

1. Steirischer Seenbericht

Ergebnisse der limnologischen Untersuchungen
von 1999 – 2007 unter Berücksichtigung
früherer Veröffentlichungen

Fachabteilung 17C Referat Gewässeraufsicht
der Steiermärkischen Landesregierung



Dieser Bericht entstand unter Mitarbeit folgender Personen:

Für den Inhalt verantwortlich

Dr. Hans-Erik Riedl
Mag. Barbara Friehs
Dr. Michael Hochreiter

Erstellt von

Mag. Alfred Ellinger

Probenahme

Mag. Barbara Friehs
Dr. Michael Hochreiter
Mag. Alfred Ellinger
Hubert Beter
Irene Gradwohl
Reinhart Orehovec
Franz Strauß
Heinz Wendt
Petra Zrim

Chemische Untersuchungen

Umweltlaboratorium FA17C
Leiterin: Dip.Ing. Karin Fröhlich

Herausgeber

Amt der Steiermärkischen Landesregierung
Fachabteilung 17C – Technische Umweltkontrolle
Referat Gewässeraufsicht
Landhausgasse 7
A – 8010 Graz

Telefon: +43/(0)316/877-2955 (Fax: +43/(0)316/877-3392)

E-Mail: fa17c@stmk.gv.at

Informationen im Internet: <http://www.umwelt.steiermark.at>

© Jänner 2008

Bei Weitergabe unserer Ergebnisse ersuchen wir um die Quellenangabe. Es wird darauf hingewiesen, dass alle Angaben trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung der Autoren oder des Herausgebers ausgeschlossen ist.

INHALTSVERZEICHNIS

1. ALLGEMEINES	5
2. SPEZIELLE THEMEN.....	6
2.1. WÄRMEHAUSHALT VON SEEN	6
2.2. TROPHIE.....	7
2.3. BEWERTUNG DER BIOLOGISCHEN GEWÄSSERGÜTE STEIRISCHER SEEN	9
2.4. PLANKTON	11
2.5. WASSERRAHMENRICHTLINIE UND SEEN	12
2.6. HABEN DIE UNTERSUCHTEN SEEN „TRINKWASSERQUALITÄT“?.....	15
2.7. SEENFORSCHUNG IN DER STEIERMARK	15
3. METHODIK UND UNTERSUCHTE PARAMETER.....	17
3.1. ENTNAHME DER WASSERPROBEN	17
3.2. WASSERTEMPERATUR	18
3.3. SAUERSTOFF	19
3.4. PH-WERT	20
3.5. LEITFÄHIGKEIT	20
3.6. STICKSTOFF.....	21
3.7. DOC GEHALT	21
3.8. PHOSPHAT.....	22
3.9. CHLOROPHYLL A.....	23
3.10. SICHTTIEFE.....	24
3.11. PLANKTON	25
3.12. PHYTOPLANKTON	26
4. DER ALTAUSSEER SEE	27
4.1. TEMPERATUR.....	29
4.2. SAUERSTOFF	30
4.3. PH – WERT.....	32
4.4. LEITFÄHIGKEIT	33
4.5. NITRAT, NITRIT UND AMMONIUM	33
4.6. DOC.....	34
4.7. PHOSPHOR.....	35
4.8. SICHTTIEFE.....	37
4.9. CHLOROPHYLL A GEHALT	38
4.10. PHYTOPLANKTON	39
4.11. ZOOPLANKTON.....	40
5. DER GRUNDLSEE	43
5.1. TEMPERATUR.....	45
5.2. SAUERSTOFF	46
5.3. PH WERT	49
5.4. LEITFÄHIGKEIT	49
5.5. NITRAT, NITRIT UND AMMONIUM	50
5.6. DOC.....	51

5.7.	PHOSPHOR	51
5.8.	SICHTTIEFE	53
5.9.	CHLOROPHYLL A GEHALT	53
5.10.	PHYTOPLANKTON	54
5.11.	ZOOPLANKTON	56
6.	DER TOPLITZSEE	59
6.1.	TEMPERATUR	61
6.2.	SAUERSTOFF	63
6.3.	PH – WERT	65
6.4.	LEITFÄHIGKEIT	65
6.5.	NITRAT, NITRIT UND AMMONIUM	67
6.6.	DOC	68
6.7.	PHOSPHOR	68
6.8.	SICHTTIEFE	69
6.9.	CHLOROPHYLL A GEHALT	70
6.10.	PHYTOPLANKTON	70
6.11.	ZOOPLANKTON	72
7.	DER ÖDENSEE	75
7.1.	TEMPERATUR	78
7.2.	SAUERSTOFF	79
7.3.	PH – WERT	82
7.4.	LEITFÄHIGKEIT	82
7.5.	NITRAT, NITRIT UND AMMONIUM	83
7.6.	DOC	85
7.7.	PHOSPHOR	85
7.8.	SICHTTIEFE	87
7.9.	CHLOROPHYLL A GEHALT	88
7.10.	PHYTOPLANKTON	88
7.11.	ZOOPLANKTON	89
8.	DER ERLAUFSEE	91
8.1.	TEMPERATUR	94
8.2.	SAUERSTOFF	95
8.3.	PH - WERT	97
8.4.	LEITFÄHIGKEIT	98
8.5.	NITRAT, NITRIT UND AMMONIUM	98
8.6.	DOC	99
8.7.	GESAMTPHOSPHOR	100
8.8.	SICHTTIEFE	102
8.9.	CHLOROPHYLL A GEHALT	102
8.10.	PHYTOPLANKTON	103
8.11.	ZOOPLANKTON	106
9.	DER LEOPOLDSTEINERSEE	109
9.1.	TEMPERATUR	112
9.2.	SAUERSTOFF	113
9.3.	PH - WERT	114
9.4.	LEITFÄHIGKEIT	115
9.5.	NITRAT, NITRIT UND AMMONIUM	116
9.6.	DOC	117

9.7.	GESAMTPHOSPHOR	117
9.8.	SICHTTIEFE.....	118
9.9.	CHLOROPHYLL A GEHALT	119
9.10.	PHYTOPLANKTON	120
9.11.	ZOOPLANKTON.....	121
10.	DER SALZASTAUSEE	123
10.1.	TEMPERATUR.....	125
10.2.	SAUERSTOFF	126
10.3.	PH – WERT.....	128
10.4.	LEITFÄHIGKEIT	128
10.5.	NITRAT, NITRIT UND AMMONIUM	129
10.6.	DOC.....	130
10.7.	PHOSPHOR.....	131
10.8.	SICHTTIEFE.....	132
10.9.	CHLOROPHYLL A GEHALT	132
10.10.	PHYTOPLANKTON	133
10.11.	ZOOPLANKTON.....	135
11.	ZUSAMMENFASSENDER BETRACHTUNG EINIGER PARAMETER	137
11.1.	TEMPERATURVERHÄLTNISSE	137
11.2.	SAUERSTOFFVERHÄLTNISSE.....	138
11.3.	GESAMTPHOSPHOR	140
11.4.	SICHTTIEFE.....	141
11.5.	CHLOROPHYLL A KONZENTRATIONEN.....	142
11.6.	ZUSAMMENFASSUNG SALZASTAUSEE	143
12.	LITERATUR	145

1. ALLGEMEINES

In der Steiermark werden seit 1999 die großen Seen des Landes auf ihren limnologischen Zustand hin untersucht. Die Untersuchungen werden von der Fachabteilung 17C Referat Gewässeraufsicht der Steiermärkischen Landesregierung zweimal jährlich – im Frühjahr und im Sommer - durchgeführt.

Ziel des Untersuchungsprogrammes ist es für folgende Seen die trophische Situation zu ermitteln, um mögliche Veränderungen rechtzeitig erkennen und gegebenenfalls geeignete Maßnahmen setzen zu können:

- Altausseer See
- Grundlsee
- Ödensee
- Erlaufsee
- Leopoldsteinersee
- Toplitzsee
- Salzastausee

Im Rahmen des Programms entnimmt man den Seen an unterschiedlichen Probenstellen Wasserproben. An der jeweiligen tiefsten Stelle werden Proben bis zum Grund gezogen. Als wichtige biologische Komponente in einem stehenden Gewässer wird auch das Plankton untersucht. Um eine gute Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten, werden die Untersuchungen in jedem Jahr möglichst zu denselben Zeitpunkten durchgeführt.

Im vorliegenden Bericht werden größtenteils die Ergebnisse der Jahre 2000 bis 2006 behandelt, da 1999 nur eine Probennahme stattfand und eine vollständige Betrachtung und Bewertung für dieses Jahr daher nicht möglich ist. Gleiches gilt für die Frühjahrstermine 2007, obwohl einige Untersuchungsergebnisse bereits in diesen Bericht einfließen. Der Toplitzsee und der Salzastausee wurden erst ab dem Jahr 2003 in das Monitoringprogramm aufgenommen.

Die limnologischen Verhältnisse und die trophische Situation der untersuchten Gewässer werden im Seenbericht durch die folgenden Parameter behandelt:

- Wassertemperatur
- Sauerstoff (Gehalt und Sättigung)
- pH-Wert
- elektrische Leitfähigkeit
- Stickstoff (Nitrat, Nitrit und Ammonium)
- Gesamtphosphorgehalt
- DOC
- Sichttiefe
- Chlorophyll A Gehalt
- Qualitative Planktonuntersuchungen

Abgesehen von den Beprobungen des Tiefenprofils werden im Rahmen der Untersuchungen an jedem See auch mehrere Randproben entnommen. Da diese im Untersuchungszeitraum keine besonderen Auffälligkeiten zeigten, wurde auf eine explizite Abhandlung verzichtet. Gleiches gilt für einige weitere Routineparameter wie beispielsweise Silikat, Sulfat oder Wasserhärte. Das bedeutet jedoch nicht, dass diese Proben und Parameter auch für das eigentliche Monitoringprogramm von untergeordneter Bedeutung sind. Nur durch eine möglichst umfangreiche Datenlage können natürliche Veränderungen oder etwaige anthropogene Einflüsse plausibel nachvollzogen werden.

Für Vergleichszwecke und zur Abschätzung von Veränderungen wurde versucht möglichst viele frühere Untersuchungen bzw. Daten in den Seenbericht einfließen zu lassen. Um Gemeinsamkeiten oder auch Unterschiede hinsichtlich einiger Parameter aufzuzeigen, sind naturgemäß auch Vergleiche innerhalb der untersuchten Seen bestens geeignet. Auch bei der qualitativen Zusammensetzung des Planktons wird vor allem auf vorangegangene Werke verwiesen. Hierbei zeigten sich jedoch zunächst einige taxonomische und nomenklatorische Unsicherheiten, da zum Beispiel einige planktische Rädertiere früher als Sammelarten zusammengefasst wurden (JERSABEK, 1999). Ebenso traten bei den Artnamen einiger Crustaceen Änderungen auf. Dies trifft vor allem auf die frühere Bezeichnung des Copepoden *Cyclops strenuus* zu (EINSLE, 1993 bzw. JERSABEK, 1999). Der Großteil dieser Unstimmigkeiten konnte jedoch ausgeräumt werden. Als hilfreich erwies sich in diesem Zusammenhang auch ältere Bestimmungsliteratur wie zum Beispiel von SELIGO (1908) oder VOIGT (1916).

2. SPEZIELLE THEMEN

2.1. Wärmehaushalt von Seen

Seen in unseren Breiten weisen pro Jahr einen zweimaligen Wechsel von Zirkulation und Stagnation auf. Während des Winters gibt es zwei Temperaturzonen im See, das kalte Oberflächenwasser (inkl. Eisbedeckung) und das etwa 4°C warme Tiefenwasser. Aufgrund der Dichteanomalie, Wasser hat seine größte Dichte bei etwa 4°C und bei dieser Temperatur auch sein höchstes spezifisches Gewicht, sinken die Tiefentemperaturen von Seen nicht wesentlich unter 4°C. Man spricht von Winterstagnation. Im Frühjahr erwärmt sich das Oberflächenwasser bis es die gleiche Temperatur aufweist wie das Tiefenwasser (Homothermie) und somit der Dichteunterschied aufgehoben wird. Durch Windbewegung werden Wassermassen bis in immer größere Tiefen umgewälzt bis letztendlich der gesamte Wasserkörper durchmischt wird. Diesen Vorgang nennt man Frühjahrszirkulation. Während der Sommermonate bildet sich die Sommerstagnation mit drei wesentlichen Temperaturzonen aus: Das „Epilimnion“ ist jene oberste Wasserschicht, die sich im Sommer am stärksten erwärmt. Diese Schicht reicht, je nach Gewässer, bis in etwa 10 m Tiefe und weist keine allzu großen Temperaturunterschiede auf. Darunter liegt das Metalimnion, auch als Sprungschicht bezeichnet, ein Bereich in dem die Wassertemperatur sehr rasch abnimmt. Die unterste Zone, das Hypolimnion, wird von einer gleichmäßig kalten Wassermasse gebildet. Hier herrschen auch während des Sommers Temperaturen von etwa 4°C. Mit der Abkühlung des Epilimnions im Herbst setzt wieder Homothermie ein, es kommt zur Herbstzirkulation. Seen die bis

zum Grund durchmischen nennt man holomiktisch. Typische Beispiele für den holomiktischen Seentyp wären der Grundlsee, der Altausseer See, der Erlaufsee und der Leopoldsteinersee. Nun gibt es aber auch Seen, die aufgrund einer im Verhältnis zur Tiefe kleineren Wasseroberfläche, eine besonders windgeschützte Lage oder ein besonders salzreiches Tiefenwasser mit höherer Dichte nicht bis zum Grund durchmischen. Bei diesen, auch als meromiktisch bezeichneten Seen, erfasst die im Frühjahr und Herbst stattfindende Umschichtung nicht den gesamten Wasserkörper, sondern nur einen Teil davon. Das nicht durchmischte Tiefenwasser meromiktischer Seen nennt man Monimolimnion. Als typisch meromiktischen See wäre an dieser Stelle der Toplitzsee anzuführen.

2.2. Trophie

Es gibt von Natur aus nährstoffarme (oligotrophe) und nährstoffreiche (eutrophe) Seen. Ein häufig definierter Übergangstyp zwischen beiden Extremen ist der mesotrophe See. Jeder See erfährt von Natur aus im Laufe langer Zeiträume (Jahrhunderte bis Jahrtausende) eine gewisse natürliche Nährstoffanreicherung. Dieser Prozess ist beendet, wenn der See infolge der Sedimentation verlandet. Unter der „Eutrophierung“ (Nährstoffanreicherung) wird dagegen ein Prozess verstanden, der anthropogen bedingt ist und durch erhöhte Zufuhr hauptsächlich von Phosphat durch Niederschläge, Abwässer, Landwirtschaft etc. ausgelöst wird und zu einer Steigerung der pflanzlichen Produktion führt. Diese zivilisationsbedingte Eutrophierung geht wesentlich schneller vor sich. Die Folgen der Eutrophierung wurden von SAMPL & GUSINDE (1982) treffend zusammengefasst und sollen an dieser Stelle wörtlich wiedergegeben werden:

- Mehr Schwebelalgen im See, dadurch trübes Wasser.
- Vorherrschen vor allem jener Planktonalgen, die durch höhere Konzentration an Phosphor und verschiedenen gelösten organischen Substanzen bevorzugt werden, darunter die zur Massenvermehrung und zur Bildung von Schwimmschichten neigenden Blaualgen (Algen- oder Wasserblüten); Auftreten von muffig riechenden Rückständen auf Haut und Kleidung von Badenden; weiters von Ausschlägen, Augenentzündungen und anderen Beschwerden.
- Verkrautung der Seeufer durch wurzelnde Wasserpflanzen und Fadenalgen; Entwicklung starker Algenüberzüge am Gewässergrund, die durch Gasentwicklung an die Wasseroberfläche gerissen werden und dort als stinkende Algenwatten herumschwimmen oder die Strände verschmutzen; starke Vermehrung von Schnecken und Muscheln; Mückenschwärme.
- In der Tiefe des Sees zunehmender Sauerstoffmangel, der zunächst den Lebensraum anspruchsvollerer Fischarten einschränkt und die Bodenfauna verarmen lässt, dann Fische vollständig vertreibt und schließlich in der immer größer werdenden sauerstofffreien Zone reduzierte Substanzen in derartigen Konzentrationen entstehen lässt, dass ihre Oxidation während der Herbst- und Frühjahrszirkulation den ganzen Wasserkörper des Sees für Stunden oder Tage sauerstofffrei machen und ein Fischsterben auslösen kann.

Erste Folgen dieser Eutrophierung zeigten sich 1969 bis 1973 auch in der Steiermark (JAGSCH ET AL. 1982 bzw. SAMPL ET AL. 1982). Beobachtet wurde damals eine „deutliche Zunahme bedenklicher Fäkalverunreinigungen“ im Altaussee See und Grundlsee, der mehrmalige Nachweis von Salmonellen im Seewasser sowie eine Veralgung und Verkrautung der Uferbereiche des Erlaufsees. Durch die Einleitung umfassender Sanierungsmaßnahmen wie Abwasserbeseitigungssysteme, Ortskanalisationen und Kläranlagen wurden rasch Verbesserungen erzielt und schlimmere Folgen abgewendet.

Charakterisierung der Trophiegrade

Um einen besseren Überblick über mögliche Nährstoffsituationen in Seen zu erhalten werden die einzelnen Trophiegrade kurz charakterisiert.

- Oligotrophe Seen: Gewässer dieses Typs sind nährstoffarm und klar. Durch den niedrigen Nährstoffgehalt und die folglich geringe Phytoplanktonproduktion weisen diese Seen hohe sommerliche Sichttiefen von meist über sechs Metern auf. Der Nährstoffgehalt wird üblicherweise über die Gesamtphosphorkonzentration und die Algenproduktion über den Chlorophyll A Gehalt im Seewasser abgeschätzt. Durch die geringe Primärproduktion sedimentiert auch wenig organisches Material am Gewässergrund. Beim Abbau dieses organischen Materials wird den Wasserschichten über dem Sediment Sauerstoff entzogen. In oligotrophen Seen sind während der Sommerstagnation dennoch Sauerstoffsättigungen von über 70% über Grund möglich. Den Hauptfischbestand bilden Salmoniden wie etwa Saiblinge und Forellen. Daneben kommen typischerweise Koppen und Elritzen vor.

Bewertungsschema oligotropher Seen:

Trophiegrad	Sommerliche Sichttiefe	Gesamtphosphor	Chlorophyll A Gehalt
oligotroph	> 6 Meter	< 13 µg/l	< 3 µg/l

- Mesotrophe Seen: Diese Seen weisen immer noch eher geringe Nährstoffkonzentrationen auf. Die Planktonproduktion ist gegenüber dem oligotrophen Typ erhöht. Die sommerliche Sichttiefe beträgt etwa zwei bis fünf Meter. Über Grund können während der sommerlichen Stagnationsphase immer noch 30 – 70% Sauerstoffsättigung gemessen werden. Der Fischbestand setzt sich zunehmend aus Cypriniden wie z. B. Lauben, Rotfedern, Rotaugen, Schleien und Brachsen zusammen. Aber auch Barsche, Hechte und Welse treten häufiger auf.

Bewertungsschema mesotropher Seen:

Trophiegrad	Sommerliche Sichttiefe	Gesamtphosphor	Chlorophyll A Gehalt
mesotroph	2 - 5 Meter	< 40 µg/l	3 - 8 µg/l

- Eutrophe Seen: Aufgrund des Nährstoffreichtums und folglich hohen Phytoplanktonkonzentrationen liegen die sommerlichen Sichttiefen von eutrophen Seen meist nur zwischen 0,5 und 1,5 Metern. Während der Sommerstagnation können sich aufgrund von Abbauprozessen am Seegrund sauerstofffreie Tiefenzonen entwickeln. In eutrophen Seen dominieren die Cypriniden wie etwa Brachsen, Karpfen und Schleien.

Bewertungsschema eutropher Seen:

Trophiegrad	Sommerliche Sichttiefe	Gesamtphosphor	Chlorophyll A Gehalt
eutroph	0,5 - 1,5 Meter	< 100 µg/l	7 - 30 µg/l

- Hypertrophe Seen: Hypertrophe Gewässer weisen übermäßige Nährstoffkonzentrationen auf. Es kommt zu einer Massenentwicklung des pflanzlichen Planktons. Die Sichttiefe liegt oft nur bei wenigen Zentimetern. Tagsüber kommt es, wegen der regen Photosyntheseaktivität der Phytoplankter, zu einer starken Sauerstoffübersättigung in den oberen Schichten des Gewässers, während die Sauerstoffkonzentration bei Nacht deutlich absinkt. Der Gewässergrund kann über längere Zeiträume sauerstofffrei bleiben. Am Boden dominiert aufgrund der Reduktionsprozesse ein schwärzliches Sediment. Wegen der anaeroben Bedingungen kann Schwefelwasserstoff und Methangas entstehen. Das Sediment wird wegen seines Geruches auch als Faulschlamm bezeichnet. Für Fische und andere tierische Organismen, die auf Sauerstoff im Wasser angewiesen sind, stellen hypertrophe Gewässer extreme Lebensräume dar.

Bewertungsschema hypertropher Gewässer:

Trophiegrad	Sommerliche Sichttiefe	Gesamtphosphor	Chlorophyll A Gehalt
hypertroph	< 0,5 Meter	> 100 µg/l	< 40 µg/l

2.3. Bewertung der biologischen Gewässergüte steirischer Seen

Grundsätzliches Ziel des Seenmonitorings in der Steiermark ist die Untersuchung und Überwachung des trophischen Zustands größerer steirischer Seen. Für die Probennahmen wurden zwei limnologisch wichtige Zeitpunkte gewählt. Der erste Untersuchungstermin wird kurz nach der Frühjahrszirkulation angesetzt. An diesem Termin (Mai bis Anfang Juni) ist der Aufbau der kommenden Sommerstagnation schon gut erkennbar. Zu diesem Zeitpunkt sind auch die höchsten Nährstoffkonzentrationen und damit das größte Algenwachstum des Jahres zu erwarten. Mitunter kann es zu einer regelrechten „Frühjahrsexplosion des Phytoplanktons“ mit sehr hohen Chlorophyll A Konzentrationen kommen. Der zweite Termin (Ende August bis Anfang September) entspricht in etwa dem Höhepunkt der sommerlichen Stagnationsphase. An diesem Termin erreichen die Sauerstoffkonzentrationen über Grund jeweils ihr Minimum. Die Sichttiefen sollten durchwegs hoch sein, dennoch kann der Probenentwurf bereits mit einem zweiten Algenmaximum im Herbst zusammentreffen (siehe Plankton). Bei den untersuchten Seen findet die Herbstzirkulation grundsätzlich sehr spät im Jahr, mitunter erst Mitte bis Ende Dezember, statt. Die Frühjahrszirkulation wiederum setzt meist kurz nach

dem Abschmelzen der Eisdecke ein und kann auf ein sehr kurzes Zeitfenster beschränkt sein. Während der Winterstagnation und den beiden Zirkulationen ist in den untersuchten Seen nur ein geringes Algenwachstum zu erwarten.

Zur Einschätzung des jeweiligen Trophiegrades werden die gewonnenen Messdaten teilweise als Mittelwerte dargestellt. Bei (nur) zwei Untersuchungsterminen pro Jahr ist die Bildung von Jahresmittelwerten jedoch nicht unproblematisch, da die Untersuchungstermine so gewählt wurden, dass beispielsweise Nährstoffgehalt, Algenwachstum oder Sauerstoffsituation in ihrer jeweils größten Ausprägung im Jahr gemessen werden können. Die Interpretation der vorliegenden Mittelwerte, ob im Untersuchungszeitraum eine ansteigende oder sinkende Tendenz hinsichtlich der Trophie vorliegt, ist demnach nur mit großer Vorsicht möglich. Vielmehr zeigen die Ergebnisse des Seenmonitorings durchwegs die mögliche Bandbreite von natürlichen Schwankungen. An dieser Stelle wird erwähnt, dass sich ein See nur dann in einem bestimmten trophischen Zustand befindet, wenn er diesen Zustand über mehrere Jahre hält. Neben den oben beschriebenen Trophiegraden gibt es eine ganze Reihe von Sondertypen. So können Seen beispielsweise aufgrund von natürlichen Huminstoffen eine geringe Sichttiefe aufweisen oder tiefe Seen von Natur aus über Grund sauerstofffrei bleiben.

Ähnlich der vom KÄRNTNER INSTITUT FÜR SEENFORSCHUNG (z.B. SCHULZ ET AL. 2006) praktizierten Bewertungsmethode, wurden für den Bericht des steirischen Seenmonitorings epilimnische Gesamtphosphorkonzentrationen (0 – 6 Meter) zur Einschätzung des Trophiegrades herangezogen. Eine weitere Methode besteht darin, den Gesamtphosphor als volumengewichteten Mittelwert über die gesamte Tiefe des Gewässers zu bestimmen. Auf diese Vorgehensweise wurde jedoch verzichtet, da in der Steiermark nicht von allen zu bearbeitenden Seen geeignete Tiefenstufen-Volumina verfügbar sind und unterschiedliche Auswertungsmethoden die unmittelbare Vergleichbarkeit der Datensätze erschweren würden. Das INSTITUT FÜR GEWÄSSERÖKOLOGIE, FISCHEREIBIOLOGIE UND SEENKUNDE (BAW) in Scharfling am Mondsee führt im Rahmen eines Langzeitprojektes regelmäßige limno-chemische Untersuchungen an größeren Seen im Salzkammergut (darunter auch am Altaussee See, am Grundsee und am Toplitzsee) durch (GASSNER ET AL. 2006). Hinsichtlich der Gesamtphosphorkonzentrationen wurden die oben genannten steirischen Gewässer sowohl vom BAW SCHARFLING (volumengewichtete Mittelwerte), als auch im vorliegenden Seenbericht (epilimnische Gesamtphosphorkonzentrationen) eindeutig dem oligotrophen Typ zugeordnet.

Als weitere Kriterien zur Einschätzung des Trophiegrades wurden die sommerliche Sichttiefe und der Chlorophyll A Gehalt gewählt.

Bewertungsschema Wassergüte Seen (Steiermark):

Parameter	Einheit	Trophiegrad			
		oligotroph	mesotroph	eutroph	hypertroph
Sommerliche Sichttiefe	[m]	> 6	2 - 5	0,5 - 1,5	< 0,5
Gesamtphosphor (0-6 Meter)	[µg/l]	< 13	< 40	< 100	> 100
Chlorophyll A Gehalt	[µg/l]	< 3	3 - 8	7 - 30	< 40

2.4. Plankton

Bis etwa zur Mitte des 19. Jahrhunderts war das Plankton noch unbekannt. Das lag daran, dass erstens die Entwicklung von Mikroskopen noch am Anfang stand und zweitens die Planktonorganismen nur in großer Dichte (z.B. durch ein Planktonnetz filtriert) mit freiem Auge gut wahrgenommen werden können. Je nach Gewässer und Jahreszeit erscheint eine Probe dann trüb bis grünlich. Mit der Entwicklung geeigneter Gerätschaften (Mikroskopen bzw. Netzen aus feiner Seidengaze) wurde aus anfänglichen Entdeckungen rasch ein eigener Wissenschaftszweig – die Planktonkunde.

Plankton ist die Gesamtheit der im Freiwasserraum lebenden, mit den Wasserbewegungen passiv treibenden, Organismen. Grundsätzlich setzt sich die Lebensgemeinschaft des Planktons aus dem tierischen Plankton - dem Zooplankton und dem pflanzlichen Plankton - dem Phytoplankton zusammen.

Das Phytoplankton wird von der großen und artenreichen Gruppe der Algen gebildet. Den Großteil des Seenplanktons bilden Grünalgen (Chlorophyceen), Kieselalgen (Diatomeen), Blaualgen (Cyanophyceen), Cryptomonaden, Chrysophyceen, Peridineen und Desmidiaceen. Phytoplankter betreiben Photosynthese, bauen also mit Hilfe des Sonnenlichts unter Aufnahme von Kohlendioxid und Abgabe von Sauerstoff organische Stoffe auf. Da das pflanzliche Plankton vom Sonnenlicht abhängig ist, bewohnt es die oberen, mit Licht durchfluteten Zonen im See.

Das Zooplankton setzt sich zum Großteil aus Wasserflöhen (Cladoceren), Ruderfußkrebse (Copepoden), Rädertieren (Rotatorien) und Einzellern (Protozoen) zusammen. Das tierische Plankton ist im Gegensatz zum Phytoplankton nicht auf die oberflächlichen Schichten eines Sees beschränkt sondern kann auch in größeren Tiefen vorkommen. Zudem sind viele Cladoceren und Copepoden zu Vertikalwanderungen fähig. Sie wandern gegen Abend zur Wasseroberfläche und verlassen diese erst am Morgen. Die Mehrzahl der Zooplankter sind in ihrer Ernährung vom Phytoplankton abhängig und gehören nach ihrer Ernährungsweise zu den „Filtrierern“. Manche Arten verwerten jedoch auch Bakterien, abgestorbene Algen und sonstige organische Substanzen. Räuber bilden eher die Ausnahme. Das Zooplankton ist wiederum eine bedeutende Nahrungsquelle für Fische.

Jahreszeitlich bestehen große Unterschiede hinsichtlich der Zusammensetzung des Planktons. Diese Änderungen laufen meist Jahr für Jahr in gleicher Weise ab. Arten erscheinen für eine bestimmte Zeit, erreichen ihr Maximum und verschwinden wieder um von anderen Arten abgelöst zu werden. Es gibt jedoch auch Plankter, die während des ganzen Jahres in gleicher Menge vertreten sind. Während des Winters ist die Algenbesiedlung allgemein gering, da aufgrund der Eisbedeckung nur wenig Licht in die Tiefe gelangt. Im Frühjahr steigt das Algenwachstum dann stark an. Die Sichttiefe im See geht deutlich zurück. Das Phytoplankton dominiert, da das Zooplankton noch in geringer Besiedlungsdichte vorhanden ist. Meist um den Juni erreicht auch das Zooplankton größere Bestandsdichten, da genügend Phytoplankton als Nahrung vorhanden ist. Zudem können die Pflanzennährstoffe bereits knapp werden. Die Phytoplanktonkonzentration geht stark zurück und die Sichttiefe im See nimmt wieder deutlich zu. Man spricht vom sogenannten „Klarwasserstadium“. Im Herbst nimmt die Populationsdichte des Zooplanktons ab, es dominiert noch einmal das Phytoplankton.

2.5. Wasserrahmenrichtlinie und Seen

Die europäische Wasserpolitik wurde durch die im Jahr 2000 in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie (EU WASSERRAHMENRICHTLINIE 2000/60/EG - WRRL) grundlegend reformiert. Sie dient der Schaffung eines neuen Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer (also Seen und Flüsse), der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers. EU-Richtlinien sind für Mitgliedsstaaten bindend und müssen in nationales Recht übertragen werden. Diese Umsetzung wurde im ÖSTERREICHISCHEN WASSERRECHTSGESETZ 1959 (WRG, BGBl. Nr. 252/90 idgF) mit der Novelle BGBl. I 82/2003 vollzogen.

Die Zielsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ist es, für alle Gewässer bis spätestens zum Jahr 2015 den „guten Zustand“ zu erreichen. Dieses Ziel beinhaltet die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung (Verschlechterungsverbot) sowie Schutz und Verbesserung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt (Verbesserungsgebot). In einem „Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan“ ist genau festzulegen, wie und wann diese Ziele erreicht werden sollen. Als erster Schritt wurde die sogenannte „Ist-Bestandsanalyse“ durchgeführt. Darin wurden die Gewässer beschrieben und Belastungen auf die Oberflächengewässer und Grundwässer erhoben. Dies führte zu einer Einschätzung des Risikos, die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu verfehlen. Der Bericht zur Ist-Bestandsanalyse wurde im März 2005 von der Bundesregierung zur Kenntnis genommen und der Europäischen Kommission übermittelt.

Zur Ist-Bestandsanalyse stehender Gewässer (BMLFUW, 2005):

Die Einhaltung der Umweltziele gemäß WRG ist anhand von sogenannten „Wasserkörpern“ zu kontrollieren. Bei der Wasserkörpereinteilung wurde jedes stehende Gewässer als eigener Wasserkörper definiert.

Risikoabschätzung (BMLFUW, 2005):

Oberflächenwasserkörper von stehenden Gewässern wurden den Kategorien „kein Risiko“ und „sicheres Risiko“ zugeteilt. Kein Risiko bedeutet: Für diese Wasserkörper kann auf Grund des derzeitigen Datenbestandes davon ausgegangen werden, dass das Erreichen der Umweltziele nach WRG nicht gefährdet ist. In diesem Wasserkörper werden keine zukünftigen Verbesserungsmaßnahmen nötig sein. Sicheres Risiko bedeutet: Für diese Wasserkörper ist auf Grund des derzeitigen Datenbestandes das Risiko gegeben, dass die Umweltziele verfehlt werden. Es müssen Maßnahmen gesetzt werden, um die Umweltziele zu erreichen.

Für die Risikoabschätzung stehender Gewässer wurden folgende Komponenten bzw. Belastungen herangezogen:

Schadstoffe:

- Um die Auswirkungen von Schadstoffen auf Oberflächengewässer abschätzen zu können, wurden für Österreich spezielle Listen von Stoffen und Stoffgruppen ausgearbeitet und Umweltqualitätsnormen festgelegt. Die Einhaltung dieser Normen wird in Fließgewässern durch ein Messnetz routinemäßig überwacht. Bei stehenden Gewässern ist die Belastungssituation durch spezielle Studien, nicht aber im Rahmen eines nationalen Monitoringnetzwerkes, erfolgt. Grundsätzlich gilt bei den stehenden Gewässern die gleiche Vorgangsweise wie bei den Fließgewässern, die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für die Erfassung einer signifikanten Belastung heranzuziehen.

Allgemeine chemisch-physikalische Komponenten einschließlich der biologischen Gewässergüte:

- Bezogen auf die allgemeinen chemisch-physikalischen Komponenten sowie die biologische Gewässergüte wird ein stehendes Gewässer dann als signifikant belastet angesehen, wenn die aktuelle Trophiebewertung um mehr als eine Halbstufe vom trophischen Grundzustand (bei natürlichen Gewässern) bzw. vom trophischen Referenzzustand (bei künstlichen Gewässern) abweicht. Diese Bewertung ist auch die Basis für die Risikobewertung.
- Hinsichtlich der ökologischen Auswirkungen von Wärmeeinleitungen wird davon ausgegangen, dass diese sich auch in den biologischen Verhältnissen widerspiegeln müssen und mit der biologischen Gewässergüte indirekt miterfasst werden.
- Bezogen auf die Versauerung ist anzuführen, dass ein großer Teil des österreichischen Bundesgebietes günstige geologische Voraussetzungen, nämlich leicht verwitterbares Kalkgestein aufweist, das auch hohen Depositionsraten aus sauren Niederschlägen auf lange Zeit Widerstand leisten kann. Hinsichtlich der Komponente „Versalzung“ liegen keinerlei Hinweise bzgl. möglicher signifikanter anthropogener Belastungen vor.

Hydromorphologie:

- Als signifikante hydromorphologische Belastungen wurden in Österreich die Nutzung des stehenden Gewässers als Speichersee und/oder anthropogen bedingte Wasserspiegelschwankungen, bei denen die Differenz zwischen minimalen und maximalen monatlichen Wasserstand mehr als 1 m beträgt, definiert. Grundsätzlich ist also eine signifikante Belastung gegeben, wenn die Größe bzw. Tiefe des stehenden Gewässers maßgeblich verändert wurde bzw. ein Typwechsel erfolgt ist.
- Bei sonstigen Belastungen (Siedlungstätigkeiten, Hochwasserschutzmaßnahmen) ist es bisher nicht gelungen wissenschaftlich abgesicherte, konkrete Maßzahlen für die Definition einer signifikanten Belastung abzuleiten, bei denen ein direkter Zusammenhang mit der Verfehlung des guten ökologischen Zustandes gemäß WRG belegt ist.

