	0,112 µg/l	6. Eudiaptomus gracilis Copepodid	1,464 Ind./l
7. Cycl. Copepodide	0,078 µg/l	7. Eudiaptomus gracilis Nauplius	0,478 Ind./l
8. Cyclops vicinus, Männchen	0,029 µg/l	8. Eudiaptomus gracilis Weibchen	0,463 Ind./l
9. Filinia longiseta	0,002 µg/l	9. Eudiaptomus gracilis Männchen	0,281 Ind./l
10. Polyarthra vulgaris-dolichoptera Grup	0,002 µg/l	10. Keratella quadrata	0,115 Ind./l

TiefenverteilungTiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gesamt)Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gesamt)Tiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gruppen)Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gruppen)

Cladocera

Copepoda

Crustacea gesamt

Rotatoria

Turracher See

T03

Datum: 31.03.04

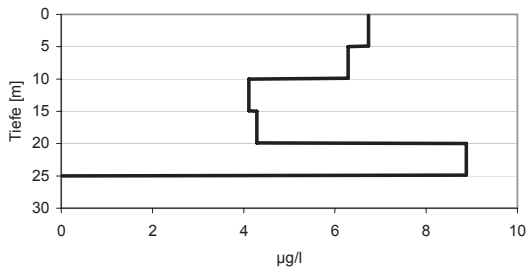
Anzahl Schließnetzzüge: 5 Mittleres Biomasse pro Liter: 6,1 µg/l
 Maximale beprobte Tiefe: 25 m Mittleres Individuenzahl pro Liter: 10,3 Ind/l

Dominierende Arten:

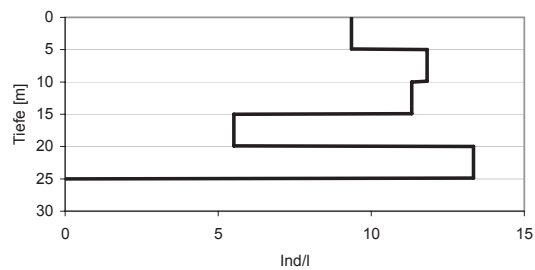
nach Trocken- bzw. Frischgewicht		nach Individuendichte	
1. Eudiaptomus gracilis Copepodid	2,463 µg/l	1. Filinia longiseta	4,771 Ind./l
2. Eudiaptomus gracilis Männchen	1,699 µg/l	2. Keratella cochlearis	1,552 Ind./l
3. Eudiaptomus gracilis Weibchen	1,602 µg/l	3. Eudiaptomus gracilis Nauplius	0,895 Ind./l
4. Eudiaptomus gracilis Nauplius	0,210 µg/l	4. Eudiaptomus gracilis Copepodid	0,785 Ind./l
5. Cycl. Nauplien	0,049 µg/l	5. Polyarthra vulgaris-dolichoptera Gruppe	0,751 Ind./l
6. Cyclops vicinus, Weibchen	0,016 µg/l	6. Kellicottia longispina	0,467 Ind./l
7. Cycl. Copepodide	0,014 µg/l	7. Eudiaptomus gracilis Weibchen	0,316 Ind./l
8. Cyclops vicinus, Männchen	0,004 µg/l	8. Eudiaptomus gracilis Männchen	0,284 Ind./l
9. Filinia longiseta	0,003 µg/l	9. Cycl. Nauplien	0,272 Ind./l
10. Polyarthra vulgaris-dolichoptera Grup	0,001 µg/l	10. Keratella quadrata	0,076 Ind./l

Tiefenverteilung

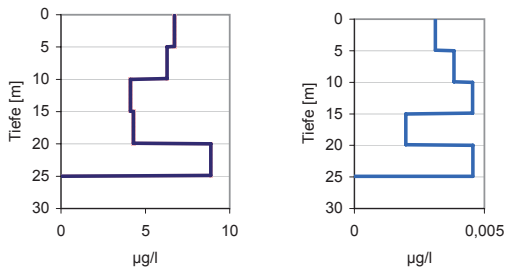
Tiefenverteilung der Biomassenkonzentration (Gesamt)



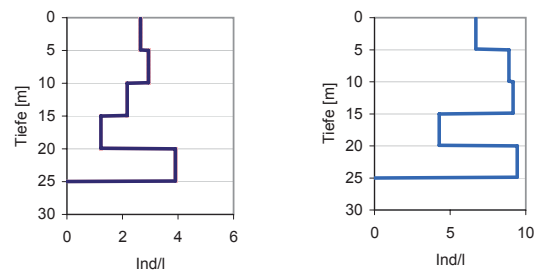
Tiefenverteilung der Individuendichte (Gesamt)



Tiefenverteilung der Biomassenkonzentration (Gruppen)



Tiefenverteilung der Individuendichte (Gruppen)



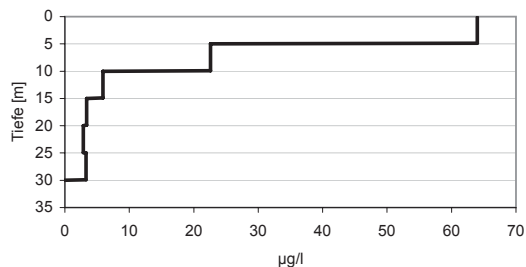
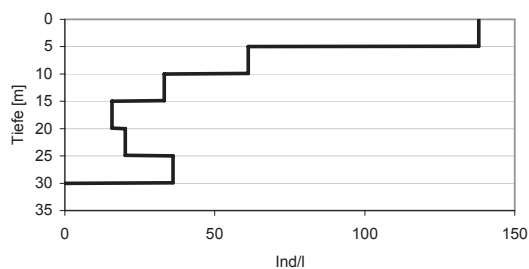
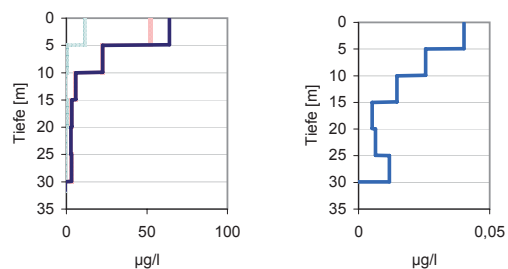
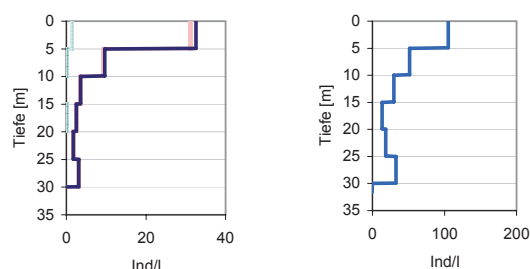
..... Cladocera
 ——— Copepoda
 ——— Crustacea gesamt
 ——— Rotatoria

Turracher See**T03****Datum: 26.05.2004**

Anzahl Schließnetzzüge: 6 **Mittleres Biomasse pro Liter: 16,0 µg/l**
Maximale beprobte Tiefe: 30 m **Mittleres Individuenzahl pro Liter: 48,4 Ind/l**

Dominierende Arten:

nach Trocken- bzw. Frischgewicht		nach Individuendichte	
1. Eudiaptomus gracilis Copepodid	8,123 µg/l	1. Filinia longiseta	18,942 Ind./l
2. Eudiaptomus gracilis Weibchen	2,496 µg/l	2. Ascomorpha ovalis	10,613 Ind./l
3. Eudiaptomus gracilis Männchen	2,181 µg/l	3. Keratella cochlearis	6,173 Ind./l
4. Daphnia galeata	1,124 µg/l	4. Eudiaptomus gracilis Nauplius	3,696 Ind./l
5. Eudiaptomus gracilis Nauplius	0,869 µg/l	5. Eudiaptomus gracilis Copepodid	2,589 Ind./l
6. Daphnia longispina	0,629 µg/l	6. Polyarthra vulgaris-dolichoptera Gruppe	2,304 Ind./l
7. Cyclops vicinus, Weibchen	0,186 µg/l	7. Conochilus unicornis	0,982 Ind./l
8. Cycl. Copepodide	0,139 µg/l	8. Cycl. Nauplien	0,706 Ind./l
9. Cycl. Nauplien	0,127 µg/l	9. Eudiaptomus gracilis Weibchen	0,493 Ind./l
10. Bosmina longirostris	0,086 µg/l	10. Keratella quadrata	0,451 Ind./l

TiefenverteilungTiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gesamt)Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gesamt)Tiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gruppen)Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gruppen)

Cladocera

Copepoda

Crustacea gesamt

Rotatoria

Turracher See

T03

Datum: 15.07.2004

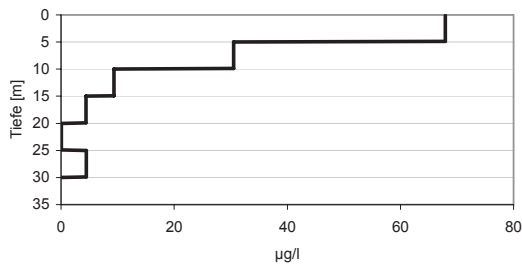
Anzahl Schließnetzzüge: **6** Mittleres Biomasse pro Liter: **17,2 µg/l**
 Maximale beprobte Tiefe: **30 m** Mittleres Individuenzahl pro Liter: **55,5 Ind/l**

Dominierende Arten:

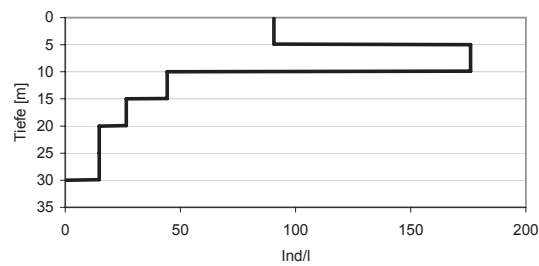
nach Trocken- bzw. Frischgewicht		nach Individuendichte	
1. Daphnia galeata	6,664 µg/l	1. Filinia longiseta	17,646 Ind./l
2. Eudiaptomus gracilis Copepodid	3,157 µg/l	2. Keratella cochlearis	15,095 Ind./l
3. Eudiaptomus gracilis Weibchen	2,534 µg/l	3. Ascomorpha saltans	7,756 Ind./l
4. Eudiaptomus gracilis Männchen	2,074 µg/l	4. Eudiaptomus gracilis Nauplius	5,687 Ind./l
5. Eudiaptomus gracilis Nauplius	1,337 µg/l	5. Keratella quadrata	1,685 Ind./l
6. Daphnia longispina	0,745 µg/l	6. Anuraeopsis fissa	1,640 Ind./l
7. Cycl. Copepodide	0,311 µg/l	7. Polyarthra vulgaris-dolichoptera Gruppe	1,273 Ind./l
8. Cyclops vicinus, Weibchen	0,148 µg/l	8. Eudiaptomus gracilis Copepodid	1,006 Ind./l
9. Bosmina longirostris	0,118 µg/l	9. Kellicottia longispina	0,845 Ind./l
10. Cycl. Nauplien	0,064 µg/l	10. Daphnia galeata	0,658 Ind./l

Tiefenverteilung

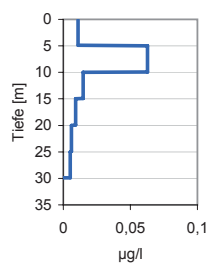
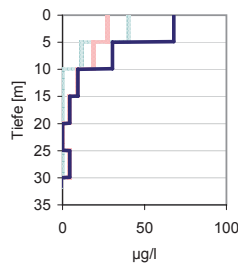
Tiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gesamt)