Risikoeinstufung steirischer stehender Gewässer > 50 ha:

Wasser- körper Nr.	Name	Risiko Trophie	Risiko Schadstoffe	Risiko Hydro- morphologie	Gesamtrisiko
45010	Grundlsee	kein Risiko	kein Risiko	kein Risiko	kein Risiko
45011	Altausseer See	kein Risiko	kein Risiko	kein Risiko	kein Risiko
45009	Toplitzsee	kein Risiko	kein Risiko	kein Risiko	kein Risiko
45018	Erlaufsee	kein Risiko	kein Risiko	kein Risiko	kein Risiko

Mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurde seit Beginn 2007 per Verordnung (GEWÄSSERZUSTANDSÜBERWACHUNGSVERORDNUNG, GZÜV BGBL II NR. 479/2006) ein neues Gewässerüberwachungsprogramm gestartet. Diese Überwachung basiert auf den Ergebnissen der Ist-Bestandsanalyse. Obwohl bei steirischen Seen > 50 ha **kein Risiko der Zielverfehlung** besteht, werden dennoch der Grundlsee, der Altausseer See und der Erlaufsee im Rahmen eines „Überblicksmessnetzes“ kontinuierlich untersucht um einen generellen Überblick über den aktuellen Zustand zu erhalten und um langfristige Veränderungen aufzuzeigen. Von nun an sind diese drei Seen viermal jährlich (zur Frühjahrszirkulation, am Beginn der Sommerstagnation, am Höhepunkt der Sommerstagnation und am Ende der Sommerstagnation) zu beproben. Zusätzlich werden quantitative Untersuchungen des Phytoplanktons durchgeführt. Am Altausseer See, der nebenbei als Referenzmessstelle für den „sehr guten Zustand“ ausgewählt wurde, werden 2007 auch die Fische und untergetauchte Wasserpflanzen (Makrophyten) untersucht. Das Monitoring der übrigen Seen (Toplitzsee, Ödensee, Leopoldsteinersee und Salzastausee) wird weiterhin zweimal jährlich durchgeführt.

Risikoeinschätzung der steirischen Seeabflüsse > 100 km² Einzugsgebiet (BMLFUW, 2005)

Die Ist-Bestandsanalyse wurde bis dato nur für Fließgewässer mit Einzugsgebieten von über 100 km² durchgeführt. Kleinere Gewässer folgen in weiteren Bearbeitungsschritten. So sind derzeit die Seeabflüsse des Ödenseses (Ödenseer Traun bzw. Kainischtraun) und des Leopoldsteinersees (Seebach) noch nicht berücksichtigt. Im Gegensatz zu stehenden Gewässern (entweder „sicheres Risiko“ oder „kein Risiko“) wurde bei Fließgewässern zusätzlich die Risikokategorie: „Risiko nicht einstuftbar“ eingeführt. Diese Kategorie beinhaltet zwei Gruppen von Wasserkörpern: 1. Jene, bei denen keine ausreichenden Daten/Informationen über Belastungen vorliegen, um überhaupt eine Gefährdungsabschätzung durchführen zu können und 2. Wasserkörper, bei denen zwar signifikante Belastungen vorliegen, aber noch zu wenig Information/Wissen über die tatsächlichen Auswirkungen vorhanden ist, um ihre Auswirkungen im Bezug auf die Gefährdung der Umweltziele einschätzen zu können. In diese zweite Gruppe fallen die Seeabflüsse des Grundlsees (Grundlsee Traun, vom Grundlsee bis Bad Aussee) bzw. des Erlaufsees (Erlauf, vom Erlaufsee bis zur steirischen Landesgrenze). Die Altausseer Traun (vom Altausseer See bis Bad Aussee) ist aufgrund von morphologischen Belastungen mit einem „sicheren Risiko“ der Zielverfehlung eingeschätzt worden. Der Salzastausee und der untere Salzabach (vom Stausee bis zur Einmündung in die Enns) waren ebenfalls mit einem „sicheren Risiko“ zu bewerten. Am Salzastausee wurden die Belastungen Morphologie, Querbauwerke und Stau festgestellt, während im

Unterlauf (Salzabach) in erster Linie der „Schwall“ zu einem sicheren Risiko führt. Im Toplitzbach, dem Seeabfluss des Toplitzsees, konnten keine signifikanten Belastungen festgestellt werden. Alle genannten Wasserkörper (mit möglichem oder sicherem Risiko) weisen durchwegs hydrologische Belastungen auf. Aus stofflicher Sicht (Nährstoffe, Kohlenstoff, Wassergüte und Schadstoffe) liegt kein Risiko vor. Den tatsächlichen ökologischen Zustand der Fließgewässer > 100 km² soll nun ein 2007 gestartetes Fließgewässermonitoring zeigen.

2.6. Haben die untersuchten Seen „Trinkwasserqualität“?

Diese Frage wird in Zusammenhang mit Oberflächengewässern immer wieder gestellt. Trinkwasser ist ein Lebensmittel und demnach in rechtlicher Hinsicht strengen Qualitätsansprüchen unterworfen. Das Inverkehrbringen von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser) wird durch das LEBENSMITTELSICHERHEITS- UND VERBRAUCHERSCHUTZGESETZ– LMSVG, BGBl. I NR. 13/2006 idgF geregelt. Nach dem ÖSTERREICHISCHES LEBENSMITTELBUCH (KAPITEL B1 TRINKWASSER) ist Trinkwasser jenes Wasser, das im natürlichen Zustand oder nach Aufbereitung geeignet ist, vom Menschen ohne Gefährdung seiner Gesundheit verzehrt zu werden, und das geruchlich, geschmacklich und dem Aussehen nach einwandfrei ist. Um diese Qualität für den menschlichen Gebrauch zu gewährleisten, sind für die Beurteilung von Trinkwässern eigene und umfangreiche Untersuchungen beziehungsweise Überprüfungen vorgesehen. Diese beinhalten, neben chemisch-physikalischen Parameterblöcken mit zulässigen Höchstkonzentrationen usw., beispielsweise auch hygienische Anforderungen. Viele dieser Kriterien sind für Oberflächengewässer natürlich nicht vorgesehen und fallen verständlicherweise auch nicht in den Aufgabenbereich des Seenmonitorings. Trinkwasser (im Sinne des Lebensmittelbuches bzw. dessen Nutzung für den menschlichen Gebrauch) und Oberflächenwasser sind demnach getrennt zu betrachten. Ebenso wenig können die Ergebnisse des Seenmonitorings zur Qualitätsbestimmung der Badestellen in den untersuchten Gewässern herangezogen werden. Hierfür sind wiederum eigene Überprüfungen, aufgrund der RICHTLINIE DES RATES DER EUROPÄISCHEN UNION ÜBER DIE QUALITÄT DER BADEGEWÄSSER (76/160/EWG vom 8. Dezember 1975), die durch das BÄDERHYGIENEGESETZ (BGBl. Nr. 1996/658) bzw. die BÄDERHYGIENEVERORDNUNG (BGBl. II/420/1998) umgesetzt wurde, vorgesehen. Diese Überprüfungen finden grundsätzlich während der Badesaison statt und beinhalten auch mikrobiologische und hygienische Parameter. Bei der Feststellung einer Gesundheitsgefährdung kann durch die Sanitätsbehörde ein Badeverbot erwirkt werden.

2.7. Seenforschung in der Steiermark

Die wohl frühesten Aufzeichnungen über steirische Seen betreffen fischereiliche Belange. Vor allem Saiblinge und Forellen aus den Seen des Salzkammergutes waren seit jeher hochgeschätzte Lebensmittel. Bereits im 18. Jahrhundert waren die Fischereirechte auch an gewisse Schutzmaßnahmen gebunden. In einer Vereinbarung aus dem Jahr 1748 heißt es: „Er verpflichtet sich, den Lahngang-, Toplitz- und Grundlsee ordnungsgemäß zu befischen und aus den beiden letzteren Saiblinge nur in Zahlfishgröße zu fangen, kleinere aber wieder ins Wasser zu setzen (aus WALLNER, 1911).“ Eine Zusammenfassung von Fischereirechten, Abgaben

(Fischzins), Ausfangzahlen etc. findet sich in der „Geschichte des Fischereiwesens in der Steiermark“ von JULIUS WALLNER aus dem Jahr 1911.

Bereits am Anfang des 20. Jahrhunderts wurden dann an einigen größeren steirischen Seen erste hydrobiologische Untersuchungen durchgeführt. Zu dieser Zeit waren gerade einmal die wichtigsten morphometrischen Grunddaten, wie beispielsweise die Seefläche oder die Tiefenverhältnisse, dieser Seen bekannt. Das Hauptinteresse dieser frühen Studien (z.B. KEISSLER, 1902 bzw. 1907 oder BREHM & ZEDERBAUER, 1902) galt dabei der Erforschung des Planktons. Eine Erkenntnis von KEISSLER (1907) bestand beispielsweise darin, dass auch benachbarte Seen zur gleichen Jahreszeit ein ganz verschiedenes Plankton führen können.

Eine erste umfassende limnologische Studie über den Grundlsee, die neben Planktonorganismen auch Temperaturverhältnisse, Sichttiefen, Wasserpflanzen, Fische und die Litoral bzw. Bodenfauna beinhaltet, wurde von HAEMPEL im Jahr 1922 veröffentlicht. Einige Jahre später untersuchte MORTON (1932) die Schichtungsverhältnisse am Altausseer-, Toplitz- und Ödensee. In den Jahren 1933 und 1934 wurden von Wilhelm SCHMIDT (1934) umfangreiche Temperaturmessungen in den größeren Seen des steirischen Salzkammergutes bzw. am Leopoldsteinersee und am Packer Stausee organisiert. Der Meteorologe konnte dabei einen Zusammenhang zwischen Luftbewegungen und den Temperaturverhältnissen in den Gewässern nachweisen. Die ersten quantitativen Planktonanalysen und weitere bedeutende chemisch- physikalische Grunddaten von größeren Seen in der Steiermark entstammen Untersuchungsfahrten von FRANZ RUTTNER (1938). Der größte Teil der Messungen konnte dabei, mittels eines „für die feldmäßige Arbeit besonders eingerichteten Laboratoriumswagen“, direkt an Ort und Stelle ausgeführt werden. Auch bei heutigen limnologischen Untersuchungen werden wichtige Parameter (z.B. Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit, pH und Chlorophyll A Gehalt) nach Möglichkeit vor Ort gemessen. Demnach war RUTTNER in gewissem Sinne seiner Zeit voraus.

Aus limnologischer Sicht waren die 50er Jahre vor allem durch das Wirken von Karl STUNDL geprägt. STUNDL untersuchte nicht nur die limnologischen Verhältnisse der größeren Seen (1953), sondern forschte auch an steirischen Gebirgsseen (1953) und an künstlichen Gewässern wie zum Beispiel Stauseen (1955). In den 60er Jahren wurden im Rahmen von Dissertationen umfassende limnologische und gewässerökologische Bestandsaufnahmen z.B. am Erlaufsee (SAMPL, 1964), am Leopoldsteinersee (METZ, 1966) und am Grünen See bei Tragöss (BRETSCHKO, 1963) durchgeführt. Diese Gewässer wurden dabei über mehrere Jahre hindurch kontinuierlich untersucht.

In den 70er Jahren waren aufgrund von Abwasserproblemen an einigen größeren Seen Eutrophierungserscheinungen festzustellen. Durch Untersuchungsprogramme (z.B. JAGSCH ET AL. 1982) konnte belegt werden, dass die daraufhin durchgeführten Sanierungsmaßnahmen eine rasche Verbesserung der Situation bewirkten.

Neben den größeren Gewässern wurden in der Steiermark auch immer wieder gewässerökologische Untersuchungen an Gebirgsseen (z.B. BAUER & ZÖTL 1962, NAGL 1971, PSENNER 1989) und an Badeseen (z.B. ERNET ET AL. 1973-1975-1979, HÖLLINGER ET AL. 1981, PICHLER-SEMELROCK ET AL. 1995) durchgeführt. Die heutigen Untersuchungsprogramme, wie das steirische Seenmonitoring oder die Güteerhebungen des INSTITUTES FÜR GEWÄSSERÖKOLOGIE UND SEENKUNDE (GASSNER ET AL. 2006), dienen vermehrt der Überwachung der limnologischen und trophischen Verhältnisse in unseren Seen.

3. METHODIK UND UNTERSUCHTE PARAMETER

3.1. Entnahme der Wasserproben

Limnologische Messungen bzw. die Entnahme von Wasserproben aus unterschiedlichen Tiefen eines Sees gestalten sich verständlicherweise methodisch schwieriger als Probennahmen an Kleingewässern. Neben Booten sind auch umfangreiche Gerätschaften notwendig, die in den anschließenden Kapiteln kurz erklärt werden. Die im Rahmen des Seenmonitorings eingesetzten Boote werden durchwegs bei Bootsverleihen vor Ort angemietet.



Abb. 1: Probenahme am Grundlsee

Da Seen grundsätzlich über der größten Tiefe zu beproben sind, wird die tiefste Stelle des Sees durch Abfahren mit einem Handecholot (Fa. UWITEC) bestimmt. Um an jedem Termin die Proben exakt aus denselben Tiefen (z.B. 20m, 40m, 50m) entnehmen zu können, wird eine am Boot montierte Winde (Fa. UWITEC) mit Anzeigergerät verwendet. Diese Winde ermöglicht zudem das Hochholen größerer Probenmengen aus der Tiefe. Für die Probenahme wird ein sogenannter „Ruttnerschöpfer“ (Fa. UWITEC) mit 5 Liter Volumen eingesetzt (Abb. 2). Dabei handelt es sich um einen Schöpfzylinder, der durch zwei Abdeckungen oben und unten verschlossen werden kann. Beim Hinunterlassen des Zylinders sind diese Abdeckungen geöffnet, so dass Wasser durch den Schöpfer hindurchströmt. In der gewünschten Tiefe kann der Ruttnerschöpfer geschlossen und hochgeholt werden.

Dabei verhindern die mit Dichtungen versehenen Abdeckungen ein Vermischen mit anderen Wasserschichten während des Hochziehens.



Abb. 2: Winde; Ruttner-Schöpfer



Abb. 3: Aufarbeitung der Wasserproben

Zunächst wird im Boot pH Wert und Leitfähigkeit der Proben gemessen. Für die Bestimmung einiger Parameter (DOC und Gesamtphosphor filtriert) sind diese noch vor Ort durch Membrane zu filtrieren (Abb. 3). Anschließend werden die Proben je nach Analyseverfahren getrennt in unterschiedliche Behältnisse abgefüllt und in thermoisolierten Boxen zur Weiterverarbeitung ins Labor gebracht.

3.2. Wassertemperatur

Die präzise Kenntnis der Temperaturverhältnisse ist bei Seenuntersuchungen immer von Bedeutung. Die Wassertemperatur beeinflusst viele biologische, chemische und physikalische Prozesse im Gewässer. So vermindert sich beispielsweise mit zunehmender Temperatur und abnehmendem Druck die Löslichkeit eines Gases (z.B. Sauerstoff) im Wasser (Henrysches Gesetz). Durch sogenannte „Tiefenprofile“, damit sind kontinuierliche Temperaturmessungen vom Grund des Sees an der tiefsten Stelle bis zur Oberfläche gemeint, erhält man Aufschluss über die thermischen Schichtungsprozesse im Gewässer.

Früher verwendete man zur Messung von Wassertemperaturen noch gängige, an Wasserschöpfern montierte Quecksilberthermometer. Während dem Hochziehen der Wasserprobe bestand jedoch immer das Problem, dass das Thermometer auf wärmere Wasserschichten reagierte. Deswegen wurden sogenannte Kippthermometer (SCHWOERBEL, 1994) entwickelt, die es ermöglichten das Messergebnis an Ort und Stelle zu fixieren. Heute verwendet man zur Temperaturmessung meist elektronische Digitalthermometer. Im Rahmen des Seenmonitorings wird eine Tauchsonde - Fa. WTW eingesetzt (siehe auch Sauerstoffmessungen). Diese Sonde wird über ein Kabel in die Tiefe abgelassen, misst an Ort und Stelle die Wassertemperatur und überträgt die Daten auf ein Anzeigegerät im Boot. Da das Gerät fast trägheitsfrei arbeitet, gelingt es in kurzer Zeit ein präzises, hochauflösendes Temperaturprofil zu erhalten.

3.3. Sauerstoff

Der Eintrag von Sauerstoff in Seen erfolgt über die Atmosphäre, die Photosynthese und gegebenenfalls über den Eintrag durch Zubringer. Der Sauerstoff wird durch vertikale Wasserbewegungen in die Tiefe des Sees verfrachtet. Verbraucht wird Sauerstoff durch die Atmung der Organismen, den Abbau organischer Stoffe und den Verlust an die Atmosphäre. Bei jeder Zirkulation eines holomiktischen Sees gelangt sauerstoffreiches Wasser bis zum Grund des Sees. Während der Sommerstagnation nimmt der Sauerstoffgehalt in der Tiefe je nach Gewässer mehr oder weniger stark ab. Je mehr organische Substanz (abgestorbene Plankter, Detritus etc.) in das Hypolimnion absinkt, desto mehr Sauerstoff wird für die tierische Atmung und den bakteriellen Abbau verbraucht. Im Epilimnion dagegen wird während der Sommerstagnation durch den Sauerstoffeintrag über die Atmosphäre und durch rege Photosyntheseaktivität des pflanzlichen Planktons oftmals eine Sauerstoffübersättigung gemessen. In meromiktischen Seen können im Hypolimnion während des gesamten Jahres höchstens Spuren von Sauerstoff nachgewiesen werden.

Die Möglichkeit der Darstellung von Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung im Tiefenprofil ist zur Aufklärung von Schichtungsprozessen unerlässlich. Zwar sind die grundlegenden Abläufe seit langem bekannt, jedoch können von Jahr zu Jahr starke Unterschiede auftreten. Erwärmt sich beispielsweise das Seewasser im Frühjahr zu rasch und ist daher das Zeitfenster für eine Frühjahrszirkulation sehr knapp, so gelangt von Natur aus weniger Sauerstoff in die Tiefe. Dementsprechend ist zu beobachten, ob sauerstofffreie Tiefenzonen im See entstehen und ob sich diese, bei meromiktischen Seen von Natur aus sauerstofffreien Bereiche, auf höhere Wasserschichten ausbreiten.

Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung werden im Rahmen des Seenmonitorings kontinuierlich im Tiefenprofil mittels einer Tiefensonde (Fa. WTW) gemessen (Abb. 4). Diese Sonde wird über ein Kabel in die Tiefe abgelassen und überträgt die Messdaten auf ein Anzeigegerät im Boot (Abb. 5). Diese elektrometrische Methode basiert darauf, dass der im Wasser gelöste Sauerstoff an der Oberfläche einer Edelmetallelektrode reduziert wird. Dadurch tritt ein elektrischer Strom auf, anhand dessen die Sauerstoffkonzentration im Wasser berechnet wird. Eine in die Tauchsonde integrierte Turbine sorgt dafür, dass die Sonde kontinuierlich mit Seewasser angeströmt wird, wie dies methodisch bedingt bei Sauerstoffmessungen erforderlich ist. Der Sauerstoffgehalt wird in mg/l, die Sauerstoffsättigung in Prozent angegeben. Die Löslichkeit von Sauerstoff hängt von Luftdruck und Wassertemperatur ab. Bei niedrigen Temperaturen kann mehr Sauerstoff im Wasser gelöst sein als bei hohen Temperaturen. Die prozentuale Sauerstoffsättigung des Tiefenwassers während der Sommerstagnation kann auch als Hilfsmittel zur trophischen Einstufung herangezogen werden.



Abb. 4: Sauerstoffsonde



Abb. 5: Anzeigegerät

3.4. pH-Wert

Der pH-Wert ist der negative Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration. Wasser mit dem pH-Wert 7 ist neutral, 0-7 sauer und 7-14 alkalisch. Natürlich vorkommendes Wasser schwankt um pH 7, die Extremwerte liegen bei pH 12 im alkalischen und pH 3 im sauren Bereich (SCHWOERBEL, 1994). Kontinuierliche pH-Wert Messungen im Tiefenprofil erlauben es Schwankungen der Wasserstoffionenkonzentration schon frühzeitig zu detektieren, da bekanntlich vor allem Jungfische empfindlich auf pH-Wert Änderungen reagieren. Niedrige pH-Werte wirken sich auf das Schlüpfen der Regenbogenforellen und Bachforellen aus dem Ei aus (SCHWOERBEL, 1999). Die „Gewässerversauerung“, hervorgerufen durch Emissionen von Hausbrand, Kraftfahrzeugen, Industrie u. a. wurde schon früh als Umweltproblem erkannt. So wurden in der Steiermark auch Hochgebirgsseen im Hinblick auf eine mögliche Versauerung untersucht (PSENNER, 1989). Generell reagieren Seen mit geringem Puffergehalt (kalkarme Einzugsgebiete) empfindlicher auf „sauren Regen“ als Gewässer mit Einzugsgebieten im Kalk.

Die Bestimmung von pH-Werten im Tiefenprofil ist schon seit den 30er Jahren des vorigen Jahrhunderts Standard in der Gewässerforschung (RUTTNER, 1938). Im Rahmen des Monitorings werden die pH-Werte elektrochemisch an Ort und Stelle mittels pH-Meter bestimmt.

3.5. Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit (Einheit $\mu\text{S}/\text{cm}$) ist ein unspezifisches Maß für die Gesamtkonzentration an Ionen und damit auch ein Maß für die im Wasser gelösten Salze. Destilliertes, entionisiertes Wasser und demnach auch Regenwasser leiten fast keinen elektrischen Strom. Je größer der Anteil an Ionen im Wasser, desto höher sind die gemessenen Leitfähigkeiten. Beispielsweise weist das Tiefenwasser des meromiktischen Toplitzsees einen hohen Salzgehalt auf. Daher werden mit zunehmender Tiefe auch höhere Leitfähigkeiten festgestellt. Der Ionenbestand ist aber auch von der geologischen Situation eines Gebietes abhängig. In

Silikatgebieten sind die Messwerte oft sehr gering. Die Leitfähigkeit kann somit rasch über die Herkunft eines Wasserkörpers orientieren (SCHWOERBEL, 1999). Zur Bestimmung der Leitfähigkeit werden mobile Leitfähigkeits-Messgeräte verwendet, die den elektrischen Widerstand messen. Durch die Darstellung im Tiefenprofil erhält man zusätzlich Aufschluss über die jeweiligen Schichtungsverhältnisse im See.

3.6. Stickstoff

Stickstoff kommt in Gewässern anorganisch als Nitrat, Nitrit und Ammonium und organisch als Zwischenstufen des mikrobiellen Eiweißabbaues, als Exkretionsprodukt tierischer Organismen sowie in freien Verbindungen wie beispielsweise Aminosäuren oder Enzymen vor. Die wichtigsten anorganischen Stickstoffverbindungen im Gewässer sind Nitrat und Ammonium, beide sind Stickstofflieferanten für die photoautotrophen Pflanzen (SCHWOERBEL, 1999).

Ammonium wird beim Abbau von Eiweiß und anderen organischen Stickstoffverbindungen frei und kann deshalb als Maß für diesen organischen Abbau angesehen werden. Unter Nitrifikation versteht man einen Prozess, bei dem Bakterien, sogenannte „aerobe Nitrifikanten“ wie zum Beispiel Nitrosomonas Ammonium zu Nitrit oxidieren. Nitratbakterien wie Nitrobacter oxidieren Nitrit weiter zu Nitrat. Diese Vorgänge laufen also nur bei Anwesenheit von Sauerstoff ab. Im sauerstofffreien Hypolimnion mancher Seen kommt es deshalb zur Anreicherung von Ammonium, während die Nitratwerte stark zurückgehen, da diese unter anaeroben Bedingungen zu Ammonium (Nitratammonifikation) oder elementarem Stickstoff (Denitrifikation) verstoffwechselt werden. Bei guter Sauerstoffversorgung kommt Ammonium jedoch meist nur in geringen Mengen vor. Nitrat ist von Natur aus in oligotrophen Gewässern immer in größeren Mengen vorhanden, während es in sehr produktiven Seen im Epilimnion ganz aufgezehrt werden kann. Dann übernimmt das aus der Zersetzung der organischen Reste freiwerdende Ammonium die Stickstoffversorgung der Pflanzen (SCHWOERBEL, 1999). Ebenso wie Ammonium ist Nitrit oft nur in geringen Mengen im Seewasser gelöst, da es je nach Aktivität der Nitratbakterien mehr oder weniger schnell zu Nitrat umgewandelt wird. Nitrat und Nitrit können auch durch Abwassereinleitungen oder Überdüngung ins Gewässer gelangen. Als Pflanzennährstoff kann es ein Ansteigen des Algenwachstums bewirken, vorausgesetzt es steht genügend Phosphat zur Verfügung. Zusammenfassend betrachtet, weisen hohe Nitrat- oder Nitritwerte auf Gewässerverunreinigungen hin.

Ammonium- und Nitritwerte werden für das Seenmonitoring photometrisch nach ISO 7150-1 (NH₄-N) bzw. ÖNORM M6282 (NO₂-N) mit einer Nachweisgrenze von jeweils 0,005 mg/l bestimmt. Nitrat wird ionenchromatographisch nach ÖNORM 6283 mit einer Nachweisgrenze von 0,1 mg/l gemessen.

3.7. DOC Gehalt

Der DOC (Dissolved Organic Carbon) beschreibt das Maß des organisch gelösten Kohlenstoffes. Die gezogenen Proben werden an Ort und Stelle membranfiltriert und anschließend im Labor analysiert. Die DOC Konzentration einer Probe lässt auf die Summe der organischen Belastungen schließen, ohne diese Verbindungen jedoch

näher zu differenzieren. Es kann sich sowohl um natürliche, als auch um anthropogen eingebrachte Verbindungen handeln. Der natürliche DOC Gehalt schwankt je nach Jahreszeit, Pflanzenwachstum und Gewässertyp. Eine anthropogen bedingte Erhöhung des DOC war früher oft auf eine ungenügende Abwasserreinigung zurückzuführen. Im Rahmen des Seenmonitorings wird der Parameter als zusätzliche Vergleichsmöglichkeit zu den Nährstoffparametern genutzt. Nur bei gleichzeitig hohen Ammonium- und Nitritkonzentrationen kann auf ein Abwasserproblem geschlossen werden.

3.8. Phosphat

Anorganische Phosphorverbindungen kommen in nicht anthropogen belasteten Gewässern nur in wenigen µg/l gelöst im Gewässer vor. Der Phosphor ist daher als essentieller Nährstoff für die Primärproduktion viel häufiger Minimumfaktor als Stickstoff. Die „Eutrophierung“ der Seen beruht in erster Linie auf der Zunahme von Phosphaten. In Seen sind stets drei Phosphatfraktionen nebeneinander vorhanden: anorganisches gelöstes Phosphat als Orthophosphat (HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-), organisch gelöstes Phosphat und organisches partikuläres Phosphat (Organismen und Detritus); alle Fraktionen zusammen sind das Gesamtphosphat. Das gelöste anorganische Phosphat kann direkt von den photoautotrophen Organismen (Planktonalgen, Wasserpflanzen) aufgenommen und auf diese Weise in die Nahrungskette im See integriert werden. Nach dem Absterben der Organismen verbleibt ein Teil des Phosphates direkt in den oberen, mit Licht durchfluteten Schichten des Sees und wird wieder aufgenommen (Düngung). Ein weiterer Teil sinkt zu Boden und sedimentiert. Solange über dem Sediment Sauerstoff zur Verfügung steht, fällt das Phosphat aus und kann von den Pflanzen nicht mehr aufgenommen werden. Die oberste Sedimentschicht hat eine „Barrierewirkung“, solange noch einige mg O_2 /l im darüber stehenden Wasser vorhanden sind. Sinkt jedoch der Sauerstoffgehalt über Grund auf < 10% Sauerstoffsättigung, kommt es zur Freisetzung des Phosphats aus dem Sediment (SCHWOERBEL, 1999). Dieser Vorgang wird als „interne Düngung“ bezeichnet.

Die Bedeutung der Phosphatbestimmung im Rahmen des Monitorings zeigt sich schon daran, dass sie als Maß für die Beurteilung der Trophie und zur Einstufung in eine Trophieklasse herangezogen wird (siehe Bewertungsschema).

Im Rahmen des Untersuchungsprogrammes wurden folgende Phosphatfraktionen im Tiefenprofil bestimmt:

Gesamtphosphor: per Druckaufschluss mit K-peroxidisulfat, photometrisch (Önorm M6237) Nachweisgrenze 0,001 mg/l

Gesamtphosphor filtriert: per Druckaufschluss mit K-peroxidisulfat, photometrisch (Önorm M6237) Nachweisgrenze 0,001 mg/l

Orthophosphat: photometrisch (Önorm M6237) Nachweisgrenze 0,001 mg/l

Bewertungsschema Gesamtphosphor:

Parameter	Einheit	Trophiegrad			
		oligotroph	mesotroph	eutroph	hypertroph
Gesamtphosphor	[µg/l]	< 13	< 40	< 100	> 100

3.9. Chlorophyll A

Chlorophyll A, B und C sind die wichtigsten Pigmente für die Photosynthese, daneben sind die Carotinoide von Bedeutung. Über den Chlorophyll A Gehalt eines Sees kann die Menge des pflanzlichen Planktons abgeschätzt werden. Steigt die Chlorophyll A Konzentration an, so steigt auch die Biomasse des Phytoplanktons. Es besteht also eine lineare Beziehung zwischen dem Chlorophyll A Gehalt von Algenzellen und ihrer Biomasse. In Seen wird daher der Chlorophyll A Gehalt zur Bewertung der Trophie bzw. zur Einstufung in den Trophiegrad herangezogen.

Bewertungsschema Chlorophyll A Gehalt:

Parameter	Einheit	Trophiegrad			
		oligotroph	mesotroph	eutroph	hypertroph
Chlorophyll A Gehalt	[µg/l]	< 3	3 - 8	7 - 30	< 40

Im Jahr 2000 wurden die Chlorophyll A Konzentrationen für das Seenmonitoring durch Laboranalysen bestimmt. Die Methode basiert darauf, dass Chlorophylle, welche in organischen Lösungsmitteln gelöst wurden, bei bestimmten Wellenlängen maximale Extinktion zeigen. Daraus lässt sich der Chlorophyll A Gehalt berechnen. Die Nachweisgrenze liegt bei 3 µg/l. Da die in der Steiermark zu bearbeitenden Seen eher geringe Nährstoffkonzentrationen aufweisen lag der Großteil der gemessenen Werte unter der Nachweisgrenze. Ab 2001 wurden Chlorophyll A Konzentrationen mit einer Chlorophyllfluoreszenz-Sonde (BBE FLUOROPROBE – FA. MOLDAENKE) bestimmt. Diese Tauchsonde erlaubt kontinuierliche „in situ“ Messungen im Tiefenprofil, wobei die Daten auf ein Anzeigegerät im Boot übertragen werden.

Fluoreszenz ist die Wiederausstrahlung von zuvor absorbiertem Licht. Die Methode (Spektralfluorometrie) geht davon aus, dass die Fluoreszenz von Algen durch Anregung von sichtbarem Licht hauptsächlich vom Chlorophyll A abhängt. Das Vorkommen von anderen Pigmenten ist jedoch für verschiedene Algenklassen typisch. Wechselwirkungen dieser verschiedenen Pigmentsysteme mit Chlorophyll A ergeben ein spezielles Anregungsspektrum für die taxonomischen Algenklassen. Die speziellen Muster dieser Algenfluoreszenz werden für die Quantifikation der unterschiedlichen Algenklassen benutzt. Die Sonde vermag also, neben Chlorophyll A Messungen, einzelne Algengruppen zu identifizieren und den Anteil jeder Algenklasse an der Chlorophyll A Gesamtkonzentration zu quantifizieren. Folgende vier Algengruppen können so differenziert und ausgewertet werden:

- Chlorophyceen (Grünalgen) in [µgChlA/l]
- Cyanophyceen (Blaualgen) in [µgChlA/l]
- Diatomeen (Kieselalgen) und Dinophyceen in [µgChlA/l]
- Cryptophyceen in [µgChlA/l]

Diatomeen und Dinophyceen werden zusammen angegeben, da es nicht möglich ist beide Algengruppen aufgrund ihres sogenannten „Fluoreszenz-Fingerprints“ zu unterscheiden.

3.10. Sichttiefe

Ein bedeutender Faktor zur Bewertung der Gewässergüte von Seen ist die Ermittlung der Sichttiefe. Sichttiefenmessungen sind als Schätzmethode für die Abnahme der Lichtintensität im Wasser zu verstehen. Trifft Licht auf Schwebstoffe im Wasser (z.B. Lehmteilchen, Planktonalgen), wird es teilweise reflektiert und kann je nach Konzentration der Schwebstoffe trüb erscheinen.

Die Sichttiefe wird mit der sogenannten „Secchi-Scheibe“ gemessen (Abb. 6). Dabei handelt es sich um eine weiße, runde Scheibe von rund 25 cm Durchmesser, die an einem Seil befestigt, soweit in das Wasser herabgelassen wird, bis sie gerade noch erkennbar ist. Diese Länge wird dann als Sichttiefe protokolliert. Die in die Secchi-Scheibe eingearbeiteten Löcher verstärken den Kontrast.

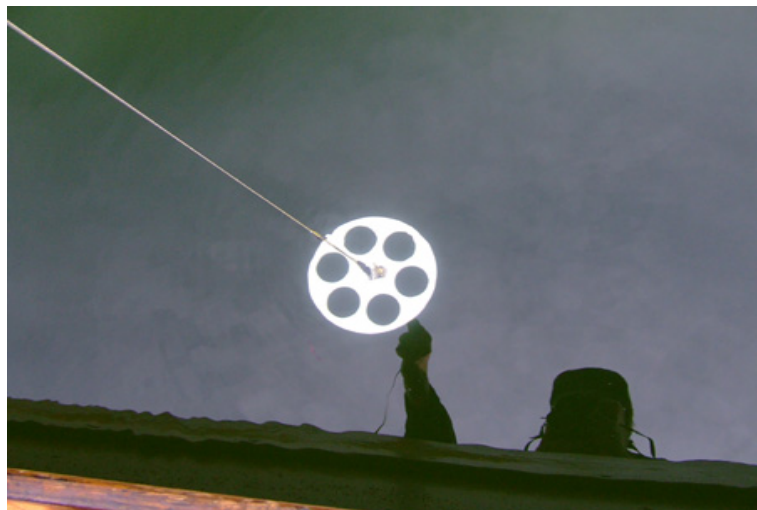


Abb. 6: Secchi-Scheibe

In sehr planktonreichen Gewässern kann die Sichttiefe deutlich herabgesetzt sein (in polytrophen Gewässern oft nur wenige Zentimeter). Neben Planktonalgen sind auch andere Faktoren für die Sichttiefe von Bedeutung, so z.B. der Eintrag von Feinsedimenten aus dem Einzugsgebiet (siehe z.B. Leopoldsteinersee) oder eine natürliche, gelbliche bis bräunliche Verfärbung des Wassers durch Huminstoffe (siehe z.B. Ödensee). Meist werden im Frühjahr, wo der Anteil des pflanzlichen Planktons im Seewasser höher ist als im Sommer, geringere Sichttiefen gemessen. Sichttiefenmessungen zählen zu den technisch einfachsten Methoden in der Gewässeruntersuchung und sind für erste orientierende Messungen z.B. bei Gewässerverunreinigungen oder Algenblüten bestens geeignet. Da sich die Methode im Laufe der Zeit nicht verändert hat, lassen sich die Datensätze aber auch gut mit früheren Messreihen und anderen Gewässern vergleichen. Um jedoch Langzeitentwicklungen hinsichtlich der Sichttiefe eines Sees ableiten und diskutieren zu können sind entsprechend lange und kontinuierliche Zeitserien notwendig. So werden z.B. am Wörthersee seit 1931 Sichttiefenmessungen durchgeführt. Dadurch konnte dokumentiert werden, dass mit zunehmender Eutrophierung ab etwa 1950 die Sichttiefe deutlich zurückging. Mit dem Wirksamwerden von Sanierungsmaßnahmen trat wiederum eine deutliche Verbesserung der Sichttiefe von 1974 bis 1995 ein (Schulz et al, 2005).