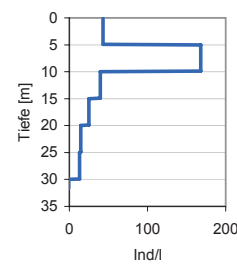
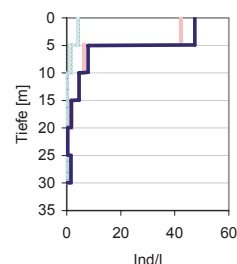
Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gesamt)



Tiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gruppen)



Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gruppen)



Cladocera

Copepoda

Crustacea gesamt

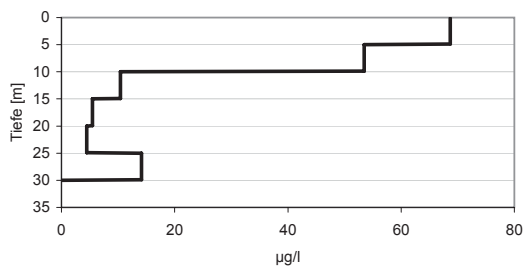
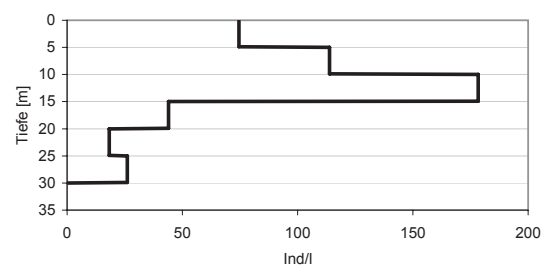
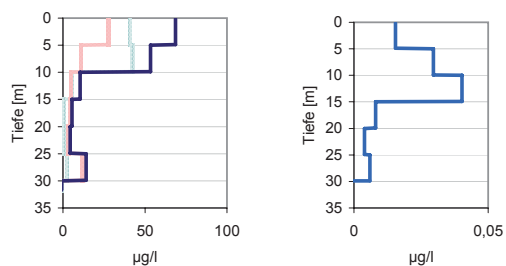
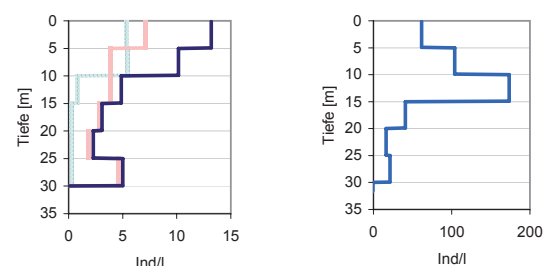
Rotatoria

Turracher See**T03****Datum: 09.08.2004**

Anzahl Schließnetzzüge: 6 **Mittleres Biomasse pro Liter:** 24,7 µg/l
Maximale beprobte Tiefe: 30 m **Mittleres Individuenzahl pro Liter:** 72,6 Ind/l

Dominierende Arten:

nach Trocken- bzw. Frischgewicht		nach Individuendichte	
1. Daphnia galeata	9,769 µg/l	1. Keratella cochlearis	39,317 Ind./l
2. Daphnia longispina	4,440 µg/l	2. Filinia longiseta	13,731 Ind./l
3. Eudiaptomus gracilis Weibchen	3,689 µg/l	3. Ascomorpha saltans	9,462 Ind./l
4. Eudiaptomus gracilis Männchen	3,598 µg/l	4. Kellicottia longispina	2,564 Ind./l
5. Eudiaptomus gracilis Copepodid	1,974 µg/l	5. Cycl. Nauplien	0,990 Ind./l
6. Cyclops vicinus, Weibchen	0,377 µg/l	6. Daphnia galeata	0,964 Ind./l
7. Bosmina longirostris	0,286 µg/l	7. Eudiaptomus gracilis Weibchen	0,728 Ind./l
8. Cycl. Nauplien	0,178 µg/l	8. Eudiaptomus gracilis Copepodid	0,629 Ind./l
9. Cycl. Copepodide	0,170 µg/l	9. Eudiaptomus gracilis Männchen	0,602 Ind./l
10. Eudiaptomus gracilis Nauplius	0,136 µg/l	10. Keratella quadrata	0,584 Ind./l

TiefenverteilungTiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gesamt)Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gesamt)Tiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gruppen)Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gruppen)

Cladocera

Copepoda

Crustacea gesamt

Rotatoria

Turracher See

T03

Datum: 14.09.2004

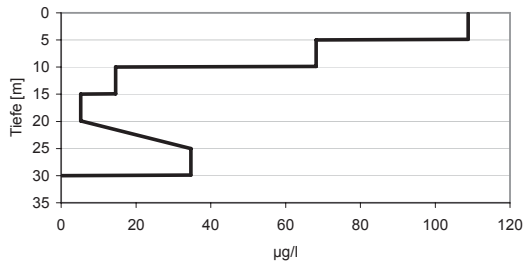
Anzahl Schließnetzzüge: **5** Mittleres Biomasse pro Liter: **42,8 µg/l**
 Maximale beprobte Tiefe: **30 m** Mittleres Individuenzahl pro Liter: **179,0 Ind./l**

Dominierende Arten:

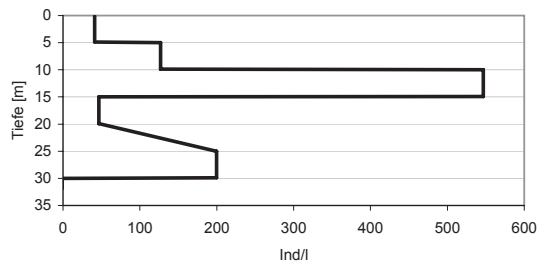
nach Trocken- bzw. Frischgewicht		nach Individuendichte	
1. Daphnia galeata	26,678 µg/l	1. Keratella cochlearis	124,371 Ind./l
2. Daphnia longispina	9,977 µg/l	2. Kellicottia longispina	23,328 Ind./l
3. Eudiaptomus gracilis Männchen	1,887 µg/l	3. Cycl. Nauplien	6,373 Ind./l
4. Eudiaptomus gracilis Weibchen	1,619 µg/l	4. Keratella quadrata	5,037 Ind./l
5. Cycl. Nauplien	1,146 µg/l	5. Ascomorpha saltans	4,591 Ind./l
6. Cyclops vicinus, Weibchen	0,534 µg/l	6. Filinia longiseta	3,582 Ind./l
7. Eudiaptomus gracilis Copepodide	0,308 µg/l	7. Polyarthra vulgaris-dolichoptera Gruppe	3,539 Ind./l
8. Cycl. Copepodide	0,265 µg/l	8. Daphnia galeata	2,634 Ind./l
9. Cyclops vicinus, Männchen	0,221 µg/l	9. Daphnia longispina	1,227 Ind./l
10. Eudiaptomus gracilis Nauplius	0,104 µg/l	10. Daphnia sp. Männchen	0,906 Ind./l

Tiefenverteilung

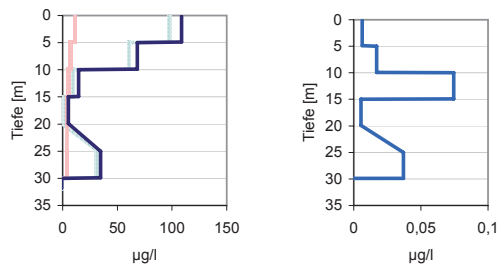
Tiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gesamt)



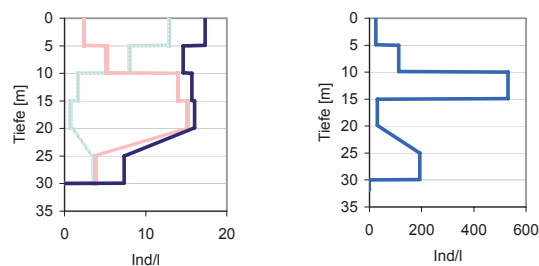
Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gesamt)



Tiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gruppen)



Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gruppen)