Im Rahmen des Seenmonitorings wird die Sichttiefe zweimal jährlich und generell an der tiefsten Stelle jedes Sees gemessen.

Bewertungsschema Sichttiefe:

Parameter	Einheit	Trophiegrad			
		oligotroph	mesotroph	eutroph	hypertroph
Sommerliche Sichttiefe	[m]	> 6	2 - 5	0,5 - 1,5	< 0,5

3.11. Plankton

Als wichtige biologische Komponente in einem See wird im Rahmen des Monitorings auch das Plankton untersucht. Ziel der Untersuchungen ist es, Veränderungen in der Zusammensetzung aufzuspüren um letztendlich auch mögliche negative ökologische Auswirkungen rechtzeitig erkennen zu können. Es werden also keine quantitativen Untersuchungen durchgeführt, bei denen Aussagen über die Biomasse einer Art oder eines Gewässers möglich sind, die qualitative Zusammensetzung des Planktons kann aber sehr wohl Aufschluss über die Häufigkeiten von Planktonarten geben. Ein indirekter Zusammenhang zur Biomasse ergibt sich allerdings über die Auswertungen der Chlorophyll A Konzentrationen.

Planktonnetze sind trichterförmige Fangsiebe und bestehen aus feinsten Gaze (Abb. 7). Am Ende des Trichters befindet sich ein Sammelbehälter, in dem sich das Plankton absetzt. Über ein Ventil kann die Probe schließlich abgelassen werden. Beim Netzfang wird das Netz mindestens bis zur doppelten Länge der gemessenen Sichttiefe in die Tiefe abgelassen und anschließend langsam hochgezogen und das Plankton dabei aus dem Wasser herausgefiltert. Dieser sogenannte „Horizontalzug“ wird mindestens dreimal durchgeführt.

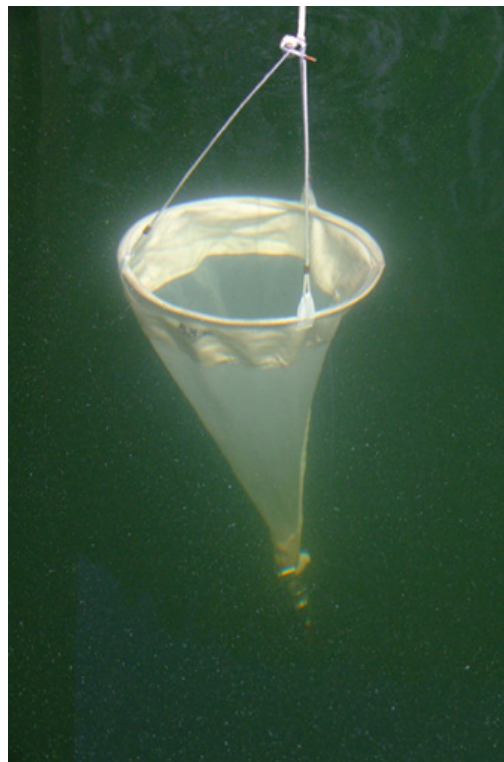


Abb. 7: Planktonnetz

Für die Seenuntersuchung wird ein Planktonnetz mit einer Maschenweite von 56 µm verwendet. Diese Maschenweite erlaubt also Fänge von Planktern mit Größen über 56 µm. Kleinere Organismen werden vom Netz nicht zurückgehalten oder landen bestenfalls als „Beifang“ in den Proben. Tierisches, vielzelliges Plankton (Rotatorien und Crustaceen) lässt sich aufgrund seiner Größe mit dieser Methode bestens erfassen. Auch viele größere Phytoplankter wie beispielsweise Ceratium, Peridinium, Staurastrum oder Asterionella können gut nachgewiesen und ihre Häufigkeit abgeschätzt werden. Das sogenannte Nanoplankton (2 – 20 µm), beispielsweise Cryptomonaden, Rhodomonaden, kleine Cyclotellen etc., tritt in den Netzfängen jedoch nicht in Erscheinung. An dieser Stelle wird angemerkt, dass in manchen Seen (z.B. der Erlaufsee) das Nanoplankton den Hauptanteil bilden kann (SAMPL, 1964). In diesen Fällen lässt sich die Häufigkeit des Nanoplanktons allerdings über die „Fluoreszenz-Fingerprints“ der Chlorophyll A Daten gut abschätzen.

Die gesammelten Planktonproben werden noch am Tag der Probenahme unter einem Mikroskop der Marke REICHERT MICROSTAR IV untersucht. Diese Bestimmungen am Lebendmaterial sind für Planktonstudien unbedingt erforderlich, da viele Organismen, darunter einige Rädertierarten, im fixierten Zustand kontrahieren, eine sichere Identifizierung ist deswegen oft nicht mehr möglich. Anschließend werden die Proben für weitere Untersuchungen mit Lugol'scher Lösung fixiert und bei 4 °C aufbewahrt.

3.12. Phytoplankton

Gemäß GEWÄSSERZUSTANDSÜBERWACHUNGSVERORDNUNG (GZÜV BGBL II NR. 479/2006) werden seit Beginn 2007 am Grundlsee, Altaussee See und am Erlaufsee viermal jährlich quantitative Untersuchungen des Phytoplanktons durchgeführt. Neben den Fischen und untergetauchten Wasserpflanzen (Makrophyten) ist das Phytoplankton ein wichtiges biologisches Qualitätselement zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen (WRG, BGBl. Nr. 252/90 idgF). Für diese Bewertung ist die Entnahme einer Mischprobe aus dem Epilimnion erforderlich. Hierfür entnimmt ein sogenannter Summenschöpfer (FA. UWITEC) kontinuierlich, also pro Meter abgesenkter Tiefe, eine definierte Wassermenge. Durch das Auszählen der in der Probe befindlichen Phytoplankter unter dem Mikroskop und anschließenden Berechnungen erhält man die Biomasse und somit ein quantitatives Ergebnis.

4. DER ALTAUSSEER SEE

Seehöhe	712 m
Fläche	2,1 km ²
maximale Tiefe	52,8 m
mittlere Tiefe	34,6 m
Volumen	72 Mio. m ³
Abfluss	3,8 m ³ /s
Einzugsgebiet	54,5 km ²



Der Altausseer See liegt östlich von Altaussee in einem Sacktal, das im Norden vom Loser (1837 m), im Süden vom Tressenstein (1201 m) und im Osten von der Trisselwand (1754 m) begrenzt wird. Nördlich des Sees, zwischen Loser und Atterkogel (1828 m) befindet sich auf einer Seehöhe von 1643 m der Augstsee. Die Ufer des Altausseer Sees sind bis auf eine kleine Bucht im Nordosten relativ ungliedert. Östlich dieser Bucht befindet sich der kleine Ostersee. MORTON (1932) hielt es für wahrscheinlich, dass der Altausseer See in früheren Zeiten das Gebiet von Seewiesen und somit auch den heutigen Ostersee bedeckte.

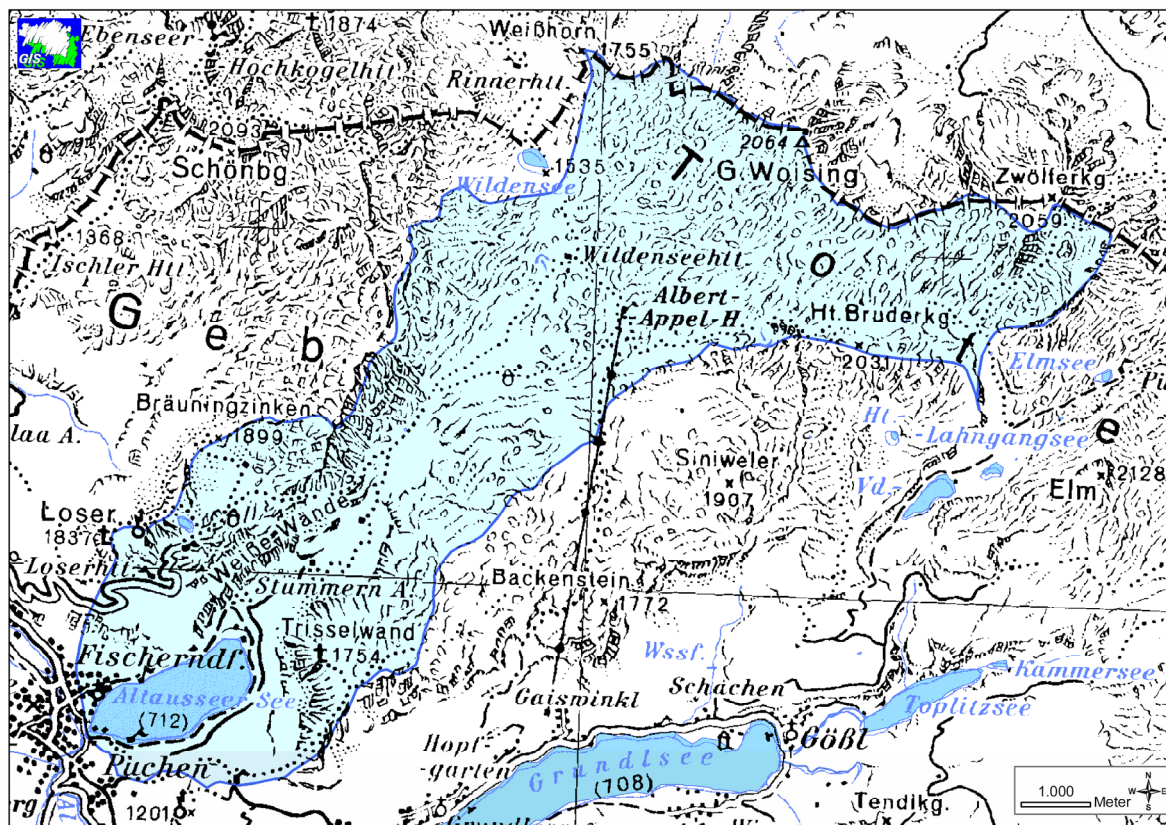


Abb. 8: Einzugsgebiet des Altausseer Sees (Quelle: GIS STEIERMARK)

Das Einzugsgebiet des Altausseer Sees (Abb. 8) liegt im Karst des Toten Gebirges. Geologisch dominieren Plassenkalk, Tressensteinkalk und Dachsteinkalk. Westlich des Sees breitet sich eine offene Moränenlandschaft mit den Ortschaften Fischerndorf und Altaussee aus. Der Seeabfluss, die Altausseer Traun, weist eine mittlere Wasserführung von 3,8 m³/s auf. Der See selbst empfängt seinen hauptsächlichen Zufluss durch unterseeische Quellen (ZÖTL, 1961), da größere oberirdische Zubringer fehlen. Laut ZÖTL liegen an den Ufern des Sees nur kleinere Wasseraustritte, von denen sich die bedeutendste (15 l/s) am Nordufer befindet.

Die Seewanne (Abb. 9) zeigt bis auf den nordöstlichen Bereich einen steilen Abfall der Halde. Erst ab etwa 40 Metern Tiefe nimmt das Gefälle allmählich ab und eine relativ großflächige Bodenzone mit einer maximalen Tiefe von 53 m breitet sich aus.

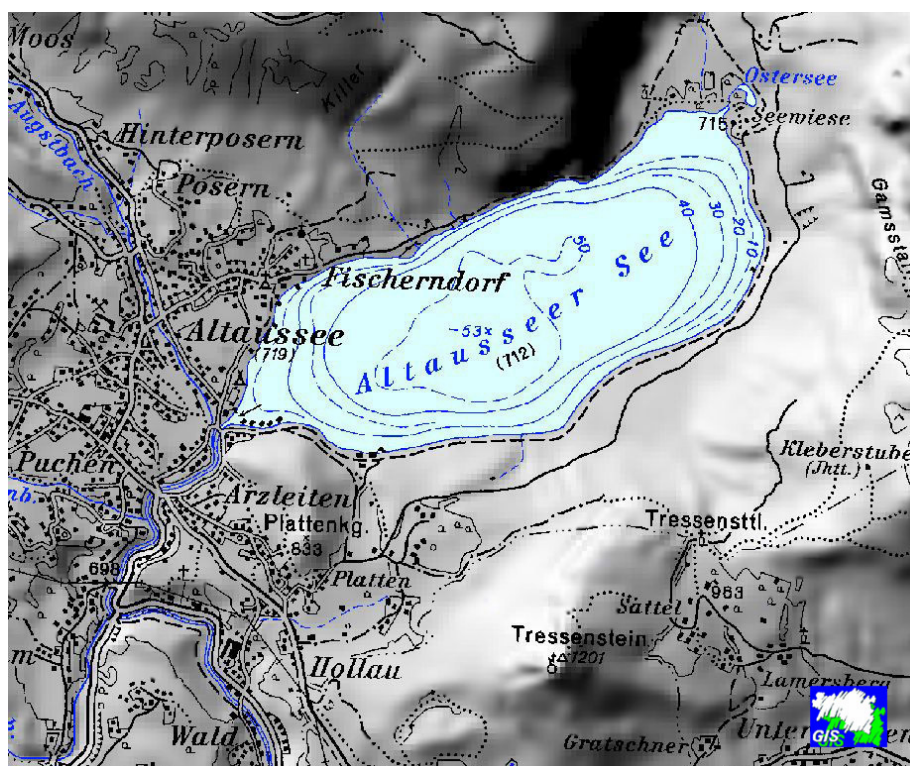


Abb. 9: Tiefenverhältnisse (Quelle: GIS STEIERMARK)

Zum Fischbestand

Der Altausseer See war zu allen Zeiten reich an Saiblingen und Forellen, die dort zu besonderer Größe und Schönheit gedeihen (WALLNER, 1911). STUNDL (1953) stellte in den fünfziger Jahren fest, dass im Hinblick auf den Nutzfischbestand des Sees der Seesaibling die erste Stelle einnimmt und rund 90 % des Gesamtaufanges aus Seesaiblingen besteht. Aktuell setzt sich der Fischbestand des Altausseer Sees aus folgenden Arten zusammen (GASSNER ET AL. 2003): Aalrutte, Aitel, Elritze, Flußbarsch, Seeforelle und Seesaibling. Der Flußbarsch kam ursprünglich nicht im Altausseer See vor. Die Fischereirechte am See liegen von Alters her in privater Hand. Ähnlich wie am Grundlsee wird auch die Fischerei am Altausseer See noch mit Netzen ausgeübt (PERGER & POINTINGER, 2006).

Frühere Untersuchungen

KEISSLER (1902 bzw. 1907) führte am Altausseer See bereits in den Jahren 1902 und 1906 Planktonuntersuchungen durch, wobei er im Juli 1902 nur geringe Mengen an Plankton vorfand. Im September 1906 erklärte er das Zooplankton als viel stärker vertreten als das Phytoplankton. Die sommerlichen Schichtungsverhältnisse des Altausseer Sees wurden schon von MORTON (1932) und RUTTNER (1938) eingehend untersucht. RUTTNER kennzeichnete den See als oligotrophes und holomiktisches Gewässer. Weiters bemerkte er „das ganz ungewöhnliche Überwiegen des Zooplanktons über das Phytoplankton“. STUNDL (1953) untersuchte 1950 und 1952 neben den Schichtungsverhältnissen im Frühjahr auch die Situation während der Winterstagnation, wobei er zur Zeit der Eisbedeckung nur eine geringe Sauerstoffabnahme in der Tiefenzone feststellen konnte.

In den Jahren 1963 bis 1973 war die deutliche Zunahme bedenklicher Fäkalverunreinigungen in bakteriologischen Untersuchungsergebnissen zu erkennen, die durch den gelegentlichen Nachweis von Salmonellen zusätzlich bedrohlich erschienen. Eine im Jahr 1970 durchgeführte Untersuchung zeigte bereits eine Sauerstoffabnahme über Grund auf nur 4,4 mg/l (JAGSCH ET AL. 1982). Daraufhin setzten schon in den siebziger Jahren Sanierungsmaßnahmen ein, die 1980 mit der in Betriebnahme einer regionalen Verbandskläranlage mit einer dritten Reinigungsstufe im Gemeindegebiet von Bad Aussee beendet wurden. Die Abwasserprobleme im Einzugsgebiet des Altausseer Sees wurden gelöst, die hygienische Situation der Badebereiche rasch verbessert und der oligotrophe Charakter des Sees konnte erhalten werden (JAGSCH & MASCHER, 1989).

4.1. Temperatur

Bereits kurz nach der Frühjahrszirkulation beginnen die Wassertemperaturen an der Oberfläche zu steigen. Unterschiedliche Stadien dieser Erwärmung gehen aus Abb. 10 hervor. Die Schwankungen an der Oberfläche ergeben sich dabei durch die unterschiedlichen Beprobungstermine. Unterhalb von 15 Metern Tiefe liegen die Temperaturen bei mittleren 4,6°C.

Bis zur sommerlichen Stagnationsphase erwärmt sich das Hypolimnion durchschnittlich nur mehr um 0,3°C. Die bisher höchsten Wassertemperaturen (21,8°C) wurden während des „Jahrhundertsummers“ 2003 festgestellt. Immerhin hatte auch MORTON (1932) „während einer ausgesprochenen Schönwetterperiode“ eine Temperatur von 20,1°C gemessen. Laut GASSNER ET AL. (2006) liegt das langjährige Oberflächenmittel im August bei 16,3°C. Für die Jahre 2000 bis 2006 ergibt sich hingegen eine mittlere Augusttemperatur von 18,4°C und damit ein um fast 2°C höherer Wert.

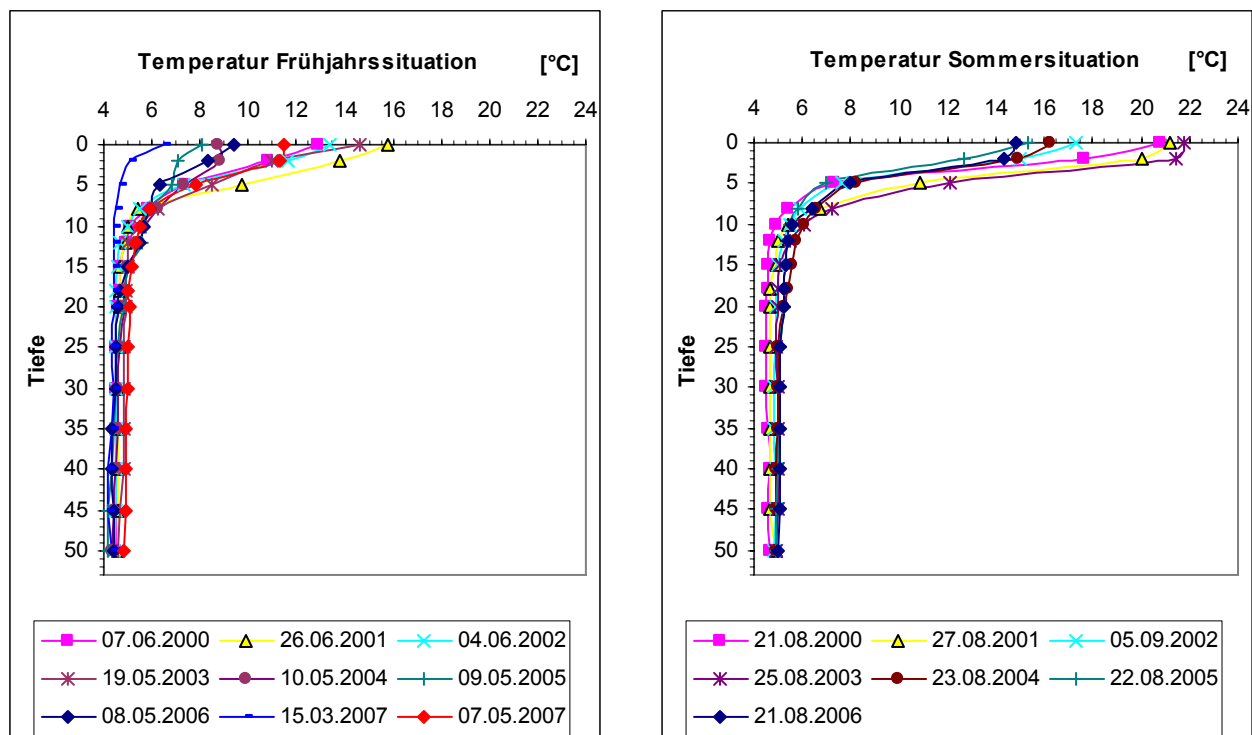


Abb. 10: Temperaturverhältnisse

Insgesamt betrachtet, liegen am Altausseeer See strenge Schichtungsverhältnisse vor. Das Epilimnion weist nur eine sehr geringe Mächtigkeit von etwa zwei Metern auf. Die Sprungschicht (Metalimnion) liegt in etwa fünf Metern Tiefe. Das gleichförmig temperierte Tiefenwasser (Hypolimnion) beginnt schon bei 10 Metern. Bereits RUTTNER (1938) war die auffallend hohe Lage des Metalimnions aufgefallen und führte das Phänomen auf die verhältnismäßig windgeschützte Lage und eine mäßige Durchflutung des Sees zurück. Bekanntlich verfügt der Altausseeer See über keine nennenswerten oberirdischen Zubringer. Ähnliche Verhältnisse liegen am Ödensee vor, dessen Temperaturprofile eine bemerkenswert gute Übereinstimmung mit den Werten aus dem Altausseeer See zeigen. Der Grundsee ist durchschnittlich an 57 Tagen im Jahr von einer Eisschicht bedeckt (ECKEL, 1955).

4.2. Sauerstoff

Während der Vollzirkulation im Frühjahr, dargestellt am Verlauf vom 15.3.2007 in Abb. 11, ist der Sauerstoffgehalt homogen auf die gesamte Wassersäule verteilt. Bis zum Mai nimmt die Sauerstoffsättigung an der Oberfläche, aufgrund der Photosyntheseaktivität des Phytoplanktons, bereit zu. Die Junitermine zeigen einen weiteren Anstieg der Konzentrationen. Der Höchstwert wurde am 26.6.2001 mit 15 mg/l gemessen. Über Grund lag der Sauerstoffgehalt im Mittel bei 11,5 mg/l (96% Sättigung). Insgesamt konnten an den Frühjahrestermine nur sehr geringe Zehrungserscheinungen beobachtet werden.

DER ALTAUSSEER SEE

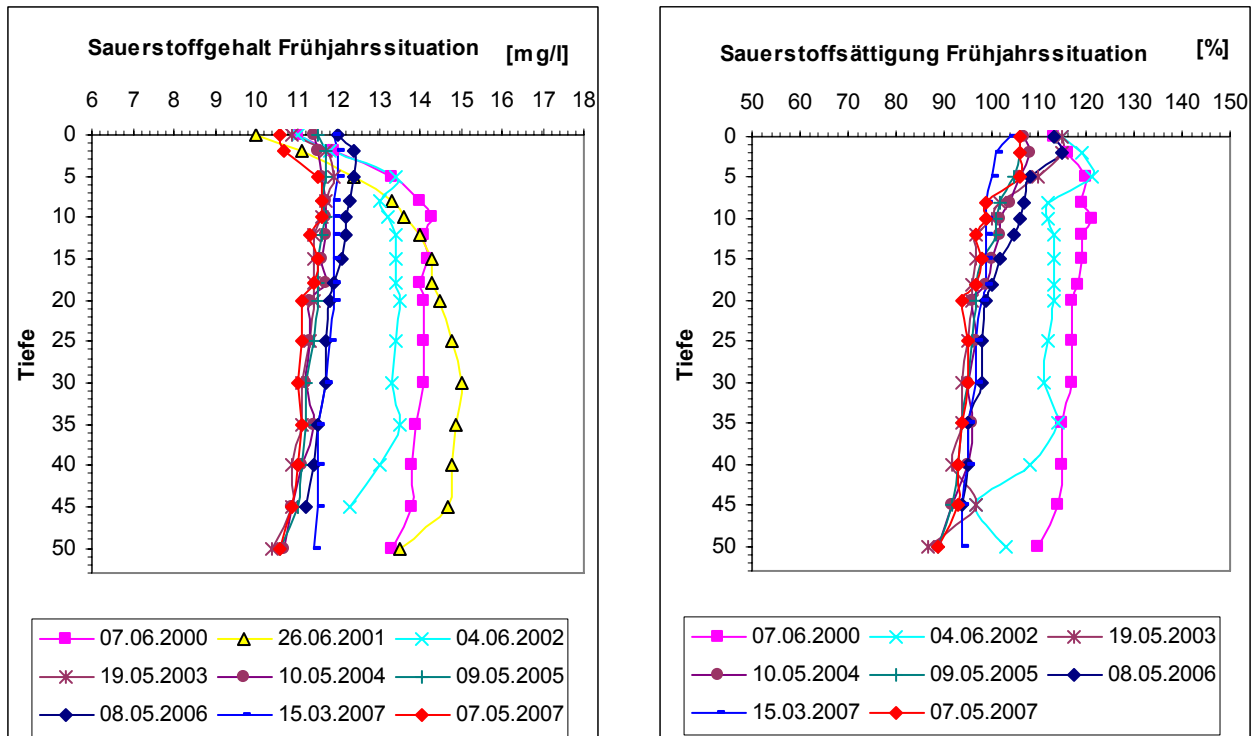


Abb. 11: Sauerstoff Frühjahrssituation

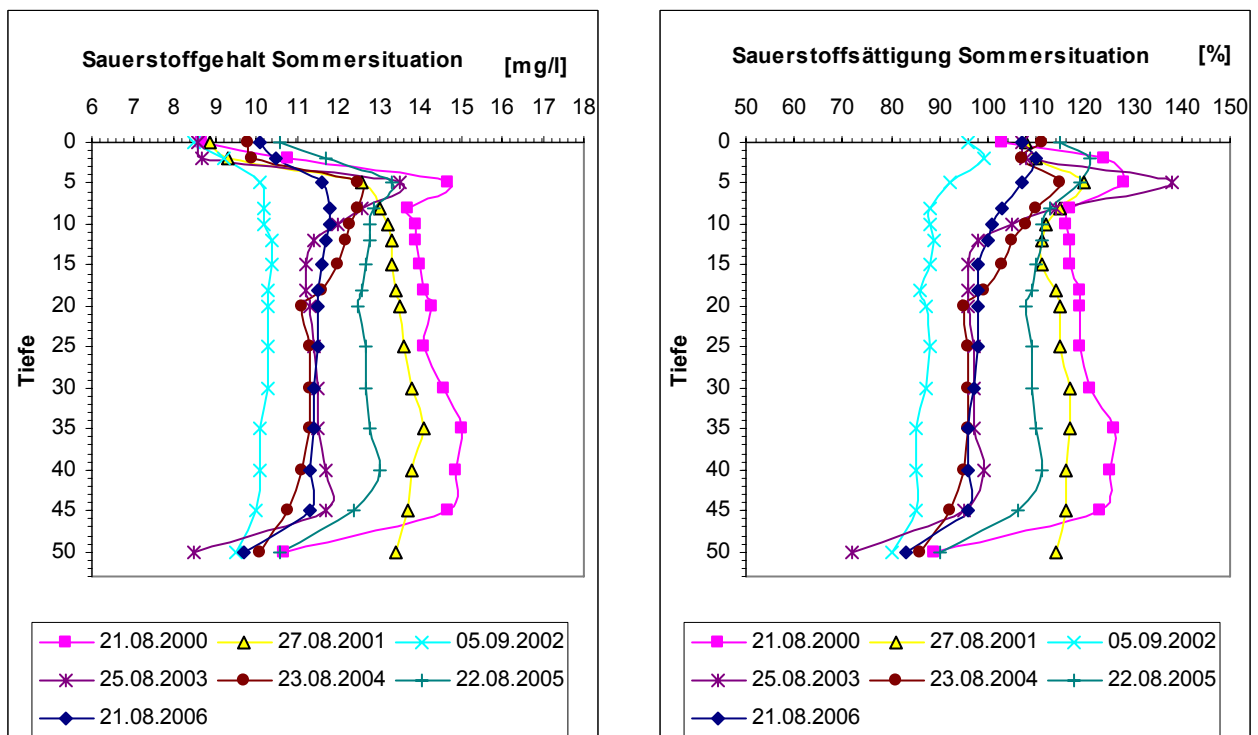


Abb. 12: Sauerstoff Sommersituation

Wie aus den Sauerstoffprofilen der Sommertermine hervorgeht (Abb. 12), konnten nur unmittelbar über Grund abnehmende Konzentrationen festgestellt werden. In 50 Metern Tiefe lagen die Werte im Mittel immerhin noch bei 10,3 mg/l (88% Sättigung).

Die größte Übersättigung wurde am 25.8.2003 mit 138% in fünf Metern Tiefe gemessen. Der Großteil der Messreihen zeigt ein metalimnisches Sauerstoffmaximum bei 5 Metern, ein Phänomen, dass bereits MORTON (1932) und RUTTNER (1838) aufgefallen war. Insgesamt betrachtet, können die Sauerstoffverhältnisse am Altausseer See als außerordentlich gut bezeichnet werden. Im Vergleich mit den anderen untersuchten Seen weist der Altausseer See sogar die größten Sauerstoffkonzentrationen auf (Abb. 143). RUTTNER (1938) stellte über eine Messreihe vom Frühsommer 1933 die Bemerkung an, dass der Sauerstoffgehalt 70 cm über dem Grund genau so groß war wie an der Oberfläche. Wie die Untersuchungen der Jahre 2000 bis 2006 zeigen, ist diese Bemerkung noch immer zutreffend. Aufgrund der tiefen Temperaturen im Hypolimnion kann tatsächlich sogar mehr Sauerstoff im Wasser gelöst sein, als an der (wärmeren) Oberfläche. Dieses Phänomen ist bisweilen auch am Grundlsee zu beobachten. Gute Sauerstoffkonzentrationen über Grund weisen auch darauf hin, dass organisches Material nur in geringen Mengen in die Tiefe des Sees gelangt, da bei dessen Abbau viel Sauerstoff benötigt wird. Letztendlich sind naturgemäß auch die Frühjahrs- und Herbstzirkulationen für die guten Sauerstoffverhältnisse verantwortlich, da dabei mit Sauerstoff angereichertes Wasser die tiefsten Bereiche des (holomiktischen) Altausseer Sees erreicht.

4.3. pH – Wert

Die pH – Werte schwankten im Untersuchungszeitraum zwischen 7,2 und 8,6. Nennenswerte Unterschiede zwischen den Frühjahrs – und Sommerterminen konnten nicht festgestellt werden (Abb. 13). Die Messwerte sind mehrheitlich homogen auf die gesamte Wassersäule verteilt. Sehr ähnliche Verhältnisse zeigen auch frühere Untersuchungen von RUTTNER (1938) und STUNDL (1953).

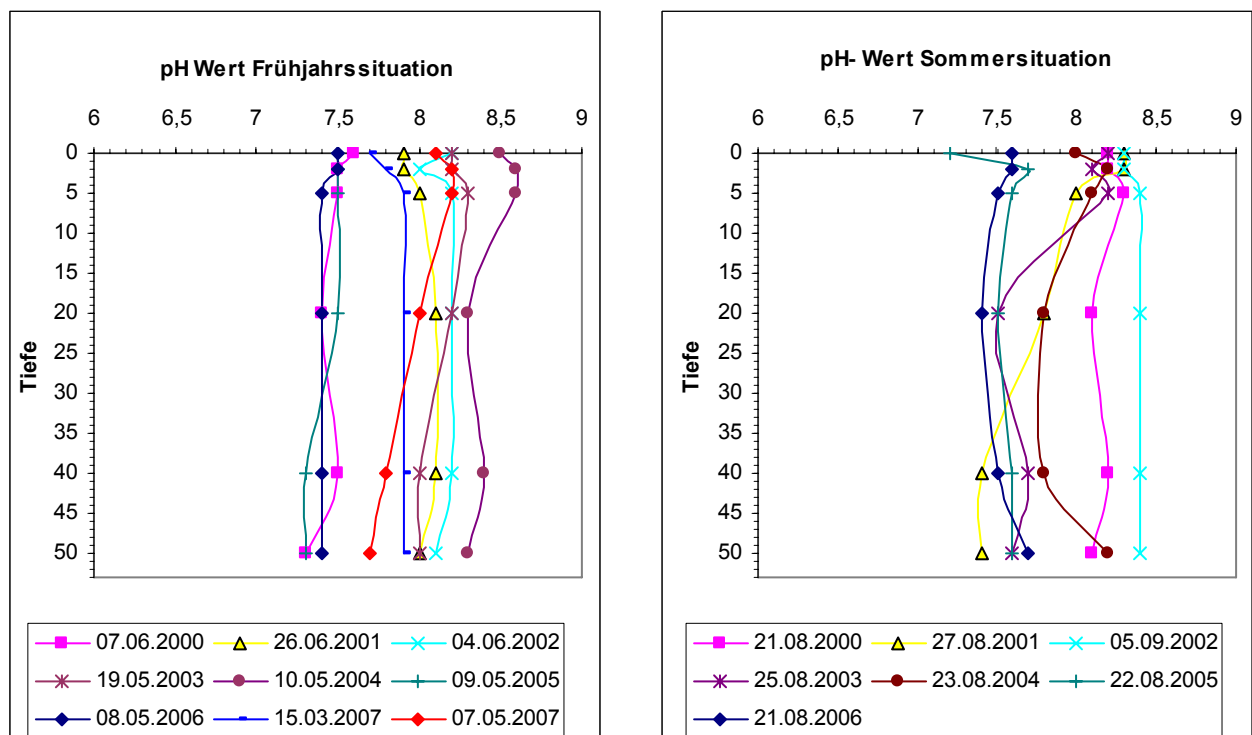


Abb. 13: pH - Werte

4.4. Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeiten zeigten an den Frühjahrsterminen nur geringfügig größere Schwankungsbreiten als im Sommer (Abb. 14). Verantwortlich dafür ist sicherlich die eher geringe Durchflutung des Sees. Während der sommerlichen Stagnationsphasen weisen die Werte eine außergewöhnlich große räumliche und zeitliche Konstanz auf. Generell ist mit zunehmender Tiefe nur ein verhältnismäßig geringer Anstieg der Leitfähigkeiten zu beobachten. An der Oberfläche liegen die Werte am Altausseer See im Mittel um 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ niedriger als am Grundlsee.

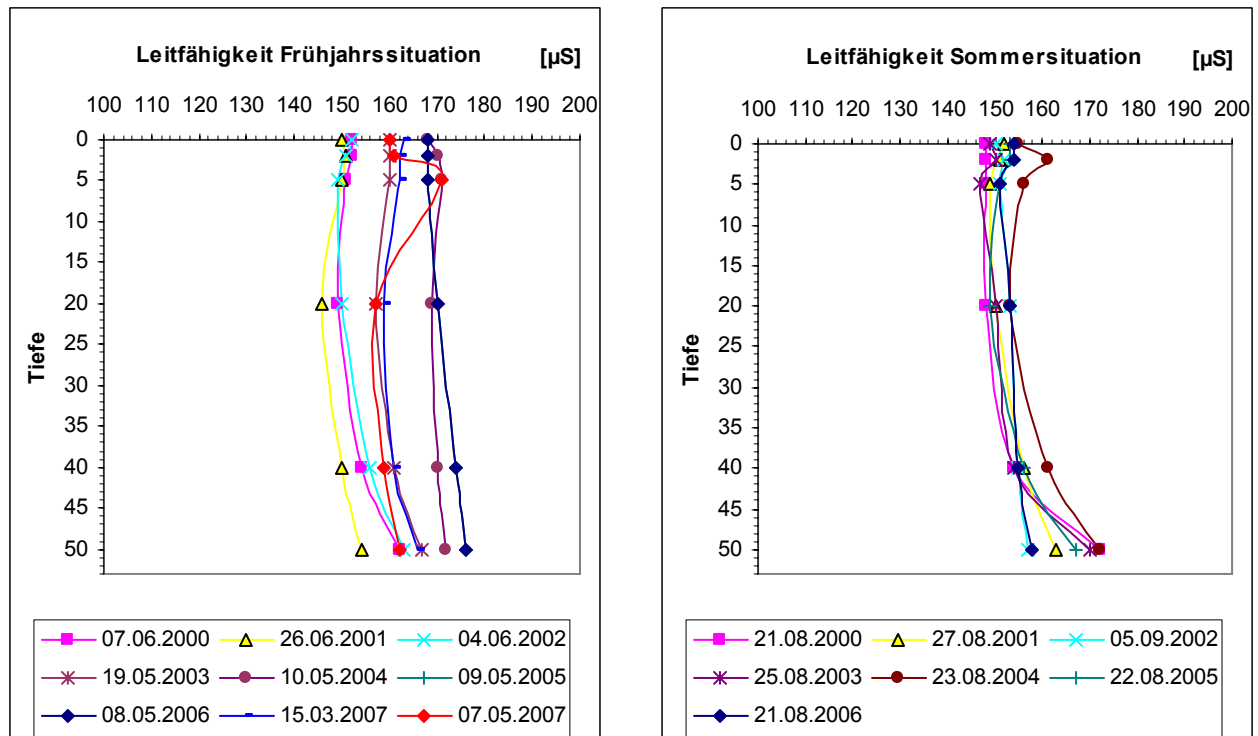


Abb. 14: Leitfähigkeiten

4.5. Nitrat, Nitrit und Ammonium

Stickstoff ist ein wichtiger Pflanzennährstoff und im Altausseer See immer in genügenden Mengen vorhanden. Die Nitratwerte schwankten im Untersuchungszeitraum zwischen 0,23 und 0,6 mg/l (Abb. 15). Der größte Wert wurde im Mai 2000 über Grund gemessen. Durchschnittlich konnten bei den Frühjahrsterminen höhere Werte als im Sommer festgestellt werden. Die Differenzen erwiesen sich jedoch als vergleichsweise gering. Eine stabile Schichtung war auch während der sommerlichen Stagnationsphasen nicht zu beobachten. Für den Altausseer See ergibt sich eine mittlere Nitratkonzentration von 0,43 mg/l. Im Vergleich mit den anderen untersuchten Seen kann dieser Wert als durchschnittlich bezeichnet werden und liegt etwa im Bereich des Grundlsees (0,4 mg/l).

Nitrit war während des Untersuchungszeitraums nur in sehr geringen Mengen festzustellen. Der Großteil der Werte lag unterhalb der Erfassungsgrenze. Auffälligkeiten waren nicht zu beobachten. Der höchste Ammoniumgehalt wurde im Mai 2003 mit 0,032 mg/l an der Oberfläche festgestellt. In zwei Metern Tiefe war die Konzentration jedoch bereits wieder auf 0,014 mg/l abgesunken. Vermutlich hatten organische Stoffe an der unmittelbaren Wasseroberfläche diesen höheren 0 Meter Wert verursacht, sogar Blütenstaub könnte dafür in Frage kommen. Da in den tieferen Bereichen des Altausseer Sees nur ein sehr geringer Anstieg der Ammoniumkonzentrationen beobachtet wurde, kann auf einen guten Abbau von organischen Substanzen geschlossen werden.

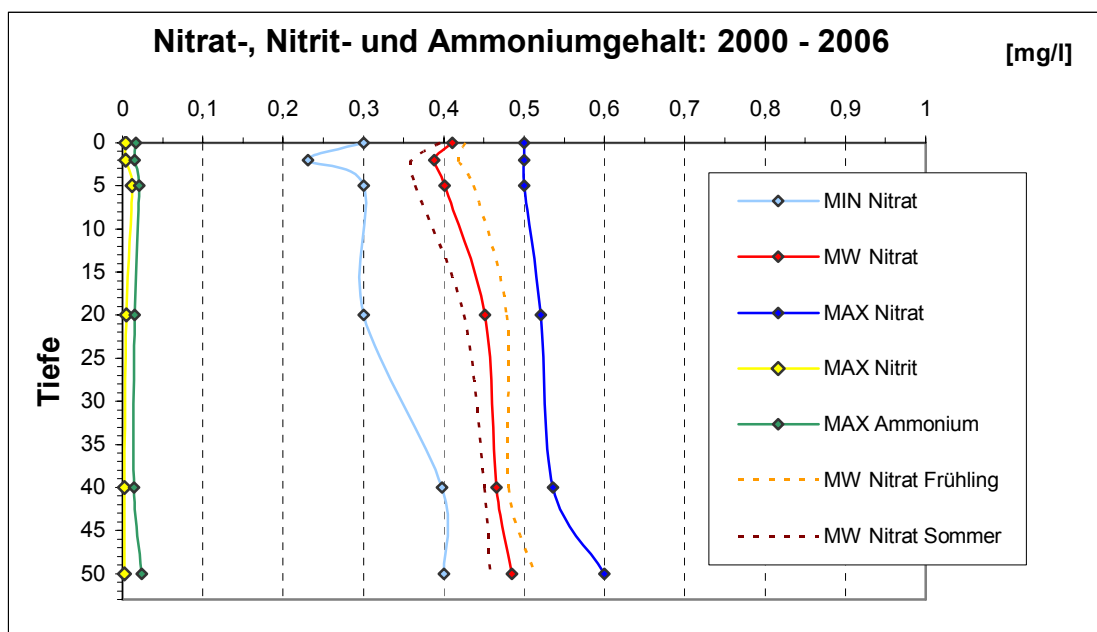


Abb. 15: Nitrat, Nitrit und Ammonium

4.6. DOC

In den Jahren 2004 – 2006 bewegte sich der DOC Gehalt des Seewassers zwischen 1,45 und 2,78 mg/l (Abb. 16). Die geringsten Konzentrationen wurden dabei im Mittel an der Oberfläche festgestellt (1,85 mg/l). In fünf und in zwanzig Metern Tiefe wurden größere Schwankungsbreiten festgestellt. Über Grund lagen die Werte bei mittleren 2 mg/l. Insgesamt ergibt sich ein mittlerer DOC Gehalt von 1,98 mg/l. Von den untersuchten Seen weisen nur der Leopoldsteinersee (1,46 mg/l) und der Grundlsee (1,81 mg/l) geringfügig niedrigere Mittelwerte auf.

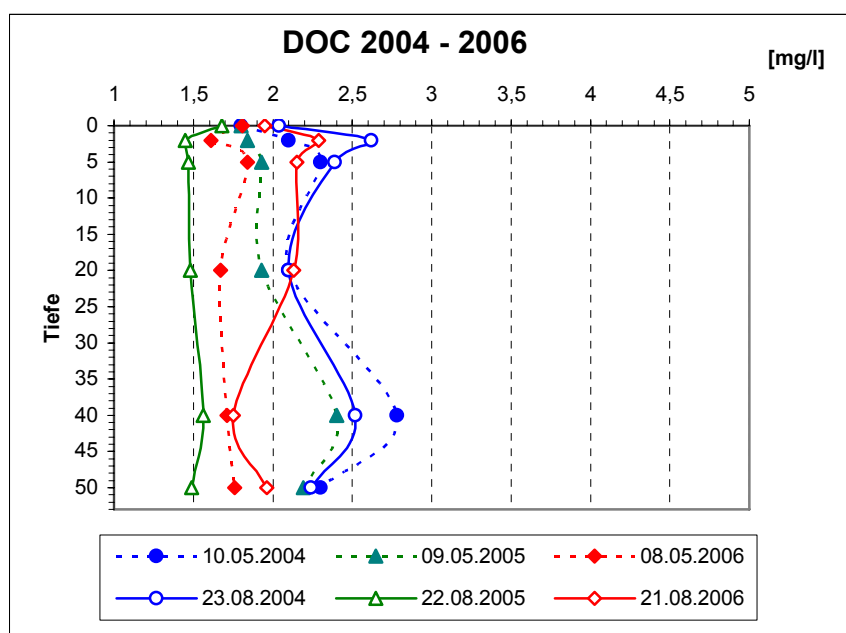


Abb. 16: DOC Gehalt

4.7. Phosphor

Neben Stickstoff ist auch der Phosphor ein essentieller Pflanzennährstoff. Phosphate sind in oligotrophen Seen meist nur in geringsten Mengen nachweisbar und können deshalb als limitierender Faktor für das Wachstum des Phytoplanktons angesehen werden. Diese allgemeine Feststellung trifft auch auf den Altausseer See zu. Während den sommerlichen Stagnationen zeigten die unterschiedlichen Messreihen nur unbedeutende Schwankungen und geringe Konzentrationen.

Ähnliche Situationen konnten auch an den Frühjahrsterminen beobachtet werden. Höhere Werte traten lediglich in den Jahren 2001 und 2003 auf. Die größte Konzentration (26 µg/l) wurde am 19.5.2003 in fünf Metern Tiefe festgestellt (Abb. 17). Da auch die filtrierte Phosphorprobe in dieser Tiefe erhöhte Werte zeigte, lag der Phosphor größtenteils organisch gelöst vor. Eine unmittelbare Ursache für diese Werte konnte jedoch nicht ermittelt werden. Während der Stagnationsphase im Sommer 2003 war dieses Phänomen nicht mehr zu beobachten.

Die Jahresmittelwerte des epilimnischen Gesamtphosphors (0–6 Meter) werden in Tab. 1 aufgelistet. Für die Jahre 2000 bis 2006 ergibt sich für den Altausseer See ein mittlerer Phosphorgehalt von 6,7 µg/l. Die mittlere Konzentration über Grund liegt bei 6,1 µg/l.

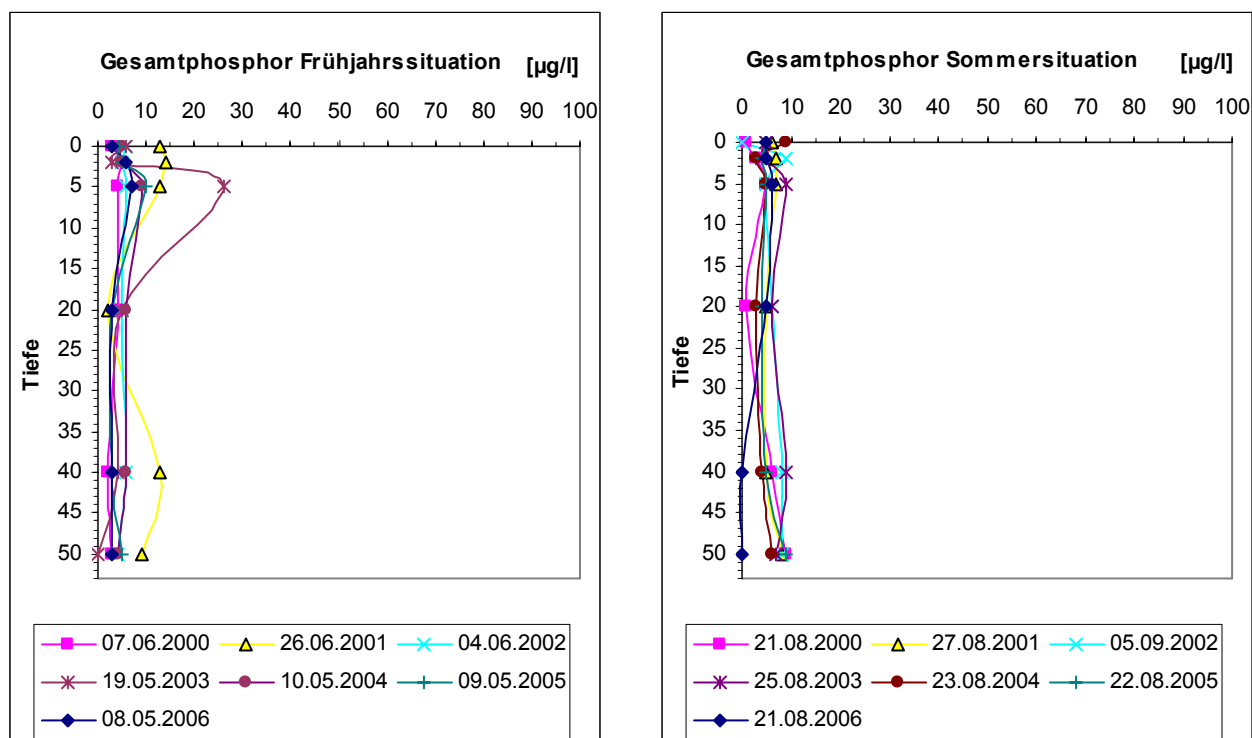


Abb. 17: Gesamtphosphor

Tab. 1: Gesamtphosphor: epilimnische Jahresmittelwerte

0 - 6 Meter	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Gesamt
Minimum [µg/l]	1	6	5	3	3	4	3	1
Maximum [µg/l]	5	14	9	26	9	10	7	26
Bereich von [µg/l]	2,6	6,6	4,9	2,2	3,9	3,7	4,5	4,1
Mittelwert [µg/l]	3,8	10,0	6,0	9,8	5,9	5,7	5,6	6,7
Bereich bis [µg/l]	4,9	13,4	7,2	17,4	7,9	7,8	6,6	9,3

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

Trotz der höheren Phosphatwerte von 2001 und 2003 ist der Altaussee See als stabil „oligotroph“ einzustufen. Die Unterschiede zwischen einzelnen Jahren entsprechen dabei nicht unbedingt den wirklichen Verhältnissen. Die Schwankungen der Jahresmittelwerte werden sicherlich auch durch die geringen Beprobungsfrequenzen (2 Termine pro Jahr) beeinflusst. Um reelle trophische Unterschiede zwischen einzelnen Jahren aufzuspüren, wären wesentlich mehr Probennahmen pro Jahr notwendig. Die Klärung dieser komplexen Sachverhalte zählt jedoch nicht zu den Aufgabenstellungen des Seenmonitorings.

Eine bemerkenswerte Übereinstimmung zeigt jedoch eine Gegenüberstellung der Daten aus dem Altausseer See mit denen des Grundl sees (Abb. 18). Beide Seen zeigen in den Jahren 2001 und 2003 höhere Niveaus. Die größte Phosphorkonzentration wurde dabei auch am Grundlsee im Frühjahr 2003 festgestellt. Insgesamt betrachtet, stimmen aber auch die restlichen Jahre sehr gut überein. In Abb. 18 werden auch die Grenzen zu den anderen Trophiegraden (mesotroph, eutroph) dargestellt und damit der stabile Charakter beider Seen unterstrichen.

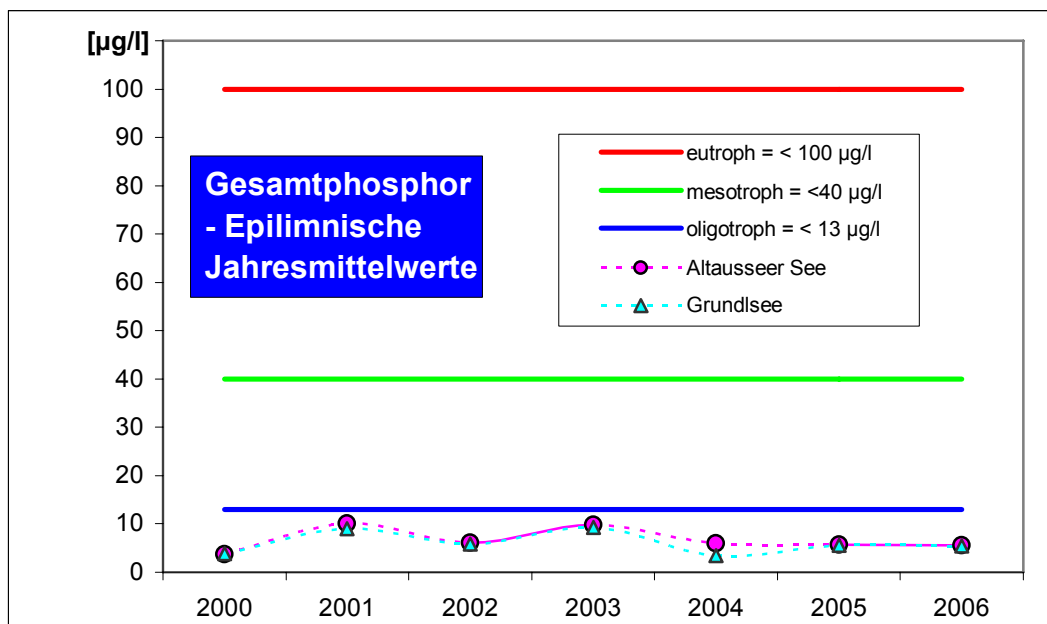


Abb. 18: Gesamtphosphor: Mittelwertvergleich

4.8. Sichttiefe

Während der Vollzirkulation im März 2007 lag die Sichttiefe bei neun Metern (Abb. 19). Durch die erhöhte Planktonproduktion sind im Frühjahr durchwegs geringere Werte zu beobachten. Bis zur sommerlichen Stagnationsphase steigen die Sichttiefen erneut an, das sogenannte Klarwasserstadium wird erreicht.

Insgesamt zeigen die Sichttiefen am Altausseer See keinerlei Auffälligkeiten. Dieser Umstand ist sicherlich auch auf die geringe Durchflutung des Sees zurückzuführen. Das Seewasser wies auch an den Frühjahrsterminen eine verhältnismäßig hohe Durchsichtigkeit auf. Dieser Umstand deutet bereits auf eine geringe Algenentwicklung hin. Im Untersuchungszeitraum lag die größte Sichttiefe bei 10,5 Metern (23.8.2004). Für die Jahre 2000 bis 2006 ergibt sich eine mittlere sommerliche Sichttiefe von 8,9 Metern. Der See ist somit eindeutig dem oligotrophen Seentyp zuzuordnen.

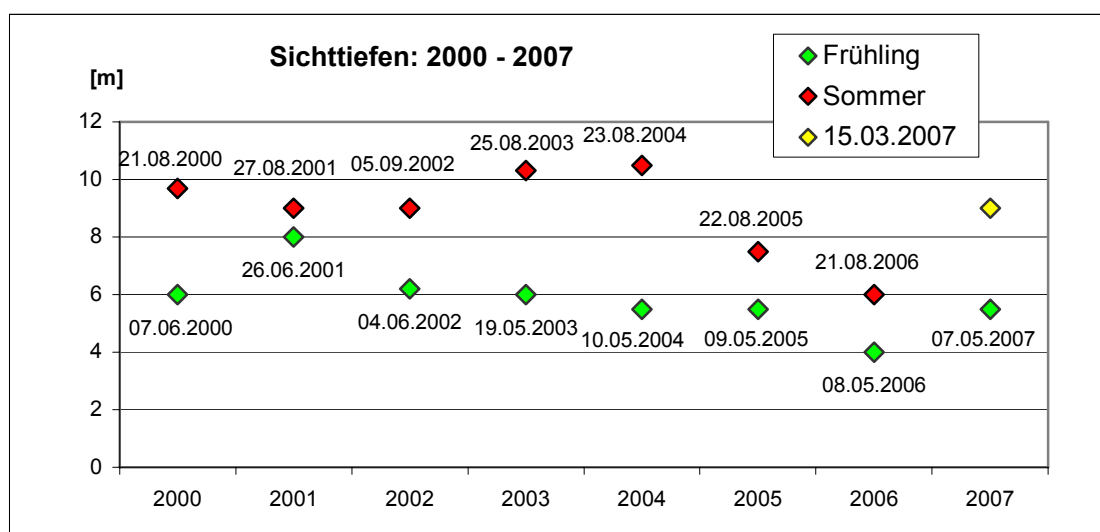


Abb. 19: Sichttiefen

4.9. Chlorophyll A Gehalt

Laboranalysen zufolge, konnten am Altausseer See für das Jahr 2000 Chlorophyll A Konzentrationen von durchwegs unter 3 µg/l festgestellt werden (Tab. 2). Alle späteren Untersuchungen wurden mittels einer Chlorophyll Sonde vor Ort durchgeführt. In den Jahren 2001 bis 2006 lagen die mittleren Chlorophyll A Konzentrationen zwischen 0,27 und 2,45 µg/l. Die Schwankungsbreite des Parameters stimmt dabei gut mit den Untersuchungen von GASSNER ET AL. (2006) überein. Insgesamt ergibt sich für den Beobachtungszeitraum ein mittlerer Chlorophyllgehalt von 1,17 µg/l. Von allen untersuchten Seen konnte lediglich für den Grundlsee (0,93 µg/l) ein noch geringerer Wert ermittelt werden. Aufgrund seiner geringen Chlorophyllkonzentrationen kann der Altausseer See als „oligotroph“ bezeichnet werden.

Tab. 2: Chlorophyll A Gehalt

[µg/l]	2000	26.06.2001	27.08.2001	04.06.2002	05.09.2002	19.05.2003	10.05.2004	23.08.2004	09.05.2005	22.08.2005	21.08.2006	Gesamt
Minimum		0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,77	0,50	1,67	0,16	0,00
Maximum		1,43	0,85	6,98	0,79	7,30	1,56	3,01	2,15	3,45	1,40	7,30
Bereich von		0,06	0,09	0,00	0,23	0,76	0,91	1,97	0,60	1,82	0,22	0,67
Mittelwert	< 3	0,39	0,27	0,69	0,42	2,45	1,16	2,27	1,09	2,42	0,57	1,17
Bereich bis		0,73	0,46	2,21	0,62	4,15	1,41	2,58	1,58	3,01	0,92	1,77

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

4.10. Phytoplankton

Den Ergebnissen der Chlorophylluntersuchungen zufolge, ist das Algenwachstum im Altausseer See als sehr gering einzuschätzen. Aufgrund von Chlorophyll Anregungsspektren ist es möglich auf die Anwesenheit von unterschiedlichen Algengruppen zu schließen. Die Abbildungen 20 (21.8.2006) und 21 (7.5.2007) zeigen eine typische Sommer- beziehungsweise Frühjahrssituation. Den Chlorophylldaten vom August 2006 zufolge, bilden Kieselalgen (Diatomeen) und Cryptophyceen den Hauptbestandteil des Phytoplanktons. Zwischen etwa 2 und 15 Metern Tiefe zeigen die beiden Großgruppen, die zu etwa gleichen Teilen im Phytoplankton vertreten sind, ein eher undeutliches Maximum. Grünalgen (Chlorophyceen) und Blaualgen (Cyanophyceen) spielen eine untergeordnete Rolle. Im Mai 2007 bildet sich in 6 Metern Tiefe ein deutliches Chlorophyllmaximum aus. Die Gesamtkonzentrationen sind jedoch im Vergleich zum Sommer 2006 nicht angestiegen. Auch das „Kräfteverhältnis“ zwischen Kieselalgen und Cryptophyceen bleibt in etwa gleich. Das Grün- und Blaualgenspektrum zeigt hingegen noch geringere Konzentrationen.

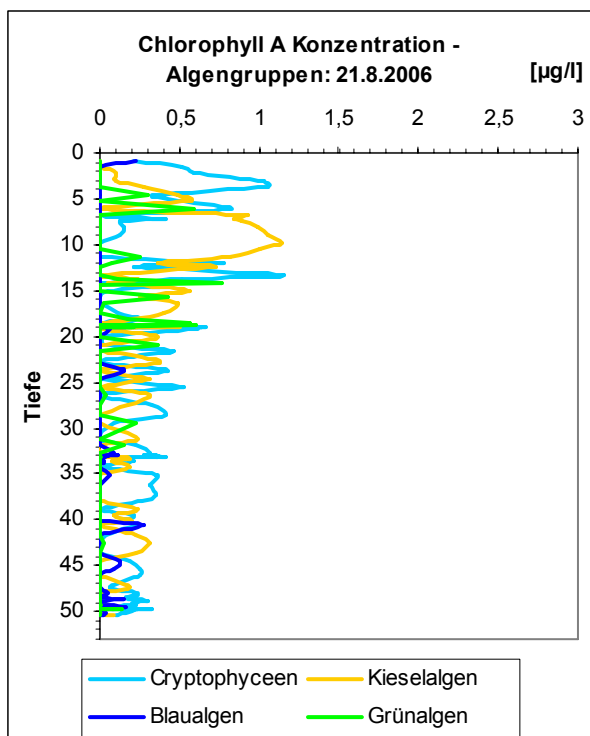


Abb. 20: Algengruppen 21.8.2006

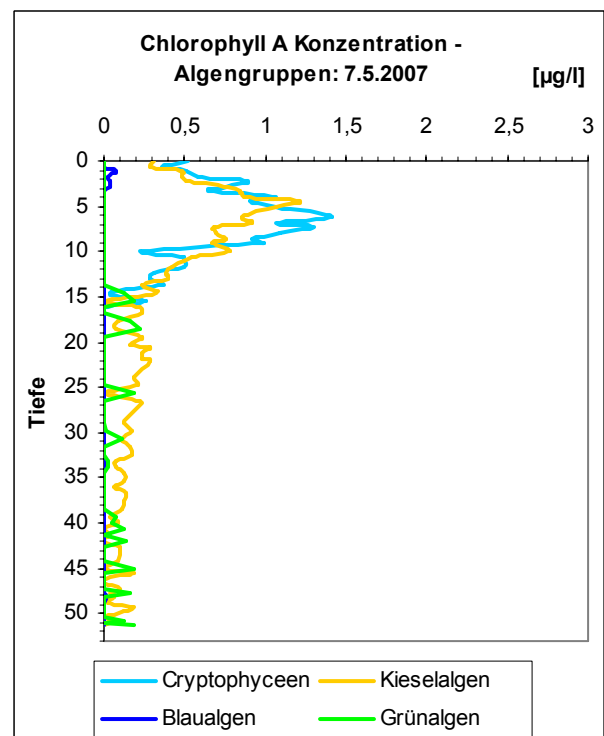


Abb. 21: Algengruppen 7.5.2007

Cryptophyceen gehören dem Nanoplankton an (bis 20 µm) und können durch qualitative Netzfänge nicht nachgewiesen werden. Gleiches gilt für kleinere, zentrische Kieselalgen. Bei diesen dürfte es sich, den quantitativen Analysen von RUTTNER (1938) zufolge, um die Arten *Cyclotella comensis*, *Cyclotella styriaca* und *Stephanodiscus alpinus* handeln.

Cyclotella styriaca stellt eine Besonderheit dar, da diese Art bisher nur im Altausseer See und im Grundlsee nachgewiesen wurde (KRAMMER & LANGE-BERTALOT, 1991).

Im Netzplankton konnten wiederum die größeren Diatomeenarten *Cyclotella bodanica* und *Cyclotella cf. praetermissa/quadrifurcata* (Abb. 22) beobachtet werden. Die Kieselalge *Asterionella formosa* war regelmäßig an den Frühjahrsterminen festzustellen. Weitere typische Phytoplankter des Altausseer Sees sind die Dinophyceen *Ceratium hirundinella* und *Peridinium willei* (Abb. 23). Von den Grünalgen wurden vor allem *Gloeococcus schroeteri*, *Oocystis lacustris* und *Pediastrum boryanum* gefangen. Daneben war häufig *Staurastrum paradoxum* (Desmidiaceae) und *Dinobryon divergens* (Chrysophyceae) anzutreffen. Diese häufigen Formen wurden größtenteils bereits von KEISSLER (1902 bzw. 1907) für den Altausseer See beschrieben.



Abb. 22: oben: *Cyclotella sp.*, unten: *Staurastrum paradoxum*

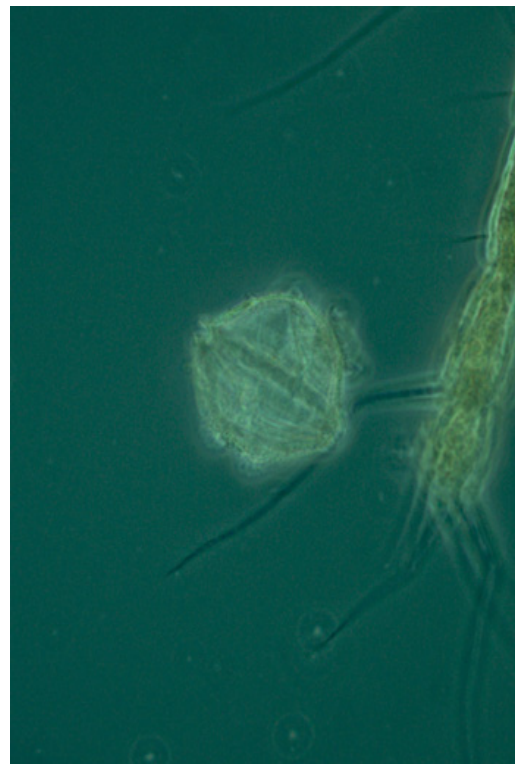


Abb. 23: *Peridinium willei*

4.11. Zooplankton

Rotatorien

Am häufigsten wurden am Altausseer See die Rotatorien *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis* und *Keratella hiemalis* festgestellt. Diese Arten konnten beinahe an allen Terminen beobachtet werden. *Filinia longiseta* und *Polyarthra sp.* traten dagegen mehrheitlich an den Sommerterminen auf. *Asplanchna priodonta* wurde nur einmal im Mai 2007 festgestellt.

Die Art ist demnach eher selten im See anzutreffen, obwohl sie von RUTTNER (1938) im Oktober 1932 in größeren Mengen festgestellt wurde. Auch STUNDL (1953) führt *Asplanchna* sp. für den Altausseer See an.

Crustaceen

Das Crustaceenplankton des Altausseer Sees setzt sich größtenteils aus den Arten *Cyclops abyssorum* (Abb. 25), *Eudiaptomus gracilis* (Abb. 24), *Daphnia hyalina* und *Eubosmina longispina* zusammen. Daneben konnte auch der räuberische Wasserfloh *Bythotrephes longimanus* (Abb. 26) mehrmals nachgewiesen werden. Im Mai 2006 fanden die Probennahmen nur etwa zwei Wochen nach dem vollständigen Abschmelzen der Eisdecke statt. Zu diesem Zeitpunkt war das Zooplankton nur sehr gering entwickelt, da größtenteils Nauplien und kaum adulte Formen gefangen wurden.

RUTTNER (1938) fiel am Altausseer Sees vor allem „das ganz ungewöhnliche Überwiegen des Zooplanktons über das Phytoplankton“ auf. Dieser Umstand deutet darauf hin, dass auch in früheren Zeiten ein sehr geringes Algenwachstum festzustellen war.



Abb. 24: *Eudiaptomus gracilis*



Abb. 25: *Cyclops abyssorum*



Abb. 26: *Bythotrephes longimanus*

5. DER GRUNDLSEE

Seehöhe	709 m
Fläche	4,14 km ²
maximale Tiefe	63,8 m
mittlere Tiefe	32,2 m
Volumen	170 Mio. m ³
Abfluss	5,94 m ³ /s
Einzugsgebiet	125 km ²



Der Grundlsee liegt etwa fünf Kilometer östlich von Bad Aussee, im Bereich der nördlichen Kalkhochalpen. Die Umrahmung des Beckens wird vom Toten Gebirge und dessen Ausläufern gebildet. Mit 4,14 km² Seefläche ist der Grundlsee der größte See des steirischen Salzkammergutes. Nördlich des Sees dominieren Tressenstein- und Plassenkalk, während im Süden Hallstätterkalk überwiegt. Den östlichen Bereich und somit auch das Haupteinzugsgebiet bildet der Dachsteinkalk. Am Südufer bei Wienern kommt auch Haselgebirge vor, ein Mischgestein aus Ton, Sandstein, Anhydrit und Gips. Letzterer wird am Grundlsee (Wienern) auch abgebaut.

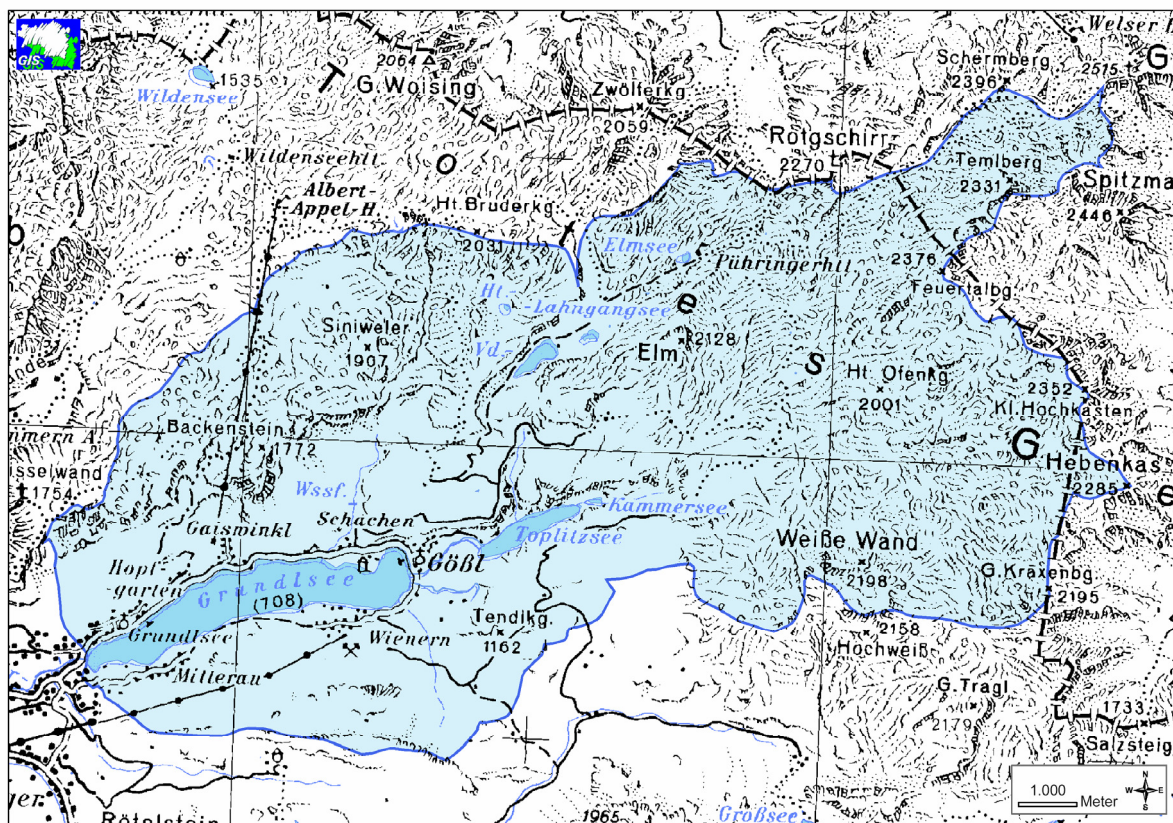


Abb. 27: Einzugsgebiet des Grundlsees (Quelle: GIS STEIERMARK)

Das Einzugsgebiet des Grundlsees (Abb. 27) liegt größtenteils im Karst des Toten Gebirges. Der See liegt tief in einer in das Gebirge eingreifenden Furche, in der sich weiter östlich auch der Toplitzsee und der Kammersee befindet. In einer den Kammersee im Nordosten begrenzenden Felswand (Dachsteinriffkalk) entspringt in Form mehrerer echter Spaltquellen die Traun (ZÖTL, 1961). Laut ZÖTL beträgt die Schüttung des Traunursprungs nur etwa 20 l/s. Die Hauptzuflüsse des Grundlsees bilden der Toplitzbach, der den Toplitzsee entwässert, und der Strimitzbach. Die Quellen des Strimitzbaches liegen zwischen dem Toplitz- und dem Grundlsee (ZÖTL, 1961). Toplitzbach und Strimitzbach münden unweit voneinander entfernt in den östlichen Bereich des Grundlsees.