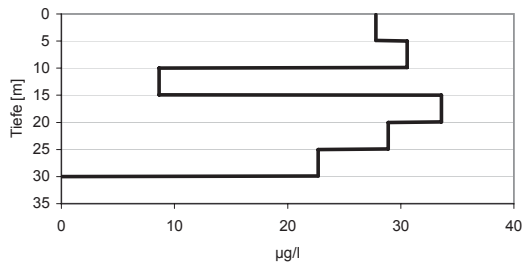
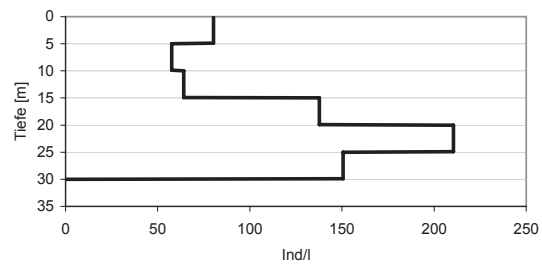
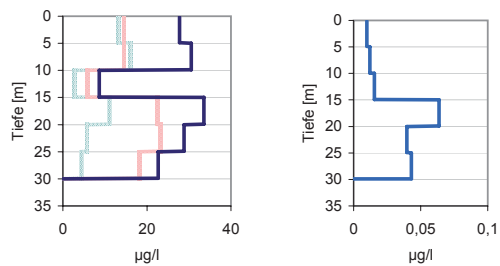
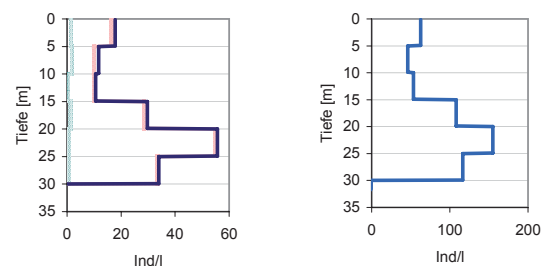
----- Cladocera — Copepoda — Crustacea gesamt — Rotatoria

Turracher See**T03****Datum: 23.11.2004**

Anzahl Schließnetzzüge: 6 **Mittleres Biomasse pro Liter:** 25,0 µg/l
Maximale beprobte Tiefe: 30 m **Mittleres Individuenzahl pro Liter:** 112,9 Ind/l

Dominierende Arten:

nach Trocken- bzw. Frischgewicht		nach Individuendichte	
1. Eudiaptomus gracilis Copepodid	6,612 µg/l	1. Keratella cochlearis	73,269 Ind./l
2. Daphnia galeata	4,707 µg/l	2. Cycl. Nauplien	17,953 Ind./l
3. Daphnia longispina	4,115 µg/l	3. Polyarthra vulgaris-dolichoptera Gruppe	9,819 Ind./l
4. Cycl. Nauplien	3,228 µg/l	4. Cycl. Copepodide	2,468 Ind./l
5. Eudiaptomus gracilis Weibchen	1,893 µg/l	5. Kellicottia longispina	2,143 Ind./l
6. Cycl. Copepodide	1,890 µg/l	6. Eudiaptomus gracilis Copepodid	2,108 Ind./l
7. Eudiaptomus gracilis Männchen	1,556 µg/l	7. Eudiaptomus gracilis Nauplius	1,164 Ind./l
8. Cyclops vicinus, Weibchen	0,353 µg/l	8. Ascomorpha saltans	1,120 Ind./l
9. Cyclops vicinus, Männchen	0,301 µg/l	9. Asplanchna priodonta	0,737 Ind./l
10. Eudiaptomus gracilis Nauplius	0,274 µg/l	10. Daphnia longispina	0,506 Ind./l

TiefenverteilungTiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gesamt)Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gesamt)Tiefenverteilung der **Biomassenkonzentration** (Gruppen)Tiefenverteilung der **Individuendichte** (Gruppen)

Cladocera

Copepoda

Crustacea gesamt

Rotoria

Tiefenkarte des Turracher Sees