Der Seeabfluss, die Grundlseeer Traun, vereinigt sich in Bad Aussee mit der Altausseer Traun und der Kainischtraun. Anschließend durchfließt die Traun das felsige, schluchtartige Engtal des Koppen. Bis zur Einmündung in den Hallstätter See trägt die Traun bekanntlich auch den Namen Koppentraun. Landschaftlich stellt der Hallstätter See nur eine Fortsetzung der Koppenschlucht dar (SCHADLER, 1959). Die Traun durchströmt im weiteren Verlauf den Hallstätter See und den Traunsee und mündet letztendlich unweit von Linz in die Donau.

Seewanne

Das langgestreckte, ostwestlich orientierte Seebecken (Abb. 28) zeigt besonders im Norden und Süden des Sees einen steilen Abfall der Halde. Nur am Ost- und Westufer existieren flachere Bereiche mit allmählich zunehmenden Tiefen. Die tiefste Stelle des Sees befindet sich etwa in Seemitte, die größte Tiefe beträgt 64 m.

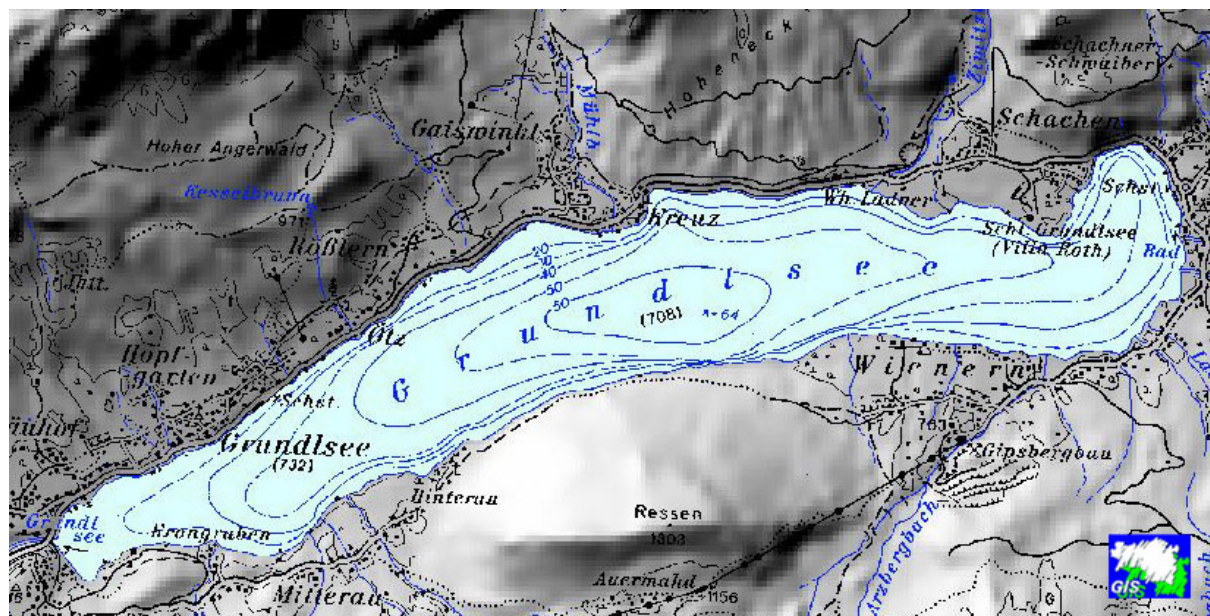


Abb. 28: Tiefenverhältnisse (Quelle: GIS STEIERMARK)

Zum Fischbestand

Schon im Zuge der Bearbeitung der Geschichte des Fischerwesens in der Steiermark wies WALLNER (1911) auf Unterschiede bezüglich der Fischfauna des Grundlsees im Vergleich zum nahen Altausseer See hin. Er bemerkte, dass zwar in beiden Seen Saiblinge und Forellen die „Hauptobjekte des Fischfanges“ darstellten,

die Saiblinge im Altausseer See jedoch eine „ansehnlichere“ Größe erreichten. Dafür war im Grundlsee die Menge der Saiblinge weit größer und die Ausbeute an Aalrutten, Aiteln und Elritzen lieferte einen ansehnlichen Nebenertrag, während diese Fischarten im Altausseer See keine wirtschaftliche Rolle spielten. Fischökologische Unterschiede bestehen bis heute, mit aktuell 12 Fischarten ist der Grundlsee wesentlich artenreicher als der Altausseer See mit 6 Arten. Aktuell beherbergt der Grundlsee folgende Fischarten (GASSNER ET AL. 2003): Aal, Aalrutte, Aitel, Elritze, Flußbarsch, Hecht, Koppe, Reinanke, Schmerle, Seeforelle, Seelaube und Seesaibling. Davon wurden Aal, Flußbarsch, Hecht und Reinanke entweder besetzt oder eingeschleppt. Die seit Jahrhunderten nahezu unverändert betriebene Netzfischerei wird durch die ÖSTERREICHISCHE BUNDESFORSTE AG ausgeübt (PERGER & POINTINGER, 2006).

Frühere Untersuchungen:

Bereits aus dem Jahr 1906 stammen die ersten Untersuchungen über das Plankton des Grundlsees (KESSLER, 1907). KESSLER bemerkte, dass der Grundlsee und der Altausseersee sehr viel Plankton führen, jedoch in der Artenzusammensetzung stark voneinander abweichen. HAEMPEL (1922) konnte bereits eine Angabe über die Periodizität der unterschiedlichen Planktonformen machen. In den Jahren 1932 und 1933 führte RUTTNER (1938) die ersten quantitativen Planktonanalysen am See durch. Aufgrund chemisch- physikalischer Messungen ordnete er den Grundlsee dem „oligotrophen Schichtungstypus“ zu.

STUNDL (1953) untersuchte den See im Jahr 1949 und erhielt weitgehend ähnliche Ergebnisse wie zuvor RUTTNER (1938). In den sechziger Jahren traten, infolge vermehrter Abwassereinleitungen, lokale Verunreinigungen auf. Die zunehmende Belastung wirkte sich allmählich auch auf den Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers aus. Der geringste, über Grund gemessene Wert lag am 16.11.1971 bei 4,7 mg/l. (45% Sättigung). Durch den raschen Bau einer Kanalisation konnten weitere negative Einflüsse abgewendet werden (JAGSCH ET AL. 1982). Bei regelmäßigen Folgeuntersuchungen von 1981 bis 1985 durch die BUNDESANSTALT FÜR FISCHEREI-WIRTSCHAFT in Scharfling zeigte sich, dass der oligotrophe Charakter des Grundlsees erhalten werden konnte (JAGSCH & MASCHER 1989). Im Rahmen einer Dissertation (MODER, 1986) entstand in den Jahren 1983 bis 1985 eine Studie über das Zooplankton des Grundlsees, die für den Seenbericht eine weitere gute Vergleichsmöglichkeit darstellt.

5.1. Temperatur

Der Kurvenverlauf vom 26.3.2007 (Abb. 29) zeigt die Temperaturverhältnisse im Grundlsee während der Frühjahrszirkulation. Daraufhin beginnt die Erwärmung der oberflächlichen Schichten, in manchen Jahren (z.B. 2003 und 2007) ist bereits im Mai eine geringe Schichtung zu beobachten. Unterhalb von 30 Metern Tiefe liegen die Temperaturen im Mittel bei 4,2°C.

Während die Temperaturen an der Oberfläche im Verlauf des Sommers weiter ansteigen, erwärmt sich das Wasser über Grund jedoch nur mehr um mittlere 0,1°C. Die höchsten Augusttemperaturen (22,3°C) wurden während des „Jahrhundertsommers“ 2003 festgestellt. Der Kurvenverlauf vom 10.9.2001 zeigt an der Oberfläche bereits wieder abnehmende Temperaturen. Das Epilimnion wird

dabei durch Windeinwirkung in die Tiefe gedrückt. Durch weitere Abkühlungs- und Durchmischungsprozesse setzt die herbstliche Vollzirkulation ein.

Ein außergewöhnlicher Temperaturverlauf konnte am 28.8.2002 beobachtet werden. Zunächst fällt die Temperatur, von der Oberfläche (17,7°C) bis in 5 Metern Tiefe (11,3°C), rapide ab. Zwischen 5 und 20 Metern zeigt sich eine relativ konstante Schichtung (9 – 11°C). Darunter sinkt die Temperatur, bis in etwa 30 m Tiefe, wiederum rasch ab. Es bildet sich also eine zweite, tiefer gelegene „Sprungschicht“ aus. Möglicherweise wurden die sommerlichen Schichtungsverhältnisse durch das Hochwasserereignis vom 11. bis 13.8.2002 gestört. In den Medien vielfach als „Jahrhundertflut“ bezeichnet, war auch die Steiermark, vor allem an der Enns und der Traun sowie an zahlreichen Zubringern zu diesen beiden Gewässern, vom Hochwasser betroffen (SCHATZL, 2002). Das Hochwasserereignis hatte damals den Grundlsee über seine Ufer treten lassen. Im Winter ist der See durchschnittlich an 64 Tagen von einer Eisschicht bedeckt (ECKEL, 1955).

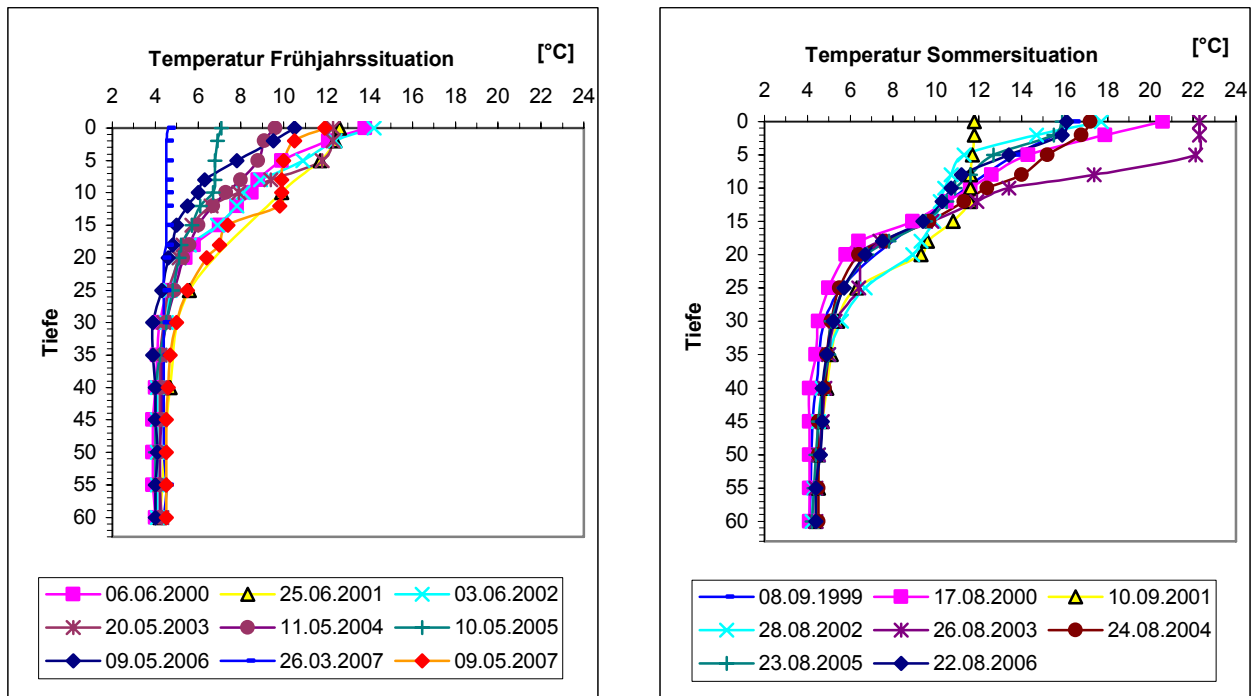


Abb. 29: Temperaturverhältnisse

5.2. Sauerstoff

Während der Frühjahrszirkulation (26.3.2007) ist der Sauerstoffgehalt des Seewassers gleichmäßig auf die gesamte Wassersäule verteilt (Abb. 30). Die Sauerstoffsättigung liegt im Mittel bei 96%. Daraufhin nimmt der Sauerstoffgehalt in den oberen Wasserschichten rasch zu (9.5.2007). In der Tiefe ist dagegen ein umgekehrter Trend zu beobachten, die Konzentrationen sinken.

Im Zuge der Frühjahrsbeprobungen wurden nur im Jahr 2000 größere Übersättigungen festgestellt (maximal 118%). Über Grund bewegen sich Konzentrationen zwischen 9,5 und 12 mg/l. Insgesamt betrachtet, liegen die Frühjahrsdaten des Jahres 2007 etwa im Mittelfeld.

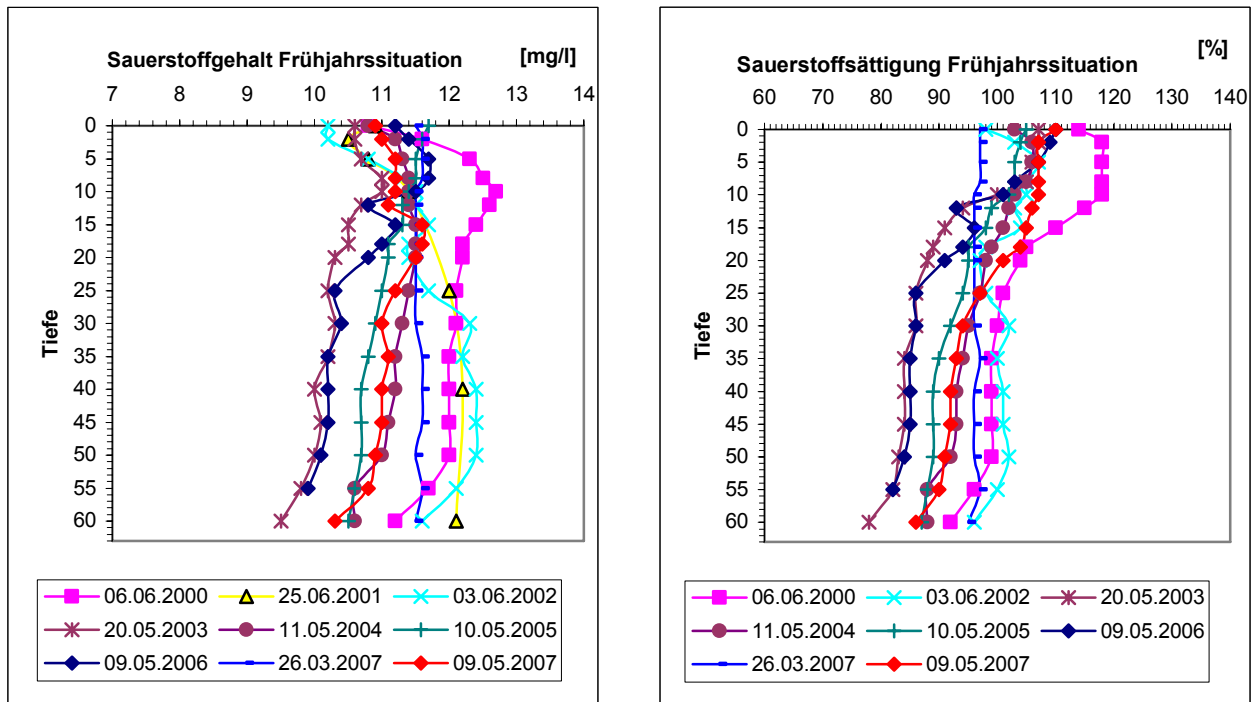


Abb. 30: Sauerstoff Frühjahrssituation

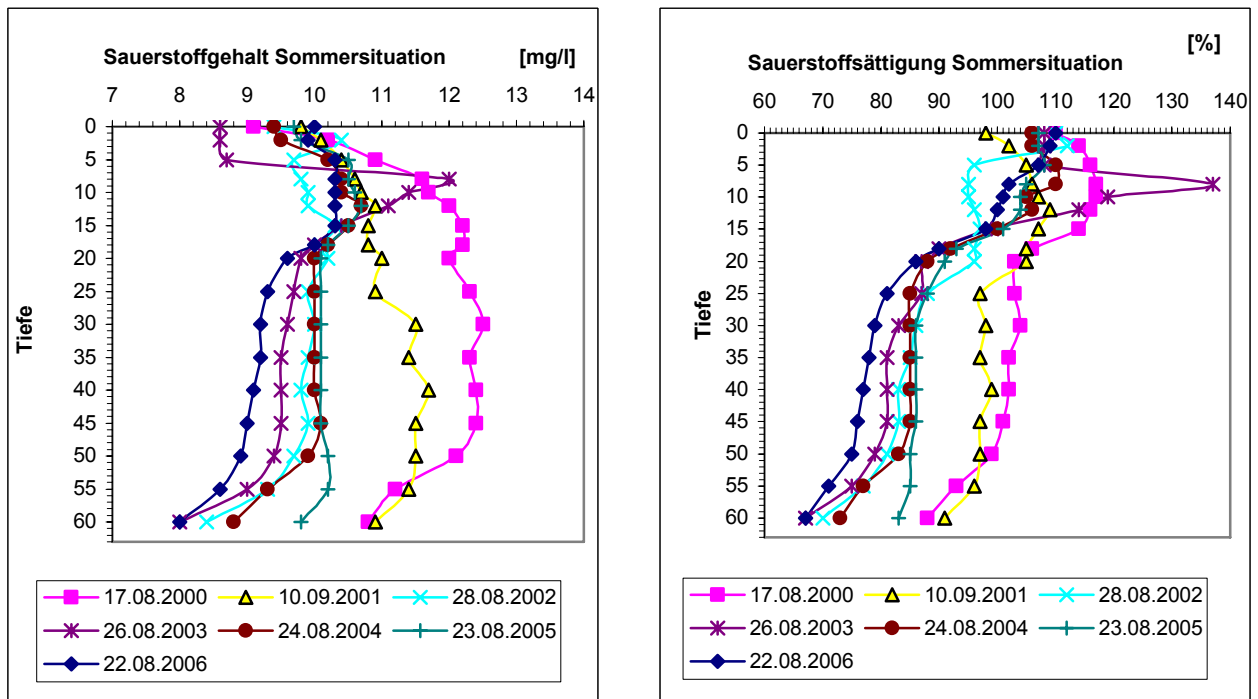


Abb. 31: Sauerstoff Sommersituation

Im Vergleich zum Frühjahr wurde während der sommerlichen Probennahmen (Abb. 31) nur mehr ein geringer Anstieg der Sauerstoffkonzentrationen, in den oberen Schichten des Sees, festgestellt. Der höchste Sättigungswert (137%) konnte am 26.8.2003 in acht Metern Tiefe gemessen werden. Der Sättigungsverlauf vom 28.8.2002 zeigt dieselben Besonderheiten wie schon der Temperaturverlauf (Abb. 29). Die mögliche Ursache wurde bereits im Kapitel „Temperatur“ diskutiert. Bemerkenswert ist die generell gute Sauerstoffversorgung im Hypolimnion. Die niedrigsten Messwerte lagen immerhin noch bei 67% Sättigung. Über Grund wurden mittlere 77% und somit nur geringe Zehrungen festgestellt. Diese Zehrungsprozesse treten auf, da beim Abbau des absinkenden organischen Materials (z.B. Plankton) Sauerstoff verbraucht wird. Außerdem kann durch die sommerliche Stagnation kein mit Sauerstoff angereichertes Wasser in die tieferen Bereiche des Sees gelangen. Durch die Herbstzirkulation wird diese Schichtung zerstört, in der Tiefe steigt der Sauerstoffgehalt wieder an.

In den sechziger Jahren zeichneten sich am Grundlsee Probleme durch Abwassereinleitungen ab. Die Belastung wirkte sich bereits auf den Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers aus. Der geringste Wert (4,7 mg/l oder 45% Sättigung) wurde am 16.11.1971 gemessen (JAGSCH ET AL. 1982). Durch den Bau einer Ortskanalisation konnte damals eine rasche Verbesserung der Sauerstoffsituation festgestellt werden. Weitere Untersuchungen (z.B. GASSNER ET AL. 2006) und auch die Ergebnisse des Seenmonitorings bestätigen letztendlich, dass die guten Sauerstoffverhältnisse auch langfristig erhalten werden konnten. Die Wirkung der Sanierungsmaßnahmen wird durch einen Vergleich der Monitoringdaten (2000 – 2006) mit Messreihen von RUTTNER (1938) und STUNDL (1953) zusätzlich unterstrichen (Abb. 32).

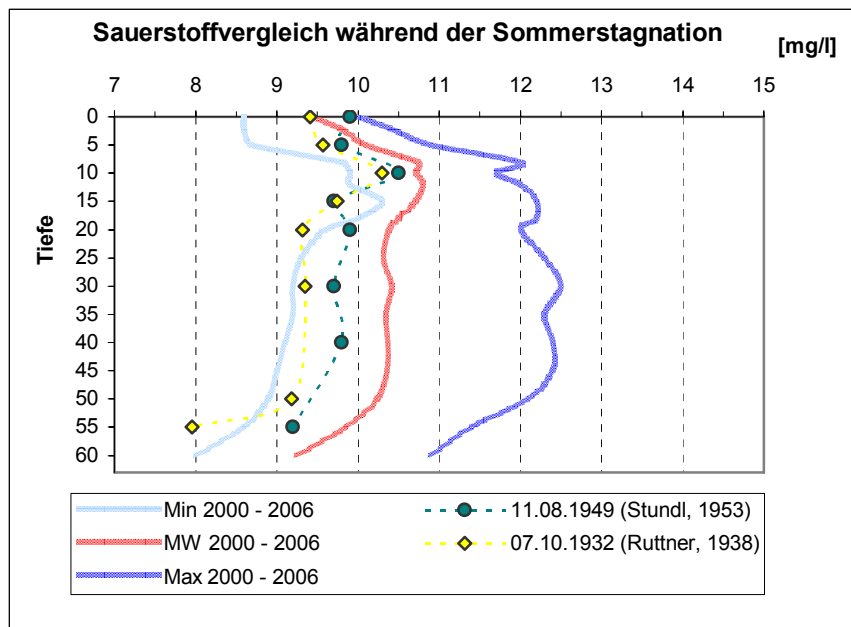


Abb. 32: Sauerstoffvergleich während der sommerlichen Stagnationsphase

5.3. pH Wert

Die pH Werte (Abb. 33) schwankten im Untersuchungszeitraum zwischen pH 7 und pH 8,5. Die Messreihen sind für die geologischen und hydrologischen Verhältnisse des kalkreichen Einzugsgebietes typisch und unauffällig. Größere jahreszeitliche Unterschiede sind aus den Daten nicht abzuleiten.

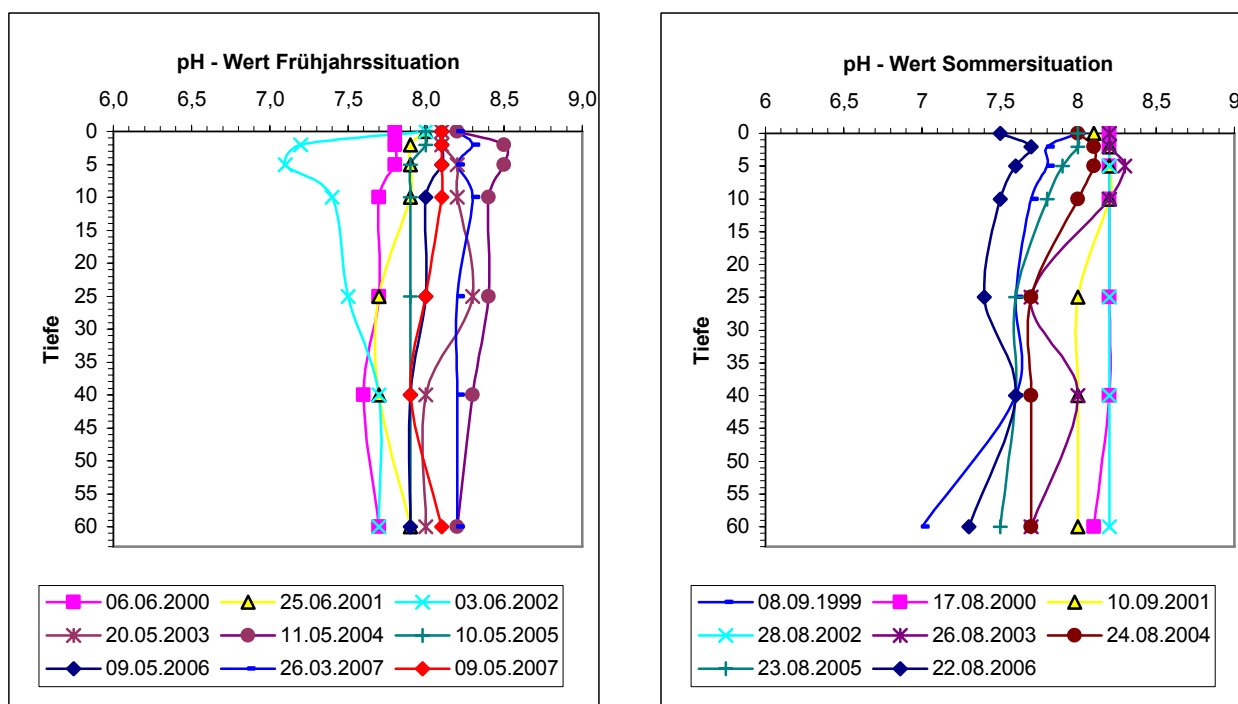


Abb. 33: ph - Werte

5.4. Leitfähigkeit

An den Frühjahrsterminen zeigten die Leitfähigkeiten (Abb. 34) an der Oberfläche, bedingt durch die Schneeschmelze, größere Schwankungen. In der Tiefe konnten im Mittel bereits höhere Leitfähigkeiten als an der Oberfläche gemessen werden. Während der sommerlichen Stagnationsphasen treten diese Unterschiede noch deutlicher hervor. Im Hypolimnion waren dabei ähnliche Verhältnisse wie an den Frühjahrsterminen zu beobachten. Die oberen Wasserschichten zeigten dagegen mehrheitlich strenge Schichtungen und nur äußerst geringe Schwankungsbreiten. Aus dem Rahmen fällt lediglich der Kurvenverlauf vom 28.8.2002. Die offensichtlichen Durchmischungen in den oberen Bereichen des Grundlsees sind sehr wahrscheinlich auf das Hochwasserereignis vom 11.-13. August 2002 zurückzuführen.

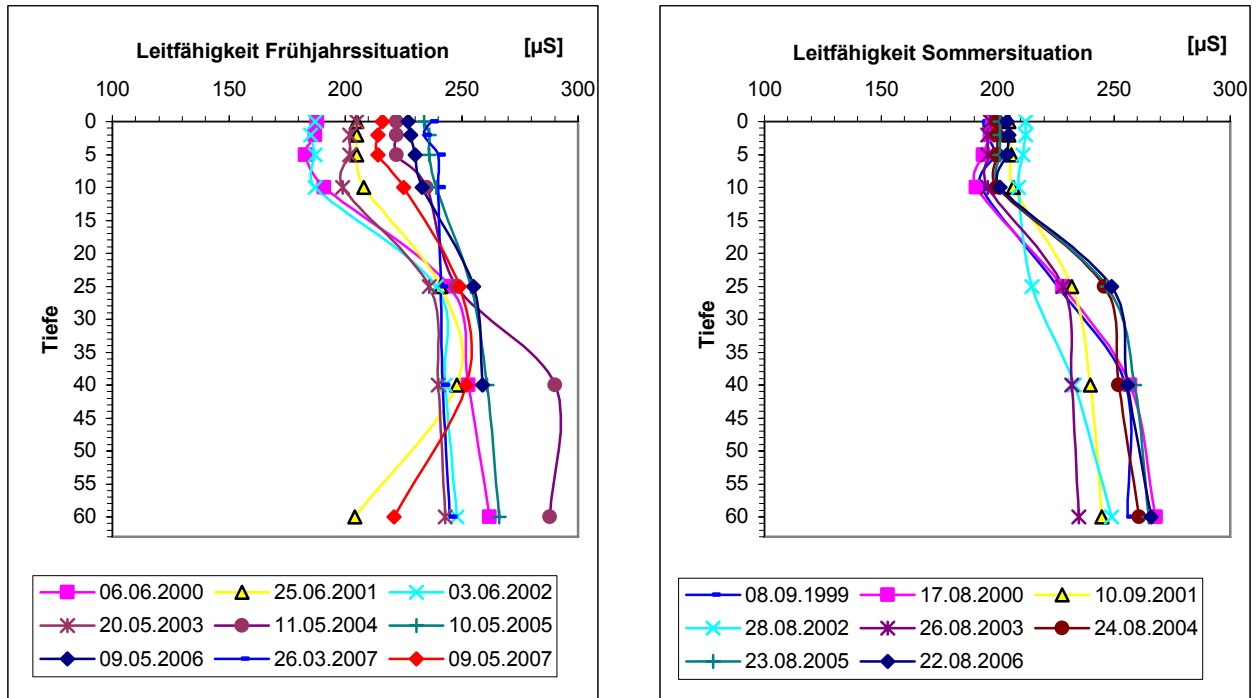


Abb. 34: Leitfähigkeiten

5.5. Nitrat, Nitrit und Ammonium

Im Untersuchungszeitraum schwankten die Nitratwerte am Grundlsee (Abb. 35) zwischen 0,1 und 0,6 mg/l. Bis in etwa 25 Metern Tiefe lagen die Frühjahreswerte im Mittel höher als zur Zeit der sommerlichen Stagnationsphase. Im Hypolimnion wurden dagegen geringere jahreszeitliche Unterschiede festgestellt. Eine Schichtung konnte nur während den Sommerstagnationen beobachtet werden.

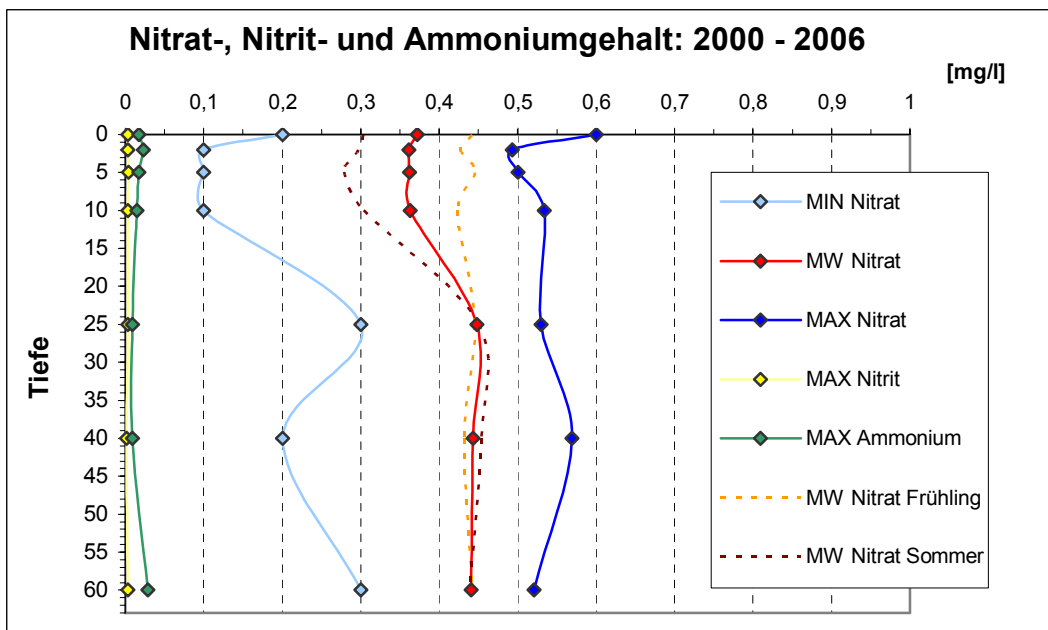


Abb. 35: Nitrat, Nitrit und Ammonium

Für den Grundlsee ergibt sich für die Jahre 2000 - 2006 ein mittlerer Nitratwert von 0,40 mg/l. Dieser Wert liegt damit nahezu auf gleichem Niveau wie der Mittelwert des Altausseer Sees (0,43 mg/l). Insgesamt stimmen die Daten aus dem Grundlsee gut mit früheren Untersuchungen (z.B. RUTTNER, 1938) überein und sind ohne Diskrepanzen.

Nitrit und Ammonium wurden nur in sehr geringen Mengen nachgewiesen. Die Mehrheit der Daten lag unterhalb der Nachweisgrenze. Die höchsten Ammoniumkonzentrationen wurden während der Sommertermine 2003 (0,027 mg/l) und 2005 (0,029 mg/l) in 60 Metern Tiefe festgestellt.

5.6. DOC

In den Jahren 2004 – 2006 lag der mittlere DOC Gehalt am Grundlsee bei 1,81 mg/l. Dieser Wert unterscheidet sich demnach kaum vom Mittelwert des Altausseer Sees (1,98 mg/l). Am 24.8.2004 wurden in den tieferen Bereichen des Grundlsees höhere DOC Werte festgestellt (Abb. 36). Eine plausible Erklärung für diesen Anstieg konnte jedoch vorerst nicht gefunden werden. Andere Parameter (Gesamtphosphor, Stickstoff oder Chlorophyll A) zeigten an diesem Termin jedenfalls keine Auffälligkeiten. Im Vergleich mit den anderen untersuchten Seen liegen die DOC Konzentrationen des Grundlsees im unteren Bereich.

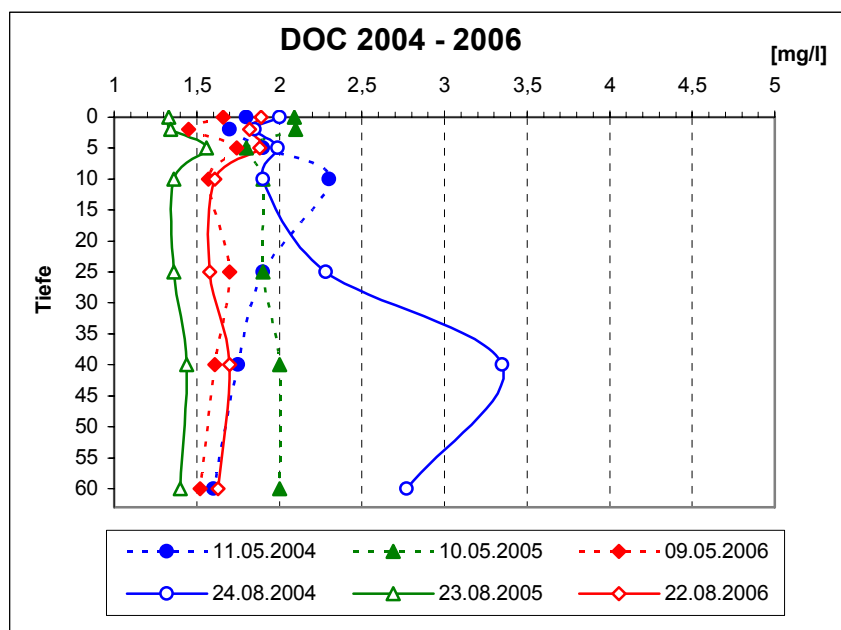


Abb. 36: DOC Gehalt

5.7. Phosphor

Insgesamt wurden am Grundlsee nur sehr geringe Phosphatwerte festgestellt. Die einzelnen Datenreihen gehen aus Abb. 37 hervor. Höhere Konzentrationen (max. 27 µg/l in 2 m Tiefe) konnten nur im Mai 2003 beobachtet werden. Die Ergebnisse der filtrierten Phosphorproben zeigten, wenn auch in geringerem Ausmaß, ebenfalls einen Anstieg im Epilimnion (max. 5 µg/l in 5 m Tiefe). Ein geringer Anteil der

Gesamtkonzentration lag demnach auch als gelöstes organisches Phosphat vor. Ein Zusammenhang zu anderen Parametern (z.B. Chlorophyll A Konzentration) war zu diesem Zeitpunkt jedoch nicht zu beobachten. Aufgrund der Chlorophyll Messungen, konnte das Algenwachstum im Mai 2003 als durchschnittlich und unauffällig eingeschätzt werden. Vergleicht man die Phosphor Daten des Grundlsees mit denen des Altausseer Sees, so ergibt sich für den Frühjahrstermin 2003 eine bemerkenswerte Übereinstimmung. Auch am Altausseer See wurden nur im Mai 2003 höhere Werte festgestellt (max. 26 µg/l in 5m Tiefe). Eine plausible Erklärung für dieses Phänomen konnte auch in diesem Fall nicht gefunden werden.

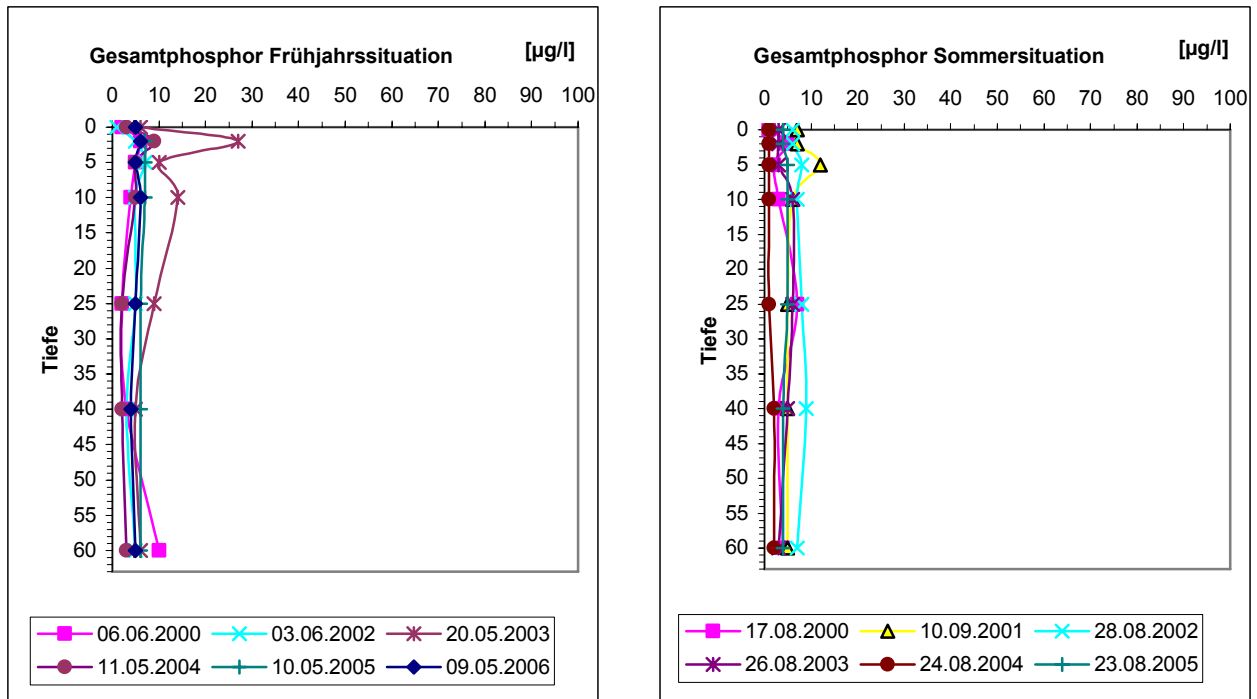


Abb. 37: Gesamtphosphor

Die Zusammenstellung der epilimnischen Gesamtphosphorkonzentrationen (0 – 6 m) in Tab. 3 zeigt, dass die Jahresmittelwerte im Untersuchungszeitraum in einem Bereich von 3,3 bis 8,1 µg/l lagen. In 60 Metern Tiefe wurde ein Mittelwert von 5,2 µg/l errechnet. Es konnte kein Anstieg der Konzentrationen im Hypolimnion festgestellt werden. Für die Untersuchungsjahre 2000 bis 2006 ergibt sich für das Epilimnion ein mittlerer Gehalt von 5,7 µg/l. Der See kann somit eindeutig dem oligotrophen Typus zugeordnet werden. Eine trophische Langzeitentwicklung ist aus den unterschiedlichen Jahresniveaus nicht abzuleiten. Die Daten zeigen jedoch gute Übereinstimmungen mit den Mittelwerten des Altausseer Sees (Abb. 18).

Tab. 3: Gesamtphosphor: epilimnische Jahresmittelwerte

0 - 6 Meter	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Gesamt
Minimum [µg/l]	1	7	1	3	1	4	5	1
Maximum [µg/l]	6	12	8	27	9	7	6	27
Bereich von [µg/l]	2,2	6,9	4,0	1,2	0,6	4,2	5,0	3,3
Mittelwert [µg/l]	3,8	9,0	5,9	9,2	3,5	5,5	5,4	5,7
Bereich bis [µg/l]	5,4	11,1	7,8	17,2	6,4	6,8	5,8	8,1

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

5.8. Sichttiefe

Hohe Sichttiefen sind am Grundlsee keine Seltenheit. Der höchste Wert, der im Rahmen des Seenmonitorings gemessen wurde (Abb. 38), lag immerhin bei 12 Metern (24.8.2004). Die größten Sichttiefen treten am Grundlsee allerdings zumeist im November und Dezember auf (GASSNER ET AL. 2006), wie auch die Datenreihen von MODER (1986) zeigen. Der bisher höchste gemessene Wert wurde 1984 mit 14,7 Metern festgestellt, die geringsten Werte treten vor allem im Frühsommer auf (GASSNER ET AL. 2006).

MODER gibt für die Jahre 1983 bis 1985 eine mittlere Sichttiefe von 10,2 Metern an. Dieser Wert wurde zum Großteil durch monatliche Messungen bestimmt und dürfte den Verhältnissen am Grundlsee am ehesten entsprechen. Der im Rahmen des Seenmonitorings bestimmte Mittelwert liegt darunter, da nur sommerliche Sichttiefen herangezogen wurden. Die geringste Sichttiefe (3,5 m) wurde am 28.8.2002 festgestellt und ist mit Sicherheit eine Folgeerscheinung der Hochwasserereignisse, die sich nur zwei Wochen vor der Beprobung ereigneten. Für die Jahre 2000 bis 2006 ergibt sich eine mittlere sommerliche Sichttiefe von 8,5 Metern. Der Unterschied zum Mittelwert von MODER (1986) ist methodisch bedingt (Beprobungsfrequenz) und kann keineswegs als Rückgang der Sichttiefe gewertet werden. Aufgrund der erhobenen Daten ist der Grundlsee als stabil oligotrophes Gewässer einzustufen.

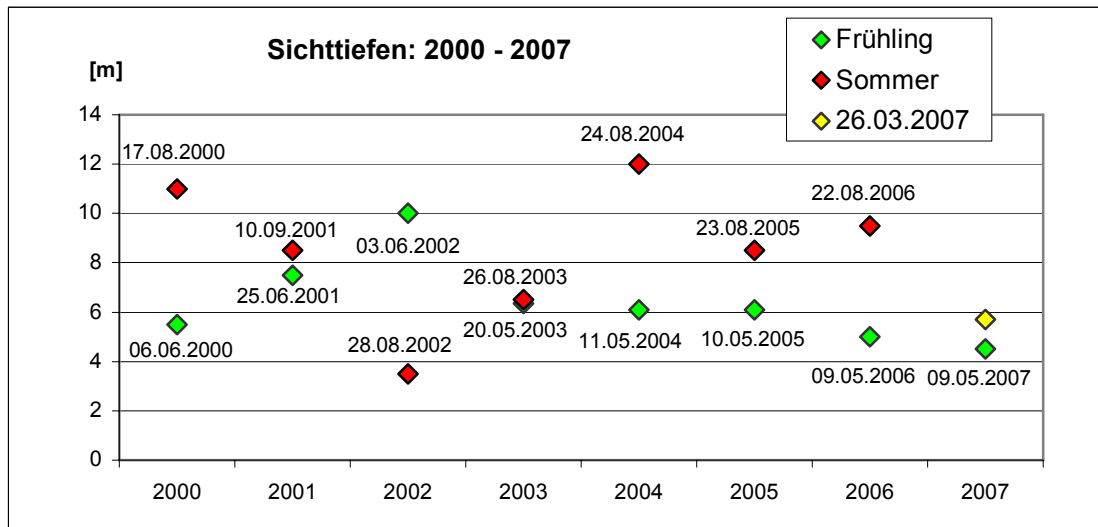


Abb. 38: Sichttiefen

5.9. Chlorophyll A Gehalt

Von allen untersuchten Seen weist der Grundlsee die geringsten Chlorophyll A Konzentrationen auf (Tab. 4). Im Jahr 2000 (Laboranalyse) lagen die Konzentrationen durchwegs unter 3 µg/l. Ab dem Jahr 2001 stand für die Messungen eine Chlorophyll Sonde zur Verfügung. Die mittleren Konzentrationen bewegten sich zwischen 0,07 und 2,70 µg/l. Die höchsten Werte wurden im August 2005 festgestellt. Für den Untersuchungszeitraum ergibt sich eine mittlere Chlorophyll A Konzentration von 0,93 µg/l und damit eine gute Übereinstimmung mit den

Ergebnissen von GASSNER ET AL. (2006) aus den Jahren 2001 bis 2005 (Mittelwert 1,0 µg/l). Der See ist somit eindeutig dem oligotrophen Trophiegrad zuzuordnen.

Tab. 4: Chlorophyll A Gehalt

[µg/l]	2000	25.06. 2001	10.09. 2001	03.06. 2002	28.08. 2002	20.05. 2003	26.08. 2003	11.05. 2004	24.08. 2004	10.05. 2005	23.08. 2005	22.08. 2006	Gesamt
Minimum		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,19	0,73	1,41	0,00	0,00
Maximum		0,39	1,09	0,71	1,03	1,75	4,64	3,06	2,11	1,98	5,13	1,40	5,13
Bereich von		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,63	0,95	1,24	0,93	1,44	0,00	0,47
Mittelwert	< 3	0,07	0,27	0,07	0,17	0,31	1,91	1,85	1,50	1,27	2,70	0,15	0,93
Bereich bis		0,20	0,56	0,25	0,47	0,75	3,19	2,76	1,77	1,62	3,96	0,45	1,45

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

5.10. Phytoplankton

Aufgrund der Ergebnisse der Chlorophyll A Untersuchungen kann das Algenwachstum im Grundlsee als sehr gering eingeschätzt werden. Die Chlorophyll Anregungsspektren vom August 2006 (Abb. 39) beziehungsweise Mai 2007 (Abb. 40) zeigen äußerst geringe, für den Grundlsee jedoch nicht außergewöhnliche, Konzentrationen. Nennenswerte Mengen finden sich an beiden Terminen nur in den oberen Bereichen des Sees. Demnach setzt sich das Phytoplankton größtenteils aus Cryptophyceen und Diatomeen zusammen. Grün- und Blaualgen sind dagegen von eher untergeordneter Bedeutung. Bereits HAEMPEL (1922) wies darauf hin, dass Chlorophyceen (Grünalgen) im Grundlsee niemals eine dominierende Rolle einnehmen.

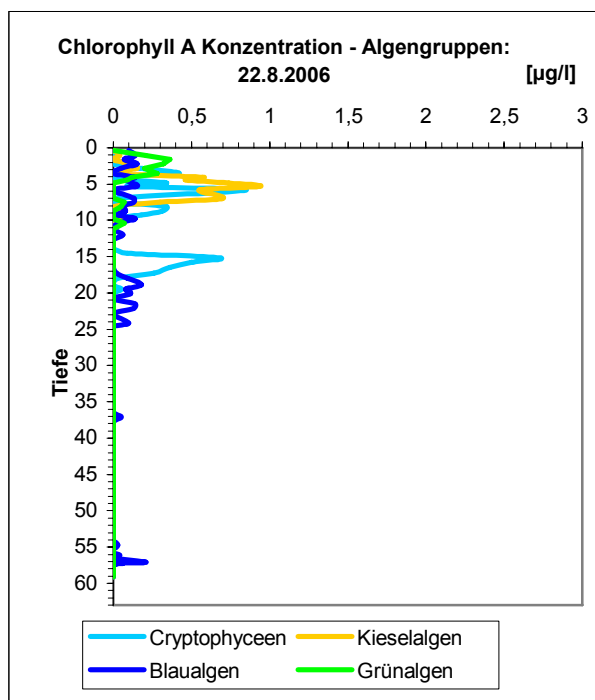


Abb. 39: Algengruppen 22.8.2006

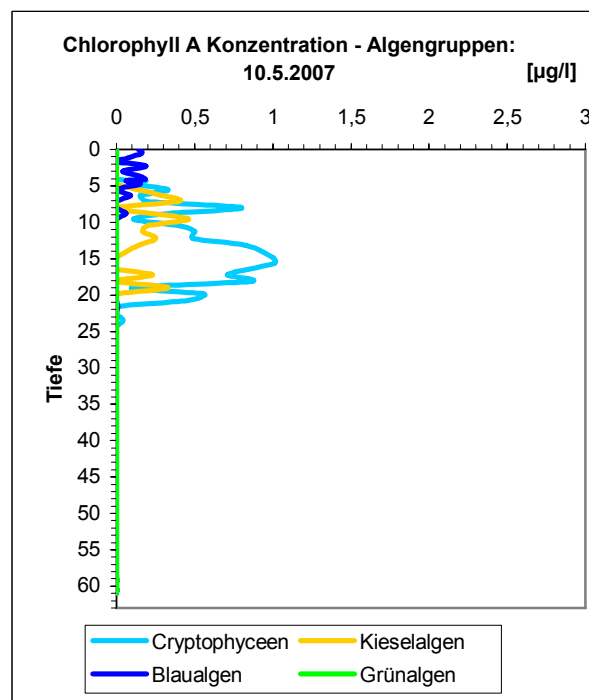


Abb. 40: Algengruppen 10.5.2007

Die Cryptophyceen scheinen aufgrund ihrer geringen Größe nicht im Netzplankton auf. Gleiches gilt für die Kieselalgen *Cyclotella comensis* und *Cyclotella styriaca*, die RUTTNER (1938) durch quantitative Analysen in größeren Mengen am Grundlsee nachweisen konnte und die sicherlich noch heute vorhanden sind.

Im Rahmen des Seenmonitorings wurde mehrmals *Cyclotella bodanica* und *Synedra acus* gefunden, während *Asterionella formosa* (Abb. 42) nahezu an allen Terminen anzutreffen war. Die Kieselalge *Stephanodiscus neoastraea* konnte hingegen nur an Sommerterminen festgestellt werden. *Gloeococcus schroeteri* (Chlorophyceae) war ebenfalls nur während der sommerlichen Stagnationen zu beobachten. *Dinobryon divergens* (Chrysophyceae), *Peridinium willei* (Dinophyceae) und *Staurastrum paradoxum* (Desmidiaceae) sind weitere typische Vertreter des Phytoplanktons am Grundlsee und wurden dementsprechend häufig vorgefunden.

Bereits HAEMPEL (1922) zählte *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) „zu den häufigsten und stets anzutreffenden Planktonen“ im Grundlsee, während KEISSLER (1907) ihr Auftreten jedoch als „selten“ beurteilte. Im Zuge des Seenmonitorings konnte *Ceratium hirundinella* (Abb. 41) an jedem Termin festgestellt werden.

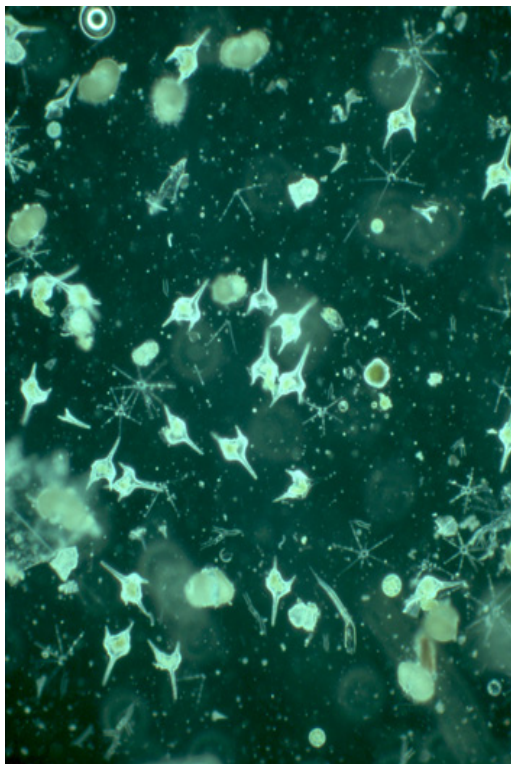


Abb. 41: Übersicht Netzplankton: *Ceratium hirundinella* und *Asterionella formosa*

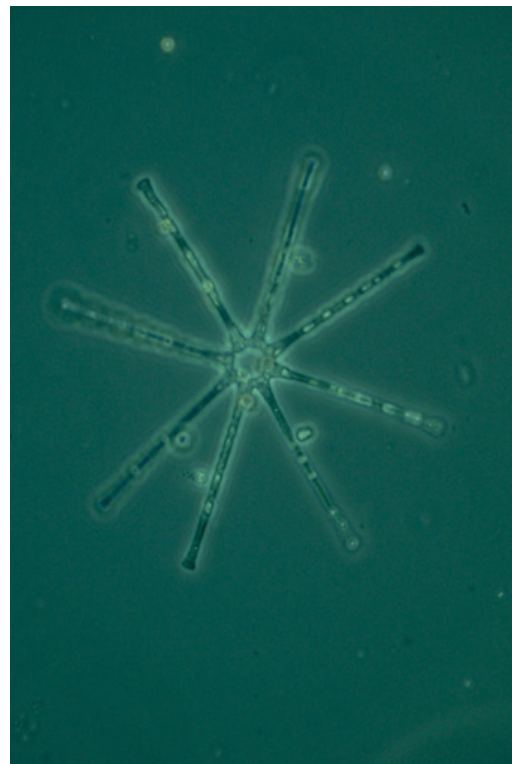


Abb. 42: *Asterionella formosa*

5.11. Zooplankton

Rotatorien

In den qualitativen Netzfängen waren die Rotatorien *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Keratella hiemalis* und *Polyarthra sp.* mit großer Kontinuität anzutreffen. Durchwegs seltener konnten *Filinia longiseta* und *Asplanchna priodonta* beobachtet werden. Die räuberische Art *Asplanchna priodonta* wurde auch von MODER (1986) als zahlenmäßig gering angegeben.

Für den Grundlsee werden noch sechs weitere Rotatorien wie zum Beispiel *Conochilus unicornis* und *Gastropus stylifer*, angegeben (MODER 1986). Dabei handelt es sich jedoch um Formen, die meist nur für kurze Zeit im Jahr auftreten und daher nur schwer zu erfassen sind. Die qualitative Zusammensetzung des Rotatorienplanktons stimmt allerdings sehr gut mit den Angaben von HAEMPEL (1922) und RUTTNER (1938) überein. Grundsätzliche Veränderungen im Artenspektrum des Grundlsees sind daher unwahrscheinlich.

Crustaceen

Aufgrund eingehender quantitativer Untersuchungen bezeichnet MODER (1986) den Copepoden *Eudiaptomus gracilis* (Abb. 43) als den eindeutig bedeutendsten Vertreter des Crustaceenplanktons im Grundlsee. Die Art wurde auch regelmäßig im Rahmen des Seenmonitorings festgestellt, während der zweite Copepode *Cyclops abyssorum* vor allem an den Frühjahrsterminen zu beobachten war.



Abb. 43: *Eudiaptomus gracilis*

Die Cladoceren sind mit vier planktischen Arten im Grundlsee vertreten. Der Wasserfloh *Eubosmina longispina* (Abb. 44) konnte nahezu an allen Untersuchungsterminen festgestellt werden. *Daphnia hyalina* (Abb. 45) war hingegen vermehrt während der sommerlichen Stagnationsphasen festzustellen. Laut MODER erreicht die Art ihre Produktionsspitzen im Juni bzw. Juli. Im Gegensatz zu den oben genannten Formen, konnten die beiden räuberischen Wasserflöhe *Leptodora kindtii* und *Bythotrephes longimanus* vergleichsweise selten beobachtet werden.

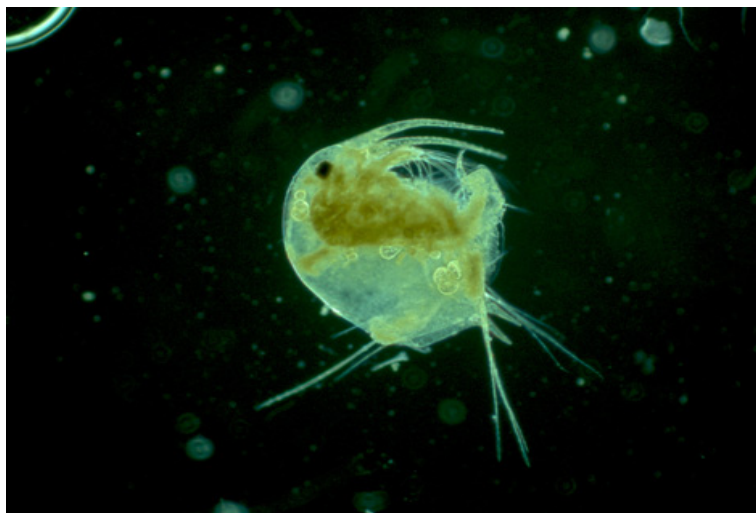


Abb. 44: *Eubosmina longispina*



Abb. 45: *Daphnia hyalina*

6. DER TOPLITZSEE

Seehöhe	718 m
Fläche	0,54 km ²
maximale Tiefe	103 m
mittlere Tiefe	62,4 m
Volumen	33,7 Mio. m ³
Abfluss	5,94 m ³ /s
Einzugsgebiet	70,7 km ²



Der Toplitzsee (Abb. 46) liegt etwa 1,5 km östlich vom Grundlsee in einem engen Sacktal. Im Norden und Nordosten begrenzen ihn die steilen Abhänge des Toten Gebirges. Südlich des Sees erstreckt sich der Schwarzwald und in nordwestlicher Richtung liegt die Gößler Wand. Unmittelbar östlich des Toplitzsees befindet sich der Kammersee (Abb. 47), während weiter im Norden der Vordere - (0,19 km², 77 m Tiefe) und der Hintere Lahngangsee (0,03 km², 35 m Tiefe) liegen.

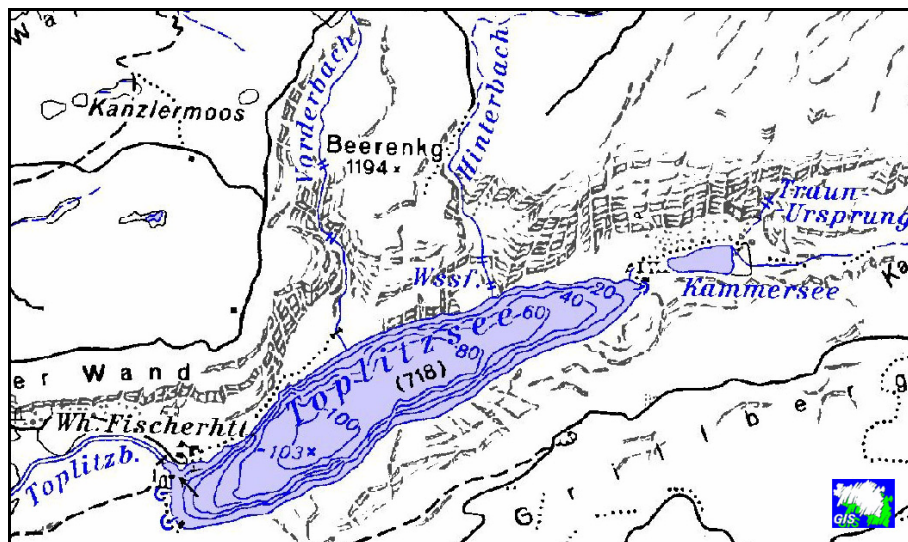


Abb. 46: Lage und Tiefenverhältnisse (Quelle: GIS STEIERMARK)

Im gesamten Gebiet dominiert der Dachsteinkalk. RUTTNER (1938) hielt es für wahrscheinlich, dass der Seeboden des Toplitzsees in Werfener Schiefer hineinragt, da sich diese auch am Südostufer des Grundlsees wieder finden. Außerdem hatte RUTTNER im Tiefenwasser des Sees einen auffallend hohen Salzgehalt (Salze sind bekanntlich gut wasserlöslich) festgestellt. Salze und Salzbegleitsteine (Namensgeber des Salzkammergutes) sind in der Schichtfolge der Kalkalpen an die Werfener Schichten gebunden (SCHADLER, 1959). SCHADLER teilte den Befund RUTTNERs und wies auf die engen Beziehungen von salzführenden Gesteinen mit den Seewannen des Salzkammergutes hin.

Der Seeabfluss des Toplitzsees, der Toplitzbach (Gößlbach) mündet in das Ostufer des Grundlseees. Einen bedeutenden Zulauf erhält der Toplitzsee durch den unmittelbar östlich gelegenen Kammersee. Dieser kleine Quellsee weist eine Seefläche von nur etwa 0,04 km² auf, seine größte Tiefe wird von MORTON (1932) mit sieben Metern angegeben. Der Toplitzsee steht über einen künstlichen Felskanal mit dem Kammersee in Verbindung. Der Kanal diente früher dem Holztransport. Laut ZÖTL (1961) erfolgt der Abfluss zum Toplitzsee jedoch auch unterirdisch. Der Wasserstand des Kammersees ist starken Schwankungen unterworfen.

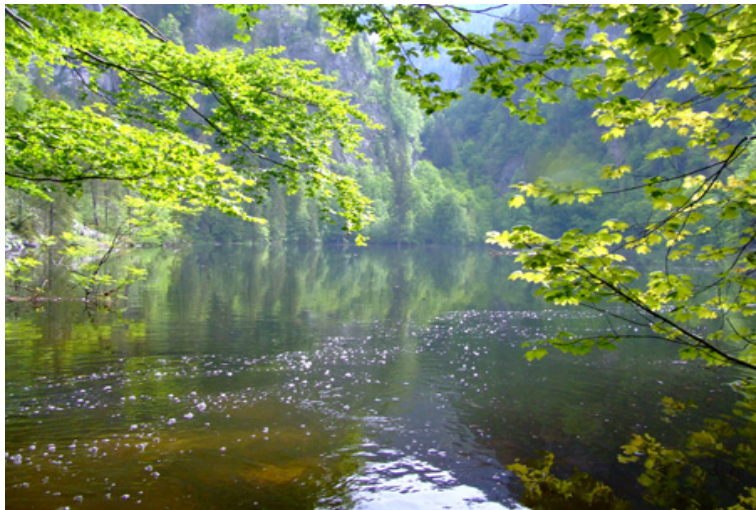


Abb. 47: Kammersee

Außer dem Abfluss des Kammersees wird der Toplitzsee aber auch durch zwei Bäche, die von Norden in den See (Vorderbach und Hinterbach) herabstürzen, gespeist. RUTTNER (1938) vertrat die Meinung, dass dort die Wässer abfließen, die sich im Tal der Lahngangseen sammeln. Er hatte den 77 Meter tiefen Vorderen Lahngangsee im Jahr 1933 besucht. Da der See über keinen oberirdischen Abfluss verfügt, nahm er an, dass der nur wenige hundert Meter weiter südlich austretende Zufluss des Toplitzsees gleichzeitig der Abfluss der Lahngangseen sein musste. RUTTNER wies außerdem auf den wahrscheinlich meromiktischen Charakter des Vorderen Lahngangsees hin. STUNDL (1953) untersuchte die Lahngangseen im Sommer 1951 und vermutete bei beiden Seen eine gehemmte Durchmischung. Über die Lahngangseen ist auch eine fischereiliche Anekdote von JULIUS WALLNER (1911) überliefert. Kleinwüchsige Saiblinge (Schwarzreuter) aus den Lahngangseen wurden zwischen 1753 und 1763 versuchsweise in den Grundlsee eingesetzt. Da der Erfolg jedoch gering war, glaubte man, dass die „Fischchen“ beim Transport „erblindeten“ und deshalb im Grundlsee keine Nahrung fanden.

Zum Fischbestand

Verglichen mit den großen Salzkammergutseen ist über den ursprünglichen Fischbestand des Toplitzsees nur wenig bekannt. Größere fischereiliche Bedeutung hatten sicherlich nur Saiblinge und Forellen. Während des zweiten Weltkriegs war am Toplitzsee eine Untersuchungsstation der Kriegsmarine untergebracht (STUNDL, 1953). Laut STUNDL wurde damals durch Unterwassersprengungen nahezu der gesamte Fischbestand des Sees vernichtet. Aktuell setzt sich der Fischbestand aus Aalrutte, Aitel, Elritze, Flußbarsch, Hecht, Koppe, Schmerle, Seeforelle und

Seesaibling zusammen (GASSNER ET AL. 2003). Im Sommer 2002 wurde am Südufer des Sees ein Initialbesatz mit Edelkrebsen durchgeführt (PERGER, 2003).

Frühere Untersuchungen

MORTON (1932) untersuchte die Schichtungsverhältnisse des Toplitzsees im Sommer 1931 und lieferte die vermutlich ersten Messdaten aus der Tiefenzone des Sees. Er fand mächtige Schichten in der Tiefe, die annähernd sauerstofffrei waren. In den Jahren 1932 und 1933 besuchte RUTTNER (1938) den See und erkannte dessen ausgesprochen meromiktischen Charakter. Außerdem führte er quantitative Analysen des Planktons durch. Im Rahmen einer Bestandsaufnahme im Jahr 1949 kam STUNDL (1953) zu ähnlichen Ergebnissen. Laut STUNDL war die Schichtung der gelösten Stoffe, trotz der Versuchssprengungen während der Kriegsjahre, gleich geblieben.

Bis in die jüngste Vergangenheit wurden zahlreiche Expeditionen in die Tiefen des Toplitzsees unternommen. Die Ursache für die mitunter kostspieligen Unternehmungen hängt meist mit der bewegten Geschichte des Sees während der NS-Zeit zusammen. Den Gerüchten nach, wurden damals mehr oder weniger wertvolle Hinterlassenschaften des damaligen Regimes dem See überantwortet. Die Spekulationen darüber, ob und vor allem was sich heute noch im Schlamm des Toplitzsees verbirgt, werden wohl noch einige Zeit andauern.

6.1. Temperatur

Die Wassertemperaturen weisen am Toplitzsee sehr interessante Schichtungsverhältnisse auf. Diese wurden bereits von MORTON (1932) und RUTTNER (1938) eingehend untersucht. Während der Frühjahrs- und Herbstzirkulationen wird der See nur bis in etwa 20 Metern Tiefe durchmischt. Das etwa 80 Meter mächtige Hypolimnion bleibt von den Zirkulationen unbeeinflusst. Der Toplitzsee gehört somit dem „meromiktischen“ Seentyp an. Meromiktische Seen werden nicht bis zum Grund durchmischt. Ursachen hierfür sind eine im Verhältnis zur Tiefe kleine Wasseroberfläche als Angriffsfläche für den Wind, eine besonders windgeschützte Lage oder ein besonders salzreiches Tiefenwasser mit größerer Dichte (SCHWOERBEL, 1999). Das nicht durchmischte Tiefenwasser wird in weiterer Folge auch als Monimolimnion bezeichnet.

An den Mai Terminen wurden Oberflächenwassertemperaturen von etwa 10°C angetroffen (Abb. 48). Während der sommerlichen Stagnationsphasen lagen die Werte im Mittel bei geringen 16,8°C. Im sehr warmen Jahr 2003 konnte bereits Anfang Juni eine Temperatur von 19,3°C gemessen werden. Der Höchstwert wurde im August 2003 mit 20,2°C erreicht. Das Epilimnion des Toplitzsees weist nur eine sehr geringe Mächtigkeit auf. Bereits kurz unterhalb der Oberfläche fallen die Temperaturen, bis auf etwa 5°C in 15 Metern Tiefe, rapide ab. Dieses Metalimnion weist dabei eine Besonderheit auf. Von 15 Metern abwärts beginnen die Temperaturen wieder zu steigen. Am deutlichsten ist das Phänomen während des Frühjahres zu beobachten. Die Ursache für dieses metalimnische Temperaturminimum liegt an den Zirkulationsverhältnissen am Toplitzsee. Im Zuge der Frühjahrszirkulation gelangt kälteres Oberflächenwasser bis in etwa 15 bis 20 Metern Tiefe, während das Monimolimnion mit durchschnittlichen 5,8°C davon

unberührt bleibt. Trotz der anschließenden Erwärmung an der Oberfläche bleiben die geringen Temperaturen im Metalimnion noch lange erhalten.

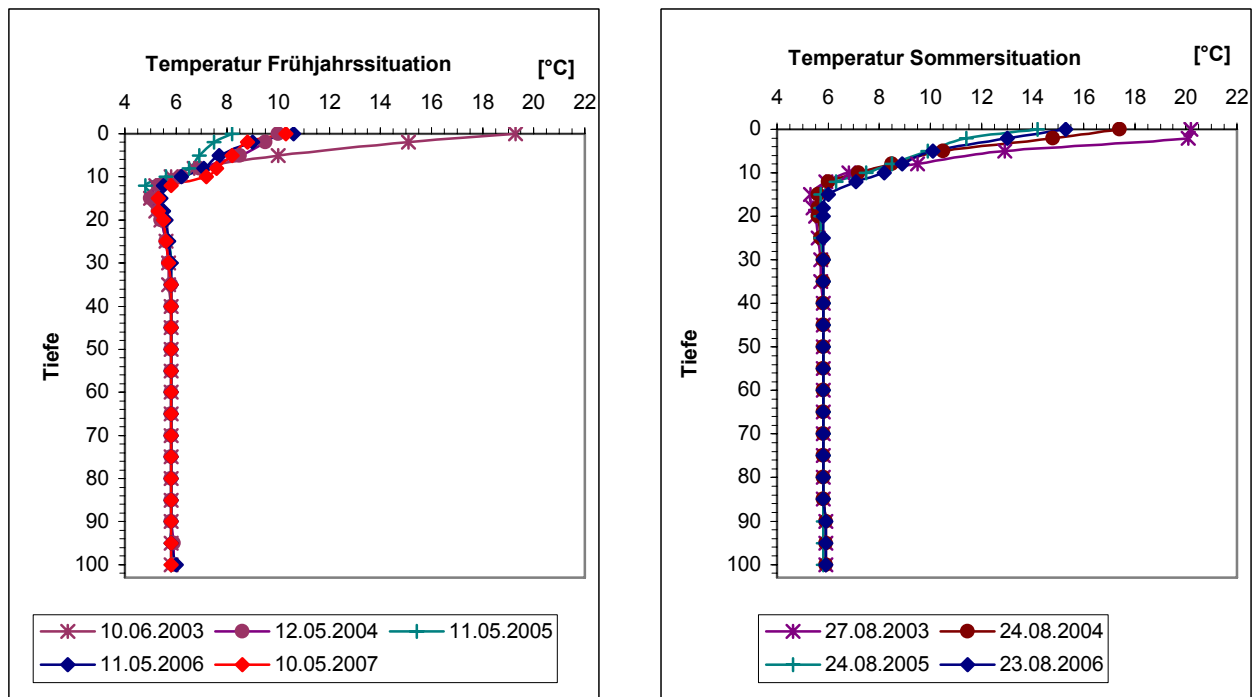


Abb. 48: Temperaturverhältnisse

Auch das Hypolimnion weist eine Besonderheit auf, die bereits MORTON (1932) aufgefallen war. Er wies darauf hin, dass die Tiefentemperaturen wesentlich höher liegen als im Hallstätter See. Tatsächlich weisen sehr viele Seen geringere Temperaturen in der Tiefe auf. Die Ursache hierfür liegt in der Anomalie des Wassers. Unter Umgebungsdruck (1 atm) erreicht das Wasser seine größte Dichte bei etwa 4°C. Wasser mit 4°C ist also schwerer als kälteres oder wärmeres Wasser und hat demnach auch weniger Auftrieb. Viele Seen weisen daher, auch während der Wintermonate unter der Eisbedeckung, eine Tiefentemperatur von rund 4°C auf. Die Lage des Dichtemaximums wird jedoch auch vom Druck und vom Salzgehalt des Wassers beeinflusst. Tatsächlich weist der Toplitzsee eine große Tiefe und ein salzreiches Hypolimnion auf (Chlorid Ø 43 mg/l; Natrium Ø 27 mg/l). Sowohl bei höherem Druck, als auch bei einer Salzgehaltszunahme sinkt jedoch die Temperatur für das Dichtemaximum (SCHWOERBEL, 1999). Die hypolimnischen Temperaturen könnten demnach im Toplitzsee sogar unterhalb von 4°C liegen. Druck und Salzgehalt scheiden demnach als Ursache für die hohen Tiefentemperaturen (im Mittel 5,8°C) aus.

Bereits RUTTNER (1938) versuchte eine Erklärung für die „Temperaturanomalien“ zu finden. RUTTNER zufolge, könnte die Temperatur des dauernd stagnierenden Hypolimnions durch Wärmeaustausch mit dem Boden und den Wandungen des Beckens zustande kommen. Er wies auch darauf hin, dass gerade kleine und sehr tiefe Seen den Vorgang begünstigen würden. Eine weitere Möglichkeit bestand darin, dass die höheren Temperaturen auf Quellen, die in größeren Tiefen austreten, zurückzuführen sein könnten. RUTTNER notierte: „Dagegen spricht die thermische Gleichförmigkeit des Hypolimnions in der außerordentlich mächtigen Schicht von 70 m. Denn man muss ja annehmen, dass sich das Quellwasser in jener Tiefe, wo es

sich in den See einschichtet, am stärksten bemerkbar machen wird. Doch dafür gibt weder die Kurve der Temperatur, noch auch jene des elektrolytischen Leitvermögens irgendwelche Anhaltspunkte.“

RUTTNER konnte in seinen zwei Messreihen, aus den Jahren 1932 und 1933, tatsächlich weder Temperaturschwankungen, noch Änderungen in den Leitfähigkeiten (siehe Leitfähigkeit Abb. 54) feststellen. In den Jahren 2003 bis 2006 wurden im Rahmen des Seenmonitorings hingegen acht Messreihen erarbeitet. Im Gegensatz zu den Daten RUTTNERs, konnte bei fünf Messreihen allerdings ein geringer Temperaturanstieg über Grund festgestellt werden (Abb. 49). Am 11.5.2006 war in 100 Metern Tiefe eine Maximaltemperatur von immerhin 6°C nachweisbar. Ob diese Temperaturanstiege jedoch für die allgemein hohen Tiefentemperaturen im Toplitzsee verantwortlich sind, kann derzeit nicht mit Sicherheit beantwortet werden. Die Temperaturmessreihen können jedoch als Indiz für die Existenz von sublacustrischen Quellen eingeschätzt werden.

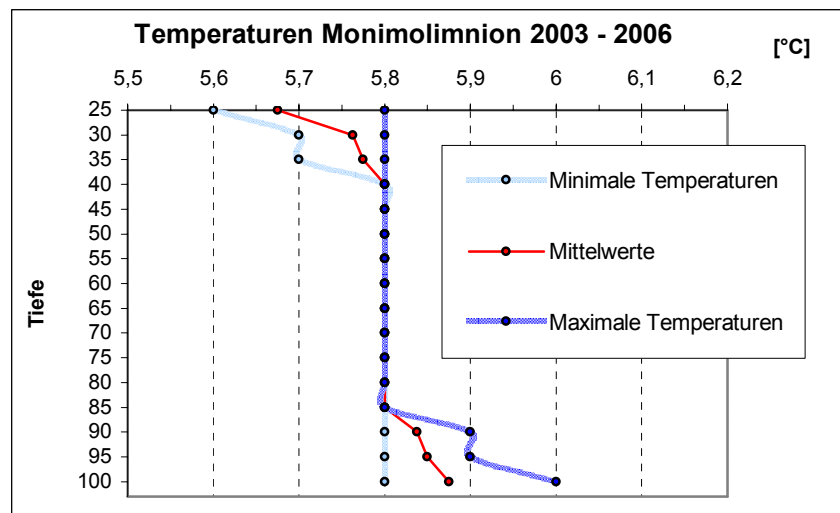


Abb. 49: Temperaturen Monimolimnion

6.2. Sauerstoff

Ähnlich den Wassertemperaturen, zeigen auch die Sauerstoffverhältnisse am Toplitzsee ein sehr strenges Schichtungsbild. Zwischen den Frühjahrsbeobachtungen (Abb. 50) und den Beprobungen während der sommerlichen Stagnationsphasen (Abb. 51) sind allerdings keine wesentlichen Unterschiede festzustellen. Bis zu einer Tiefe von etwa 10 Metern konnte an allen Terminen eine durchwegs gute Sauerstoffversorgung beobachtet werden. Die größte Übersättigung wurde am 27.8.2003 mit 127% gemessen. Unterhalb von 10 Metern fallen die Konzentrationen dramatisch ab. In 25 Metern liegt der durchschnittliche Sauerstoffgehalt nur mehr bei 0,1 mg/l. An einigen Terminen waren geringe Mengen noch bis zu einer Tiefe von 60 Metern vorhanden. Unterhalb davon konnte im Seewasser allerdings kein Sauerstoff mehr nachgewiesen werden. Die Befunde decken sich allgemein gut mit anderen Untersuchungen am Toplitzsee. Jedoch hatten MORTON (1932), RUTTNER (1938), STUNDL (1953) und zuletzt GASSNER ET AL. (2006) auch in Tiefen unterhalb von 60 Metern geringe Mengen an Sauerstoff festgestellt.

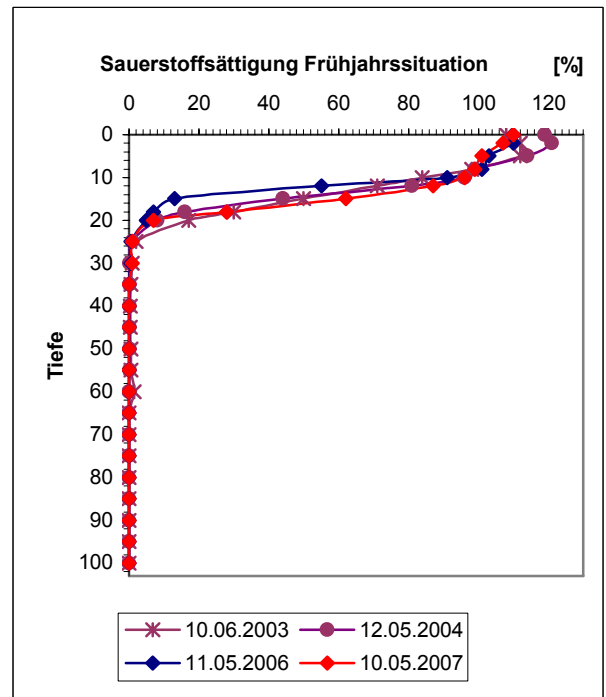
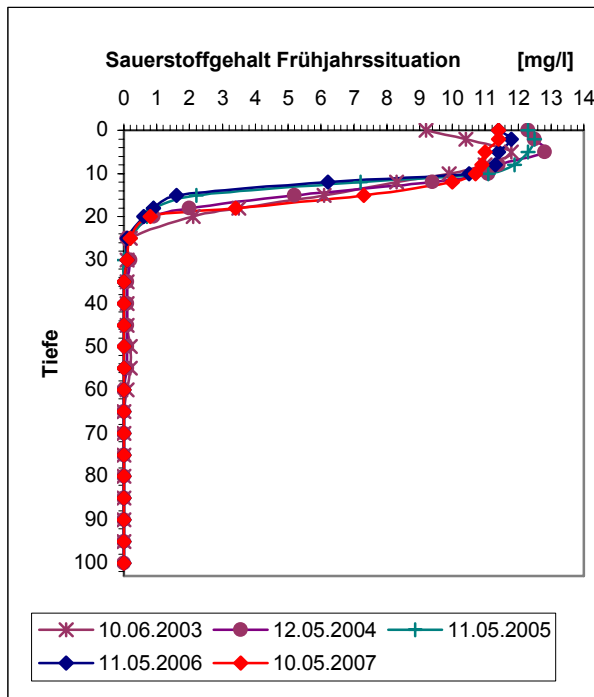


Abb. 50: Sauerstoff Frühjahrssituation

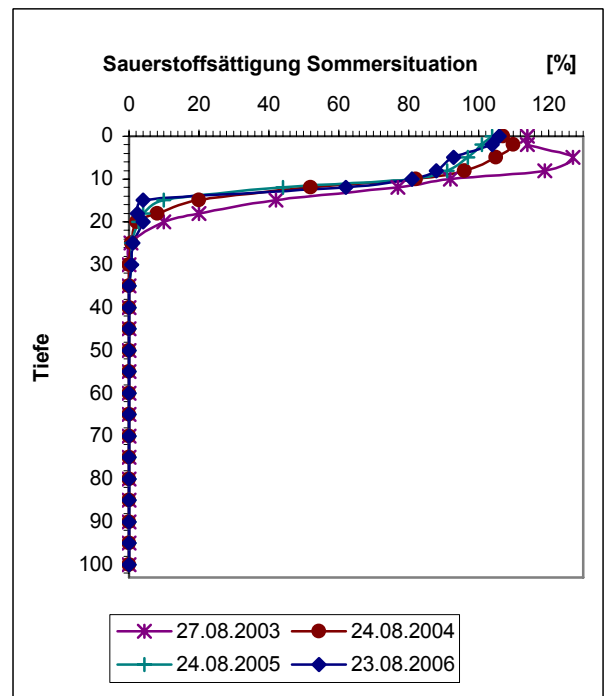
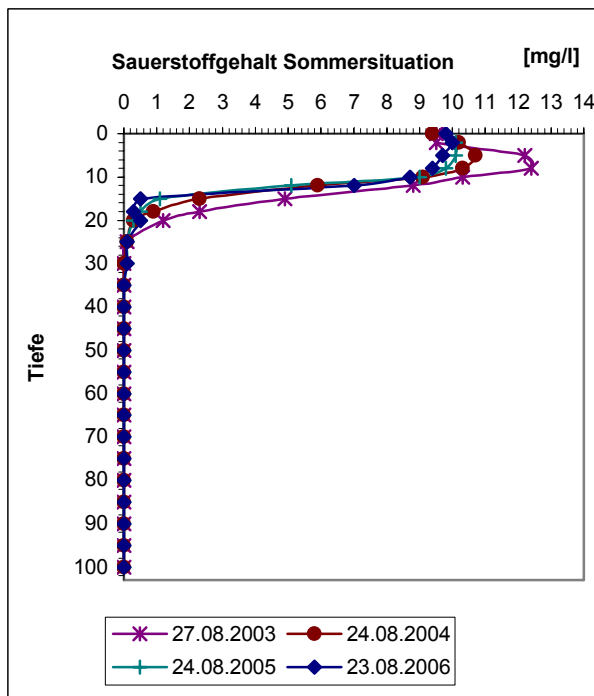


Abb. 51: Sauerstoff Sommersituation

6.3. pH – Wert

Die pH – Werte (Abb. 52) schwankten im Untersuchungszeitraum zwischen 6,9 und 8,6. An der Oberfläche waren durchschnittlich höhere Werte als in der Tiefe zu beobachten. Die geringsten pH – Werte wurden im Sommer 2006 gemessen, ansonsten bewegten sich die Werte durchwegs im schwach alkalischen Bereich.

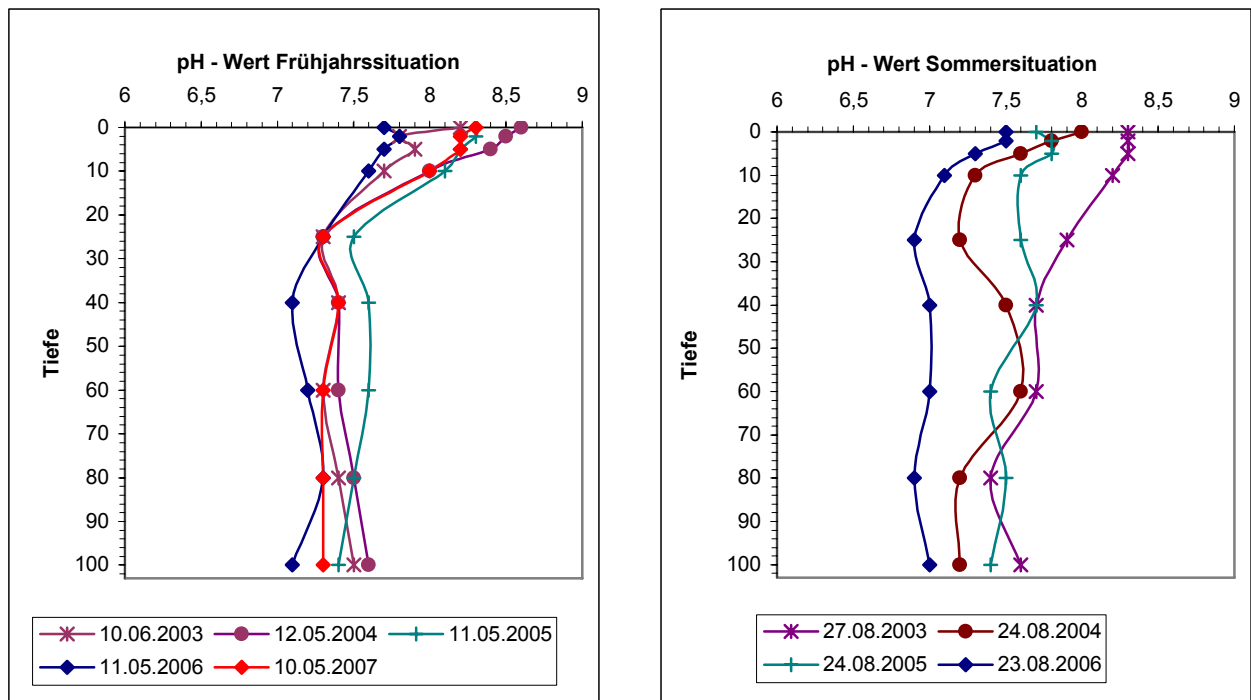


Abb. 52: pH - Werte

6.4. Leitfähigkeit

Unabhängig vom Beprobungstermin zeigten die Leitfähigkeiten im Epilimnion nur sehr geringe Schwankungen (Abb. 53). Im Untersuchungszeitraum lagen die Werte im Mittel bei 173 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Im Hypolimnion wurden dagegen, zum Großteil bedingt durch den hohen Salzgehalt des Tiefenwassers, wesentlich höhere Leitfähigkeiten als an der Oberfläche festgestellt. Insgesamt zeigen die unterschiedlichen Messreihen ein eher strenges Schichtungsbild.

Bemerkenswert sind vor allem die hypolimnischen Verhältnisse. In 100 Metern Tiefe schwanken die Werte zwischen 275 und 390 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die anderen untersuchten Seen weisen dagegen durchwegs geringere Unterschiede über Grund auf. Zwischen 30 und 80 Metern Tiefe liegen die Frühjahresdaten sehr konstant bei etwa 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$, während die Augusttermine eine wesentlich höhere Schwankungsbreite zeigen.

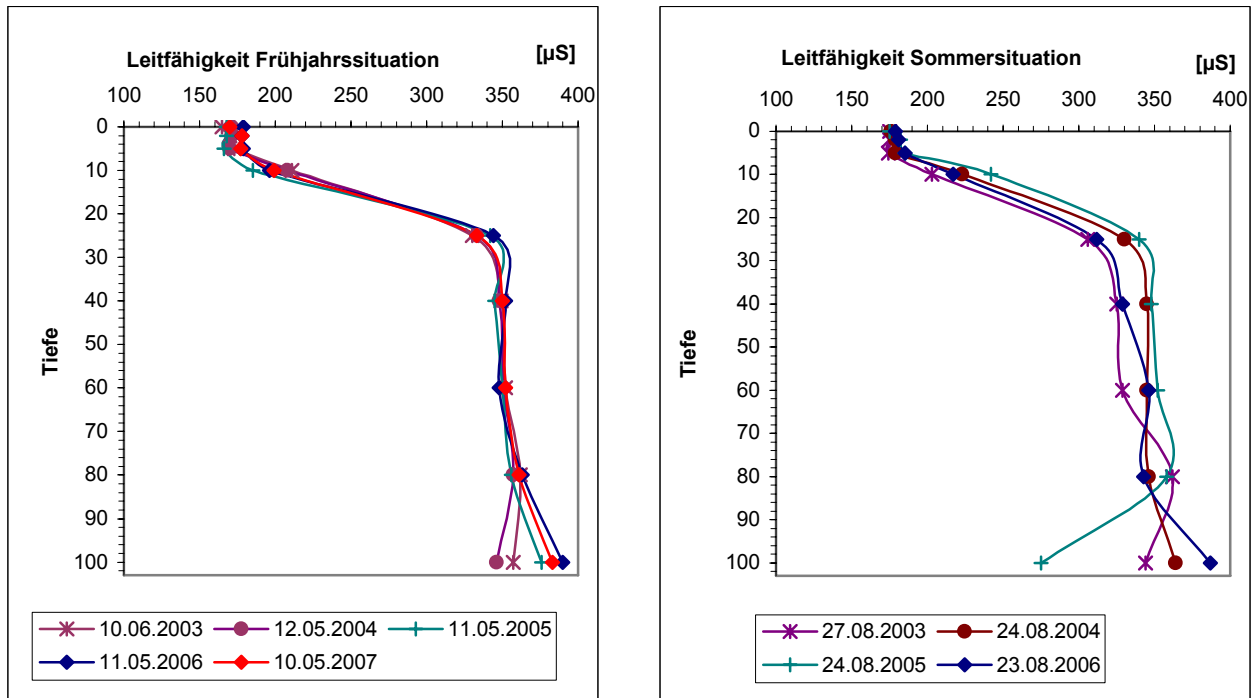


Abb. 53: Leitfähigkeiten

RUTTNER (1938) vermutete, dass der hohe Salzgehalt des Tiefenwassers auf Quellen im Untergrund des Sees beruhen könnte, fand jedoch dafür keine Anhaltspunkte. Leitfähigkeitsunterschiede oder Temperaturänderungen (Abb. 49), aufgrund deren man auf die Anwesenheit solcher Quellen hätte schließen können, konnte RUTTNER nicht feststellen (Abb. 54). Er hielt es deshalb auch für möglich, dass der Salzgehalt auf „bloße Auslaugung des den Untergrund bildenden Werfener Schiefers“ zurückzuführen ist.

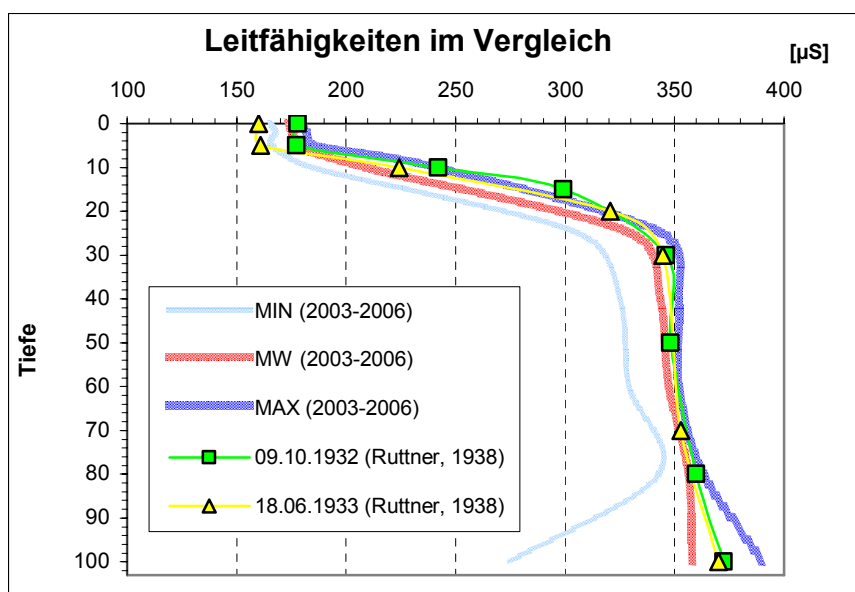


Abb. 54: Leitfähigkeitsvergleich

Wegen der mitunter beträchtlichen Leitfähigkeitsschwankungen, die im Rahmen des Seenmonitorings festgestellt wurden, dürften die hohen hypolimnischen Salzkonzentrationen des Toplitzsees jedoch tatsächlich durch Quellaustritte im Untergrund hervorgerufen werden.

6.5. Nitrat, Nitrit und Ammonium

Die Nitritwerte bewegten sich im Untersuchungszeitraum immer nahe an der Erfassungsgrenze. Während Ammonium an der Oberfläche zumeist nur in sehr geringen Mengen nachweisbar war, konnte ab etwa 10 Metern Tiefe ein deutliches Ansteigen der Konzentrationen beobachtet werden (Abb. 55). Dieses Phänomen hängt unmittelbar mit dem Sauerstoffgehalt des Wassers zusammen. Ammonium, das beim Abbau von Eiweiß und anderen organischen Materialien frei wird, kann nur bei Anwesenheit von Sauerstoff zu Nitrit und Nitrat umgewandelt werden. Da der Sauerstoffgehalt im Toplitzsee bereits unterhalb von 10 Metern stark sinkt, reichert sich Ammonium im Hypolimnion des Sees an. Die gleichzeitig sinkenden Nitratwerte werden daher ebenfalls durch die Sauerstoffverhältnisse im Hypolimnion verursacht. Der Nitratgehalt lag an der Oberfläche im Mittel bei 0,37 mg/l, während im Hypolimnion eine durchschnittliche Konzentration von 0,16 mg/l festgestellt wurde. Im Vergleich mit den anderen untersuchten Seen weist der Toplitzsee den geringsten mittleren Nitratwert (0,26 mg/l) auf.

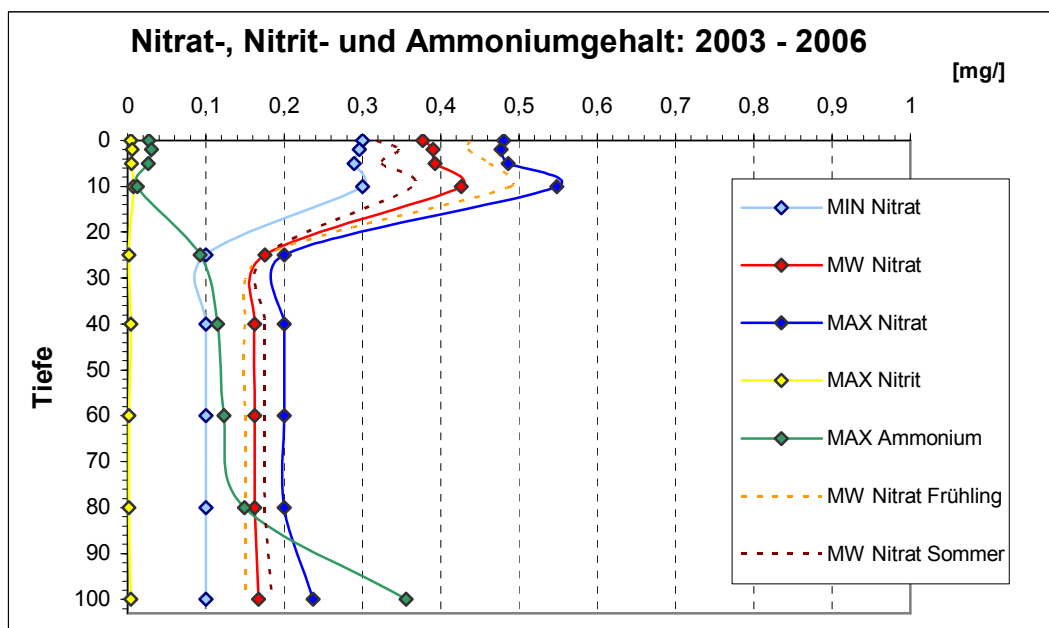


Abb. 55: Nitrat, Nitrit und Ammonium

6.6. DOC

Im Untersuchungszeitraum bewegten sich die DOC Werte am Toplitzsee zwischen 1,03 und 4,16 mg/l (Abb. 56). Die einzelnen Messreihen wiesen auch im Hypolimnion durchwegs größere Schwankungsbreiten auf. Etwaige Auffälligkeiten konnten nicht festgestellt werden. Der mittlere DOC Gehalt der Jahre 2004 bis 2006 liegt bei 2,50 mg/l.

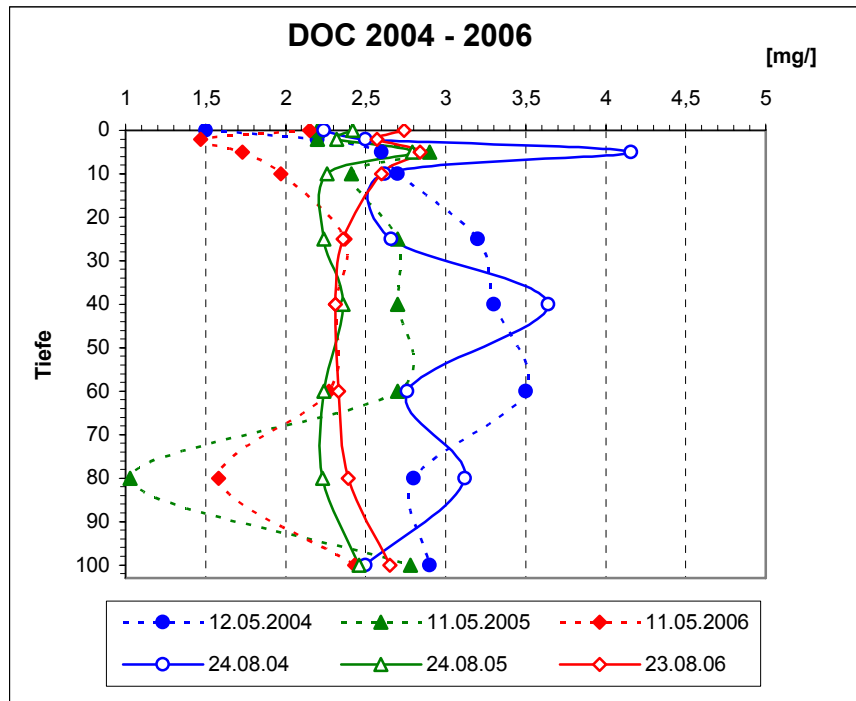


Abb. 56: DOC Gehalt

6.7. Phosphor

Hinsichtlich des Gesamtphosphors (Abb. 57) zeigen die Frühjahrsdaten keine nennenswerten Unterschiede zu den sommerlichen Messreihen. Bis in etwa 10 Metern Tiefe konnten durchwegs geringe Konzentrationen festgestellt werden. Im Hypolimnion waren dagegen wesentlich höhere Phosphatwerte zu beobachten. Dieser Anstieg wird durch die Meromixis und den damit verbundenen Sauerstoffdefiziten im Monimolimnion verursacht. Der hohe hypolimnische Phosphorgehalt ist für den Toplitzsee allerdings typisch, die Werte decken sich gut mit den Messungen von RUTTNER (1938) und STUNDL (1953).

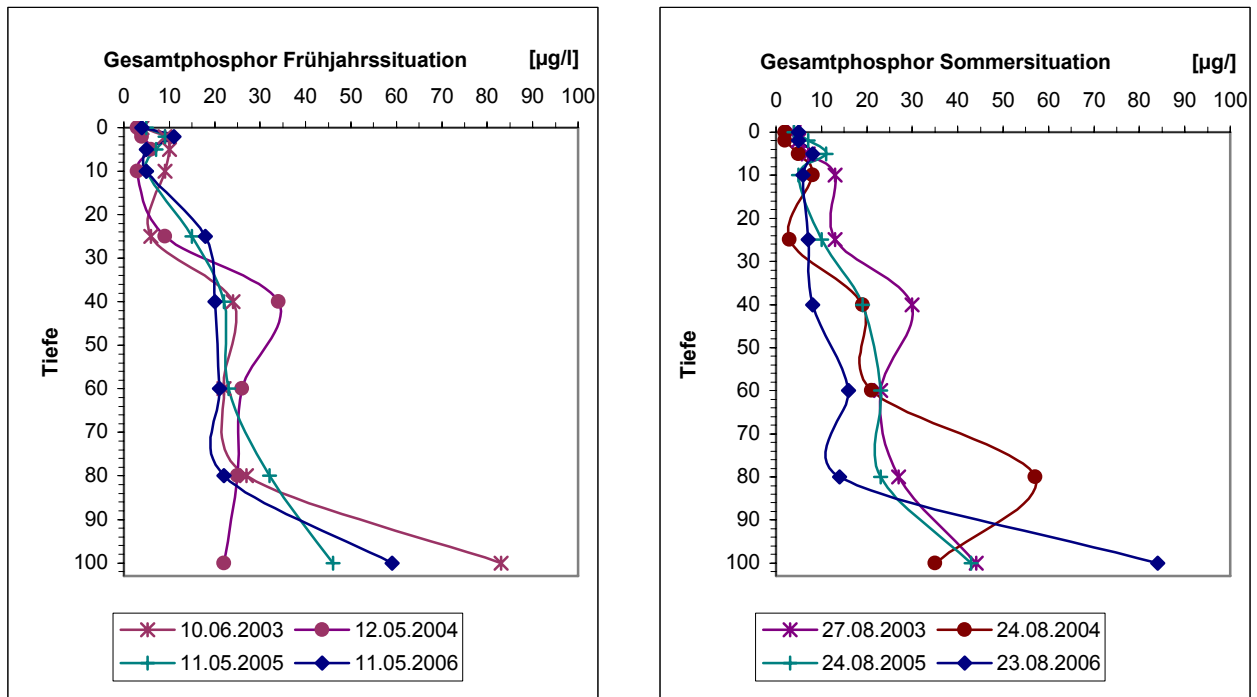


Abb. 57: Gesamtphosphor

Die Zusammenstellung der epilimnischen Jahresmittelwerte (Tab. 5) zeigt, dass der Toplitzsee, hinsichtlich der Gesamtphosphorkonzentrationen, eindeutig als „oligotroph“ einzustufen ist. Für die Jahre 2003 bis 2006 wurde ein epilimnischer Mittelwert von 6,3 µg/l berechnet. Über Grund lagen die Werte im Mittel bei 52 µg/l.

Tab. 5: Gesamtphosphor: epilimnische Jahresmittelwerte

0 - 6 Meter	2003	2004	2005	2006	Gesamt
Minimum [µg/l]	4	2	4	4	2
Maximum [µg/l]	10	6	11	11	11
Bereich von [µg/l]	4,8	2,6	5,6	4,6	4,4
Mittelwert [µg/l]	7,1	4,0	7,6	6,6	6,3
Bereich bis [µg/l]	9,3	5,4	9,5	8,5	8,2

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

6.8. Sichttiefe

Im Untersuchungszeitraum schwankten die Sichttiefen zwischen 3,3 und 9 Metern (Abb. 58). Allgemein weist das Seewasser des Toplitzsees eine hohe Durchsichtigkeit auf. Der geringe Wert vom 10.5.2007 (3,3 Meter) ist sicherlich als Ausnahme zu bezeichnen, da kurz vor der Messung heftige Regenfälle stattfanden. Die Sichttiefe wurde demnach mit großer Wahrscheinlichkeit durch eingeschwemmte, mineralische Trübstoffe beeinträchtigt. Für die Jahre 2003 bis 2006 ergibt sich eine mittlere sommerliche Sichttiefe von 8,8 Metern. Der Toplitzsee ist somit dem oligotrophen Typus zuzuordnen.

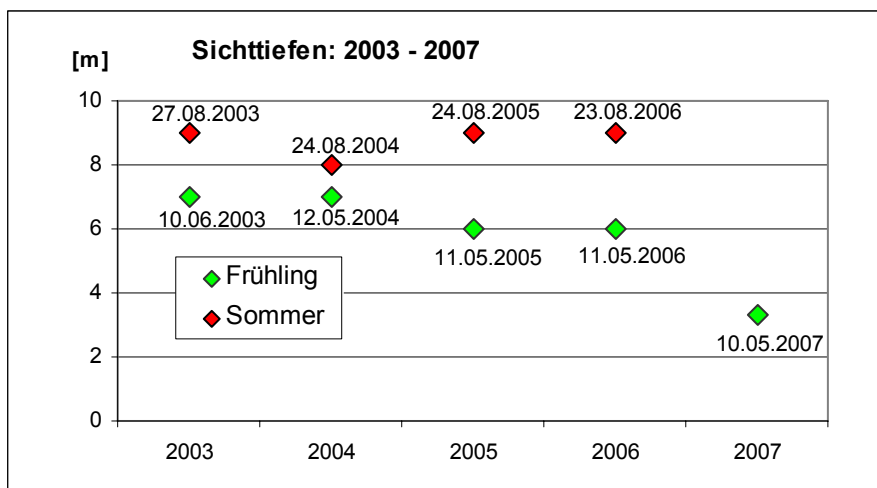


Abb. 58: Sichttiefen

6.9. Chlorophyll A Gehalt

Die Zusammenstellung der Chlorophyll Werte zeigt, dass die mittleren Konzentrationen an allen Untersuchungsterminen unter 3 µg/l lagen (Tab. 6). Der Spitzenwert (5,11 µg/l) war im Juni 2003 in 10 Metern Tiefe zu beobachten.

Die Datenreihen beziehen sich dabei auf die Wassersäule von 0 bis 60 Metern, da bis zu dieser Tiefe kontinuierliche Messungen erfolgt sind. In 80 und in 100 Metern wurden jeweils Proben entnommen, deren Chlorophyll Gehalt an Ort und Stelle gemessen wurde. Auch in diesen Proben konnten jeweils geringe Mengen an Chlorophyll A festgestellt werden. Absinkendes Phytoplankton dürfte jedoch nur einen geringen Anteil an diesen Konzentrationen haben. Sehr wahrscheinlich werden die Werte größtenteils von Eisen- und Schwefelbakterien verursacht, die in der Tiefenschicht des Toplitzsees in größeren Mengen vorkommen (RUTTNER, 1938). Für die Jahre 2003 bis 2006 wurde ein Chlorophyll A Gehalt von 1,96 µg/l errechnet. Dieser Wert entspricht damit vollständig dem eines oligotrophen Sees.

Tab. 6: Chlorophyll A Gehalt

[µg/l]	10.06. 2003	27.08. 2003	24.08. 2004	11.05. 2005	24.08. 2005	23.08. 2006	Gesamt
Minimum	0,42	0,65	1,70	0,44	2,69	0,00	0,00
Maximum	5,11	4,00	2,89	3,06	3,25	2,01	5,11
Bereich von	1,45	0,87	2,48	0,37	2,79	0,27	1,37
Mittelwert	2,59	1,87	2,68	1,10	2,95	0,58	1,96
Bereich bis	3,73	2,86	2,88	1,82	3,11	0,88	2,55

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

6.10. Phytoplankton

Ruttner (1938) hatte nachgewiesen, dass die aeroben Pflanzen und Tiere im Toplitzsee auf den Raum von der Oberfläche bis in 20 Metern Tiefe zusammengedrängt sind. Die nahezu sauerstofffreie Tiefenschicht wird hingegen von einer anaeroben bzw. oligo-aeroben Biozönose bevölkert, in der Eisen- und Schwefelorganismen die Hauptrolle spielen. Ein sehr ähnliches Bild zeigen

beispielsweise auch die Chlorophyll Anregungsspektren vom August 2006 (Abb. 59) beziehungsweise Mai 2007 (Abb. 60). An beiden Terminen ist ein Maximum in etwa 10 Metern Tiefe erkennbar. Darunter nehmen die Chlorophyllkonzentrationen rapide ab. Unterhalb von 30 Metern liegen die Werte relativ konstant bei etwa 0,7 µg/l. Das Anregungsspektrum der Chlorophyllsonde zeigt ein „Rauschen“, das sich scheinbar abwechselnd aus Grün- und Kieselalgen zusammensetzt. Diese Tiefenkonzentrationen werden jedoch größtenteils durch die bereits genannten Eisen- und Schwefelorganismen in der Tiefe des Sees hervorgerufen. Eine klare Grenzziehung zwischen diesen Organismen und den Planktonalgen an der Oberfläche ist anhand der Chlorophylluntersuchungen allerdings nicht möglich. Den Chlorophylldaten nach dominieren im August 2006 die Cryptophyceen, während dagegen Grün- und Kieselalgen in geringeren Mengen vorhanden sind. Das Algenaufkommen kann als sehr gering eingeschätzt werden. Im Mai 2007 zeigen sich dagegen durchwegs höhere Chlorophyllkonzentrationen, das Phytoplankton setzt sich größtenteils aus Kieselalgen und Cryptophyceen zusammen. Blaualgen sind an beiden Terminen von untergeordneter Bedeutung.

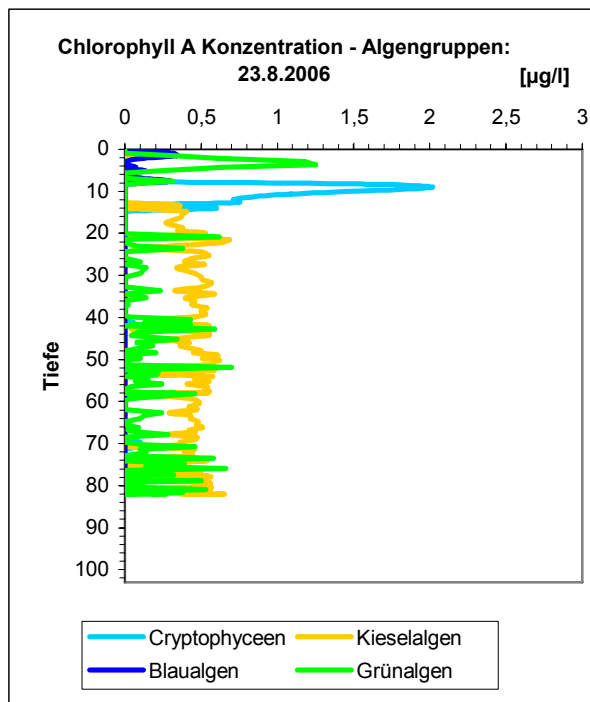


Abb. 59: Algengruppen 23.8.2006

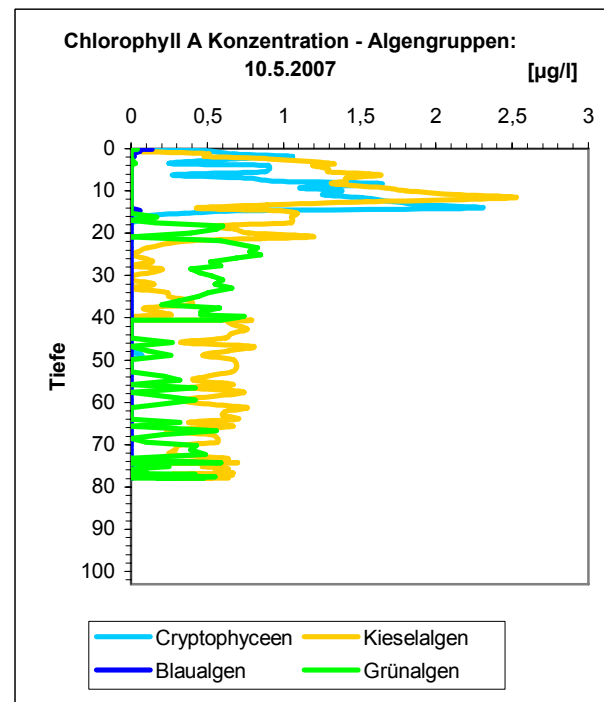


Abb. 60: Algengruppen 10.5.2007

Während der Untersuchungsjahre 2003 bis 2006 dominieren im Netzplankton die Kieselalgen *Asterionella formosa*, *Stephanodiscus sp.* und *Synedra acus*. Im Frühjahr 2007 konnten zudem auch größere Cyclotellen beobachtet werden. RUTTNER (1938) hatte im Frühjahr 1933 eine Massenvegetation von *Cyclotella comensis* im Toplitzsee festgestellt. Diese kleinen Kieselalgen gehören sehr wahrscheinlich zum festen Bestandteil des frühjährlichen Planktons, sind jedoch durch Netzfänge nicht nachweisbar. *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae), *Dinobryon divergens* (Chrysophyceae) und *Staurastrum paradoxum* (Desmidiaceae) wurden regelmäßig gefunden und können im Toplitzsee als typische Sommerformen angesehen werden.

6.11. Zooplankton

Rotatorien

Im Untersuchungszeitraum wurden im Toplitzsee die Rotatorien *Kellicottia longispina* (Abb. 61), *Keratella cochlearis*, *Keratella hiemalis* (Abb. 63), *Synchaeta pectinata*, *Filinia longiseta* (Abb. 62), *Polyarthra sp.* und *Asplanchna priodonta* nachgewiesen. Der Großteil dieser Arten war hauptsächlich an den Sommerterminen zu beobachten. Im Frühjahr wurden, wenn überhaupt, nur selten Rotatorien im Plankton festgestellt. Ein relativ gut entwickeltes Rotatorienplankton zeigte sich allerdings im Mai 2007. Insgesamt stimmt die qualitative Zusammensetzung gut mit den Angaben von RUTTNER (1938) überein. Nur die von RUTTNER für den See angegebene Art *Conochilus unicornis* konnte im Rahmen des Seenmonitorings nicht beobachtet werden.



Abb. 61: *Kellicottia longispina*



Abb. 62: *Filinia longiseta*

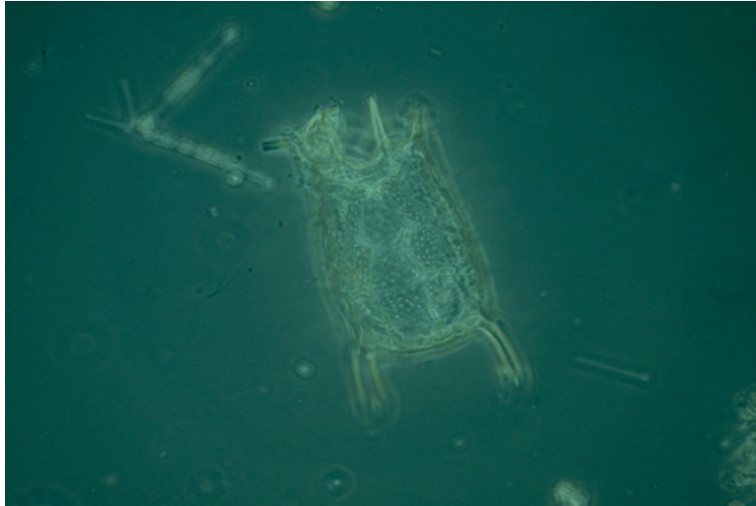


Abb. 63: *Keratella hiemalis*

Crustaceen

Das Crustaceenplankton des Toplitzsees setzt sich größtenteils aus den Copepoden *Eudiaptomus gracilis* (Abb. 65) und *Cyclops abyssorum* (Abb. 64), sowie aus den Cladoceren *Eubosmina longispina* und *Daphnia hyalina* zusammen. Diese Arten finden sich mit großer Regelmäßigkeit in den Planktonfängen. Darüber hinaus konnte im August 2003 *Leptodora kindtii* und im August 2004 die Litoralform *Polyphemus pediculus* im Plankton des Sees beobachtet werden. Diese räuberischen Wasserflöhe dürften jedoch sehr selten vorkommen, in früheren Arbeiten über den Toplitzsee (RUTTNER, 1938 bzw. STUNDL, 1953) werden die beiden Arten jedenfalls nicht erwähnt.

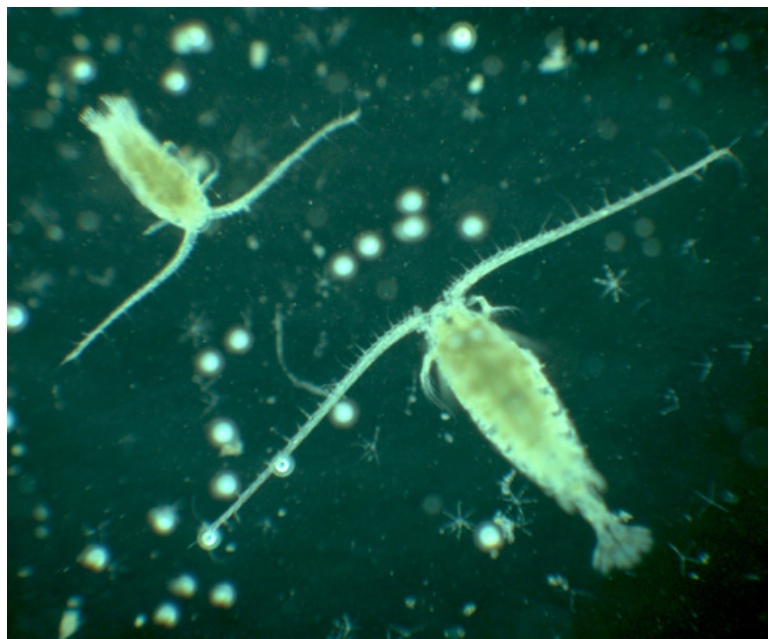


Abb. 64: *Cyclops abyssorum*

Abb. 65: *Eudiaptomus gracilis*

Das Haupteinzugsgebiet des Ödenseses (Abb. 66) liegt im östlichen Dachsteingebiet. Von den drei mächtigsten Gebirgsstöcken der Nördlichen Kalkhochalpen östlich der Saalach – Dachsteingebirge, Totes Gebirge und Hochschwabgruppe – erreicht das Dachsteinmassiv mit dem Hohen Dachstein (2993 m) die größte Höhe (ZÖTL, 1961). Der Ödensee erhält seinen Zulauf vor allem von Westen her, der Zufluss erfolgt mit Ausnahme zur Zeit der Schneeschmelze unterirdisch, weshalb der See als Quellsee zu bezeichnen ist (ZÖTL, 1957).

Eine Besonderheit des Ödenseses sind die sogenannten „Strumern“. Dabei handelt es sich um Karstquellen, die nur zu bestimmten Zeiten im Frühjahr (Schneeschmelze) oberirdisch dem See zufließen (Abb. 67 bzw. 68). Während dieser Zeit bilden sich regelrechte Bäche aus, die vor allem im Westen in den See münden.



Abb. 67: Strumern im Mai 2006



Abb. 68: Strumern im Mai 2007

Der Abfluss des Sees - die Ödenseer Traun – mündet nach einem stark mäandrierenden Verlauf bei Kainisch in die Kainischtraun. Zusammen mit den beiden Abflüssen aus dem Grundlsee und dem Altausseer See bildet die Kainischtraun den Traunfluss. Laut PERGER (2003) beherbergt die Ödenseer Traun eine der besten Steinkrebspopulationen der Region.

Seebecken

Eine Tiefenkarte (Abb. 69) aus dem Gasthof „Kohlröserlhütte“ verdeutlicht die morphologischen Verhältnisse des Seebeckens. Leider konnten weder über den Hersteller (außer der Abkürzung Obf K.N.), noch über das Jahr aus dem die Karte stammt, nähere Informationen in Erfahrung gebracht werden. Die Tiefenkarte, die für den Seenbericht kopiert bzw. verändert wurde, zeigt einen eher gleichmäßigen und allmählichen Abfall der Halde. Lediglich am Nord- und Westufer existieren einige steilere Bereiche. Laut Karte wird die größte Tiefe des Sees an zwei Stellen erreicht. Im östlichsten Teil des Seebeckens finden sich zwei tiefere Areale (5 und 12 m), die sehr wahrscheinlich auf unterseeische Quellaustritte zurückzuführen sind.

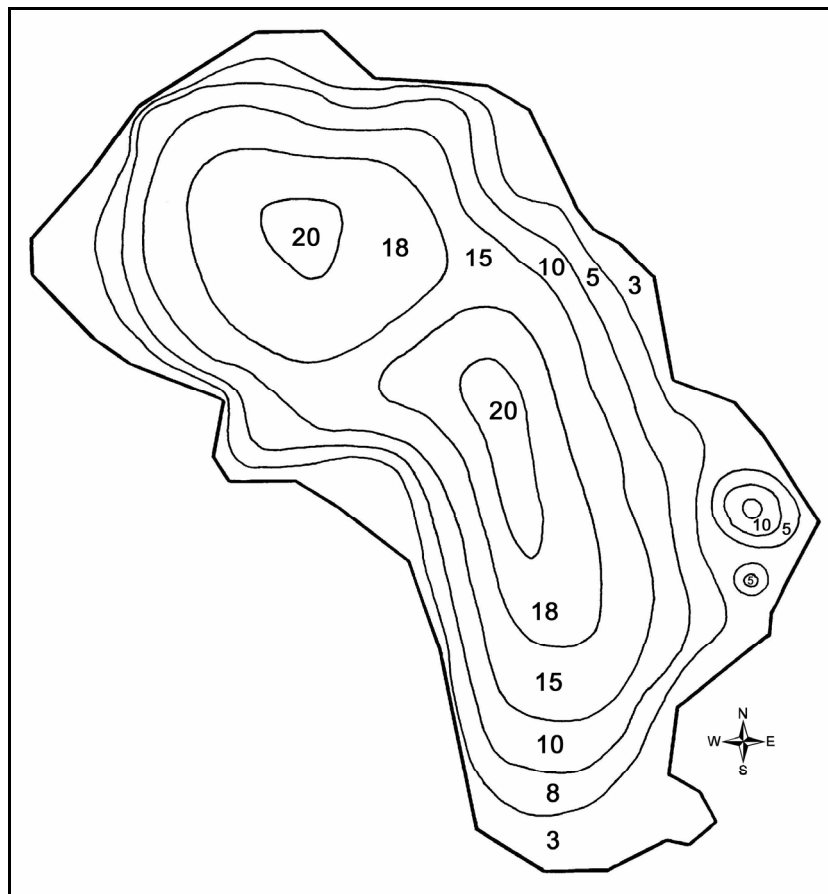


Abb. 69: Tiefenkarte des Ödensees

Zum Fischbestand

Laut WALLNER (1911) kamen im Ödensee ursprünglich Saiblinge und Forellen vor. Im 15. Jahrhundert lag der See „noch öde und unbesetzt“ (vermutlich daher der Name Ödensee). WALLNER berichtet weiter, dass das erste Fischereirecht im Jahr 1461 vergeben wurde. Um 1950 setzte sich der Fischbestand in erster Linie aus Hechten zusammen (STUNDL, 1953).

Frühere Untersuchungen

Über den Ödensee lagen bislang nur wenige Untersuchungen vor, trotzdem ergeben sich durch die verfügbaren Arbeiten wertvolle Vergleichsmöglichkeiten für den Seenbericht. Eine Bestandsaufnahme des Planktons wurde von KEISLER (1907) im September 1906 durchgeführt. Die Proben enthielten aber nur geringe Mengen an Zooplankton und überhaupt kein Phytoplankton. MORTON (1932) besuchte den See im Sommer 1931 und stellte über Grund tiefe Temperaturen und nur geringe Mengen an Sauerstoff fest. Interessanterweise bezeichnete MORTON das Plankton als quantitativ reich, ohne jedoch Daten anzuführen. In den Jahren 1949 und 1951 untersuchte STUNDL (1953) den See und versuchte den Schichtungscharakter zu klären. Von STUNDL stammen auch die bisher einzigen quantitativen Angaben über das Zooplankton des Ödensees. Erwähnenswert ist auch eine paläoökologische Studie (SCHMIDT, 1976) anhand von Seesedimenten des Ödensees. Eine Analyse der in den Sedimenten enthaltenen Pflanzenpollen und der Sedimentationsverhältnisse dokumentieren den Eisrückzug nach der Eiszeit und die Wiederbewaldung im nordöstlichen Dachsteingebiet und im Becken von Aussee. Auch die Ödenseer Torflager wurden in ihrer Beziehung zur Eiszeit einer näheren Betrachtung unterzogen (AIGNER, 1903).

7.1. Temperatur

An den Maiterminen lagen die Wassertemperaturen an der Oberfläche des Ödensees bei etwa 10°C (Abb. 70). Bei Probennahmen im Juni konnten mitunter bereits Werte um 15°C beobachtet werden. Diese rasche frühjährliche Erwärmung erfolgt jedoch vorerst nur an der unmittelbaren Wasseroberfläche. Die geringe Temperatur vom 21.6.2001 dürfte sehr wahrscheinlich auf einen Kälteeinbruch zurückzuführen sein. Über Grund schwankten die Frühjahreswerte zwischen 4,2 und 5°C.

Unterhalb von etwa 10 Metern Tiefe konnten auch während der Sommertermine nur mehr geringe Schwankungen festgestellt werden. Gegenüber dem Frühjahr erwärmte sich das Tiefenwasser durchschnittlich um mehr um 0,2°C. Über Grund lagen die Temperaturen im Mittel bei 4,7°C. Die höchste Augusttemperatur wurde im sehr warmen Sommer 2003 mit 21,9°C gemessen. An diesem Termin reichte das Epilimnion bis in etwa zwei Metern Tiefe. Ansonsten war bereits unterhalb von einem Meter das beginnende Metalimnion zu beobachten. Bereits STUNDL (1953) wies auf die auffällige, knapp unter der Oberfläche liegende Sprungschicht hin.

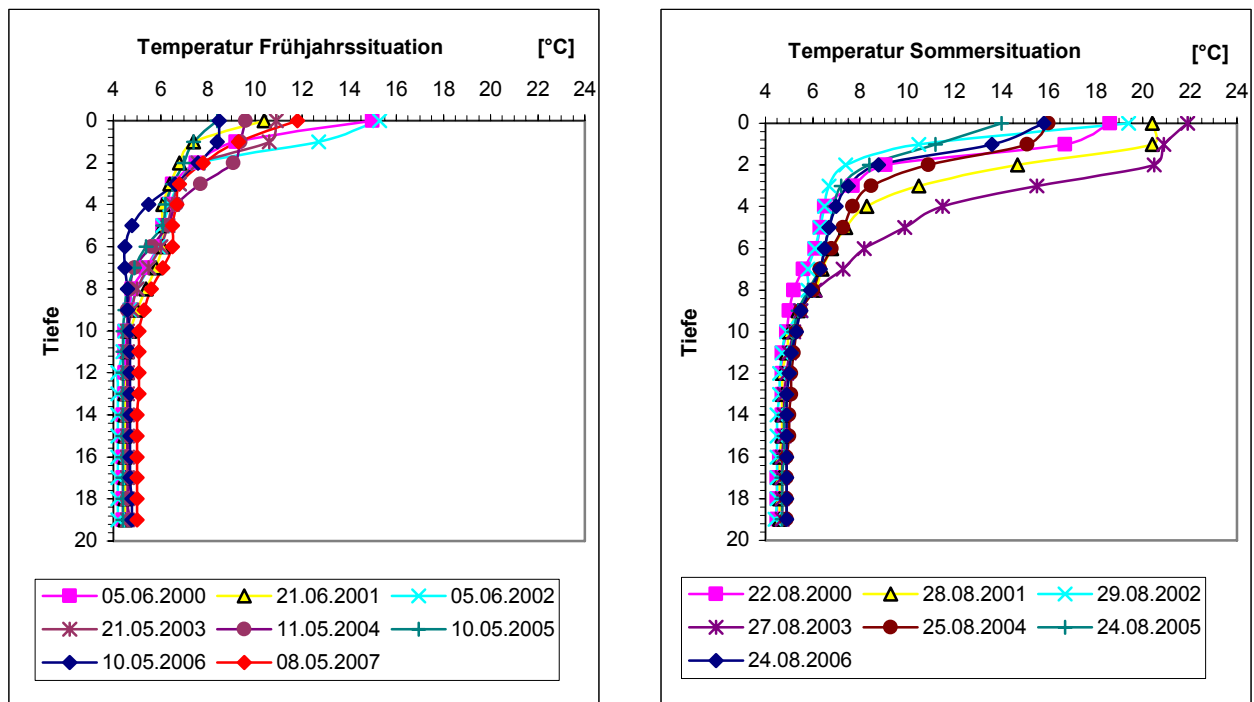


Abb. 70: Temperaturverhältnisse

7.2. Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt zeigt am Ödensee ein deutliches metalimnisches Maximum. Im Untersuchungszeitraum lagen die größten Übersättigungen bei maximal 127%. An allen Terminen nahmen die Sauerstoffkonzentrationen bereits ab etwa sechs Metern Tiefe rapide ab. Bei den Frühjahrsbeprobungen (Abb. 71) konnte über Grund nur mehr ein mittlerer Sauerstoffgehalt von 1,0 mg/l ermittelt werden, während bis zur sommerlichen Stagnationsphase (Abb. 72) ein weiterer Rückgang auf durchschnittlich 0,3 mg/l zu beobachten war.

Bereits MORTON (1923) und STUNDL (1953) hatten am Ödensee sehr ähnliche Verhältnisse vorgefunden. Aufgrund seiner Messreihen vermutete STUNDL, dass der Ödensee dem meromiktischen Typ angehört. Er vertrat die Meinung, dass durch unterirdische Zuflüsse, die dem See kaltes Grundwasser zuführen, eine Wassermasse von höherem spezifischem Gewicht im Hypolimnion des Sees erhalten wird. Dieses Tiefenwasser würde folglich einer Durchmischung widerstehen. STUNDL unternahm auch eine Messung während der Winterstagnation und stellte mit 2,9 mg/l in 17 Metern Tiefe einen vergleichsweise hohen Sauerstoffgehalt fest. Er folgerte, dass einwandfreie Aufschlüsse über das Zirkulationsvermögen nur durch Untersuchungen während der Durchmischungsphasen möglich sind.

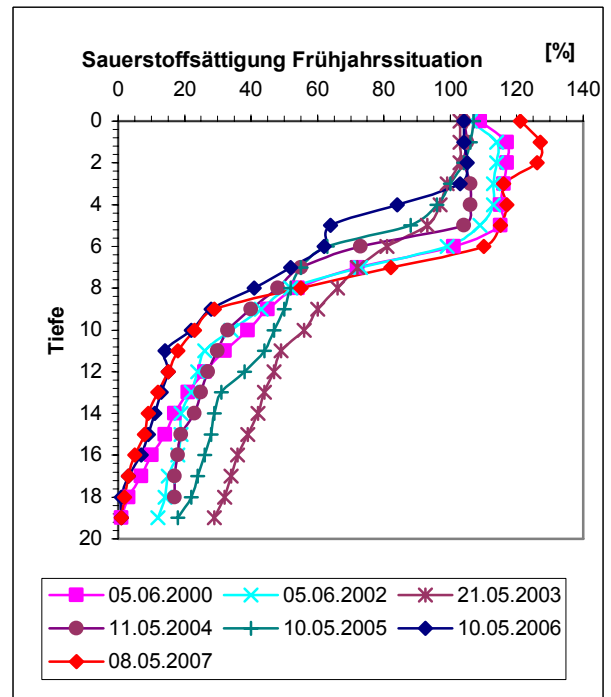
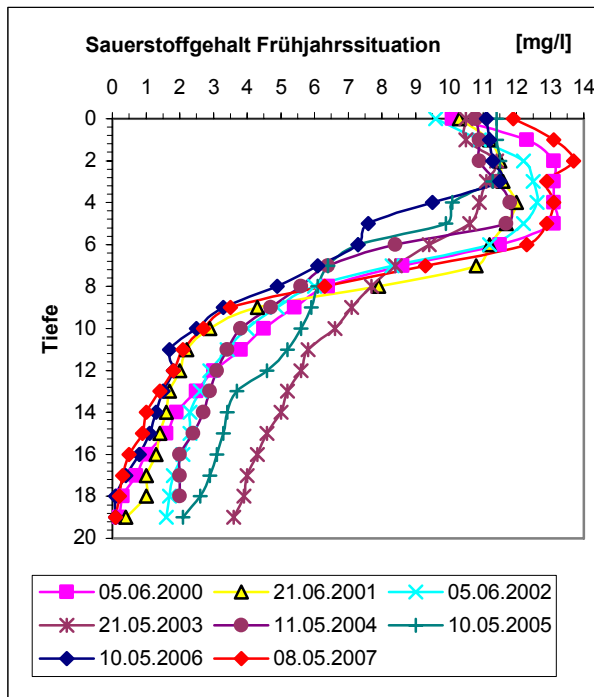


Abb. 71: Sauerstoff Frühjahrssituation

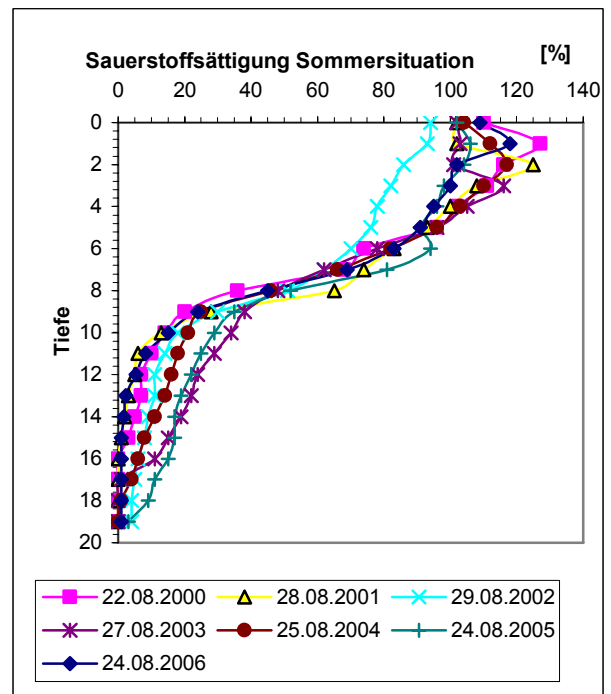
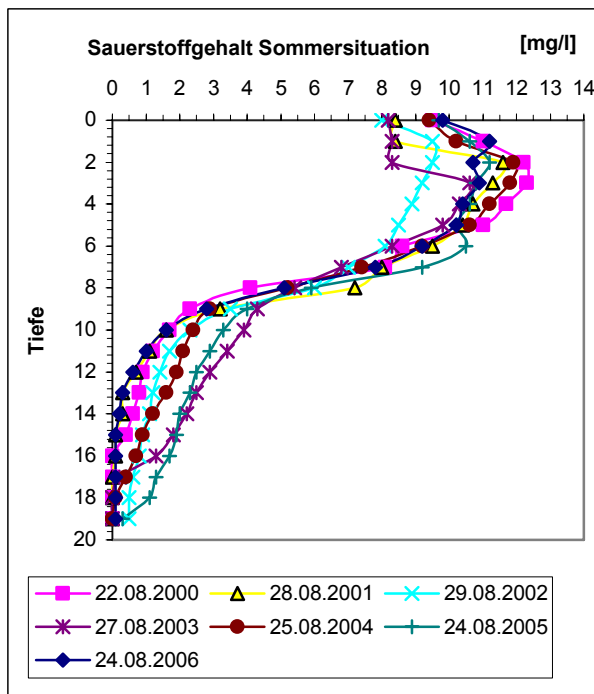


Abb. 72: Sauerstoff Sommersituation

Basierend auf den Ergebnissen der Jahre 1999 bis 2006 kann folgende Einschätzung über das Zirkulationsverhalten des Ödensees getroffen werden. Der verhältnismäßig seichte See weist aufgrund seiner Sauerstoffverhältnisse einen eher meromiktischen Charakter auf. Neben den oben angeführten Erkenntnissen von STUNDL (1953) dürfte das Zirkulationsvermögen vermutlich auch durch die relativ windgeschützte Lage des Sees beeinträchtigt werden.

Die Durchmischungsphasen sind sehr wahrscheinlich auf ein sehr schmales Zeitfenster beschränkt, da das äußerst gering entwickelte Epilimnion sehr rasch auf Abkühlung oder Erwärmung reagiert. Die Oberflächenwassertemperaturen sind demnach wesentlich stärker an die Lufttemperaturen gebunden als bei Seen mit mächtigerem Epilimnion. Insgesamt würde der Ödensee also im Herbst rascher abkühlen und die Winterstagnation vergleichsweise früh einsetzen. Im Frühjahr dürfte sich das Oberflächenwasser dagegen schneller erwärmen und dadurch die Frühjahrszirkulation dementsprechend hemmen. Die Homothermie, also der Zeitpunkt an dem die Durchmischungen am stärksten ausgeprägt sind und folglich auch in größeren Tiefen wirksam werden, wäre den Überlegungen nach zeitlich stark verkürzt.

Diese Umstände könnten nebenbei auch die geringen hypolimnischen Sauerstoffkonzentrationen vom Frühjahr 2007 erklären. Aufgrund des sehr milden Winters 2006 – 2007 dürfte durchaus angenommen werden, dass sich dieser begünstigend auf die frühjährlichen Sauerstoffverhältnisse des Ödensees auswirken würde, da es zu keiner nennenswerten Eisbedeckung kam. Dem war jedoch nicht so, trotz des „Rekordwinters“ dürfte der Ödensee dennoch eine verhältnismäßig lange andauernde inverse Schichtung (Winterstagnation) aufgebaut haben. Am Altausseeer See, der auch nur ein schwach ausgeprägtes Epilimnion aufweist, konnten im Frühjahr 2007 ebenfalls verhältnismäßig geringe hypolimnische Werte festgestellt werden (Abb. 11). Der Erlaufsee wies dagegen im Frühjahr 2007 die bisher höchsten Sauerstoffkonzentrationen in der Tiefenzone auf (Abb. 88).

Die Daten aus dem Ödensee zeigen, dass in den Jahren 2000, 2001, 2006 und im Frühjahr 2007 sehr wahrscheinlich keine Vollzirkulationen stattfanden. Durch die Messreihen des Seenmonitorings konnten an einigen Terminen jedoch höhere Sauerstoffkonzentrationen über Grund nachgewiesen werden. Der größte Wert lag im Mai 2003 bei immerhin 3,6 mg/l. In besonders günstigen Jahren, wie beispielsweise 2003 oder 2005, erscheinen demnach kurze Vollzirkulationen durchaus möglich. Der Umstand, dass gerade in seichteren, meromiktischen Seen mitunter auch Vollzirkulationen auftreten können, ist durchaus keine Seltenheit. Auch im nur 12 Meter tiefen, meromiktischen Goggaussee in Kärnten wurden wiederholt Vollzirkulationen nachgewiesen (SCHULZ ET AL. 2007). Untersuchungen des Ödensees zur Zeit der Homothermie, wie bereits von STUNDL (1953) vorgeschlagen, würden weitere wertvolle Aufschlüsse über das Zirkulationsverhalten des Sees geben.

7.3. pH – Wert

Die pH – Werte schwankten im Untersuchungszeitraum zwischen 7,0 und 8,4 (Abb. 73). Durchschnittlich konnten an der Oberfläche (im Mittel pH 8,0) höhere Werte als im Hypolimnion (im Mittel pH 7,5) beobachtet werden. Die leicht alkalischen pH Werte des Seewassers sind für das Einzugsgebiet des Ödensees (Dachsteinkalk) typisch und unauffällig. Die im Wasser gelösten Huminstoffe führen demnach zu keiner Ansäuerung des Sees.

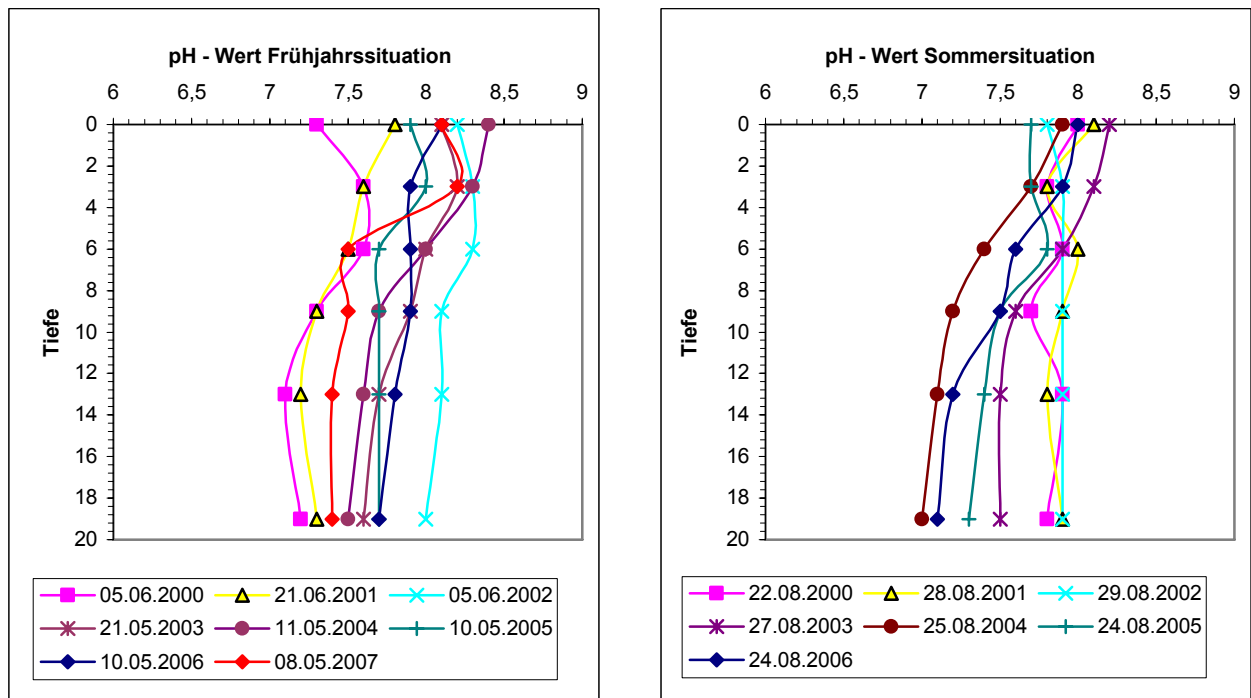


Abb. 73: pH - Werte

7.4. Leitfähigkeit

Im Untersuchungszeitraum waren in der Tiefe stets höhere Leitfähigkeiten als an der Oberfläche festzustellen (Abb. 74). Die Frühjahresdaten zeigen im Hypolimnion größere Schwankungen als in den oberflächennahen Bereichen. Diese Unterschiede sind auf die unterirdischen Zuflüsse des Ödensees zurückzuführen. Bedingt durch die Schneeschmelze liegen die Leitfähigkeiten an der Oberfläche unter jenen des Sommers. Die Messreihen der Sommertermine weisen nur geringe Schwankungsbreiten und eine große Konstanz auf. Demnach dürfte der unterirdische Zustrom im Sommer vergleichsweise gering ausfallen bzw. gleichmäßigere Schüttungen aufweisen. Der auffällige Kurvenverlauf vom 29.8.2002 ist vermutlich auf das Hochwasserereignis vom 11. bis 13. August 2002 zurückzuführen. Eine Durchmischung des Oberflächenwassers mit tieferen Schichten, wie sie am Grundlsee zu beobachten war, konnte am Ödensee jedoch nicht festgestellt werden.

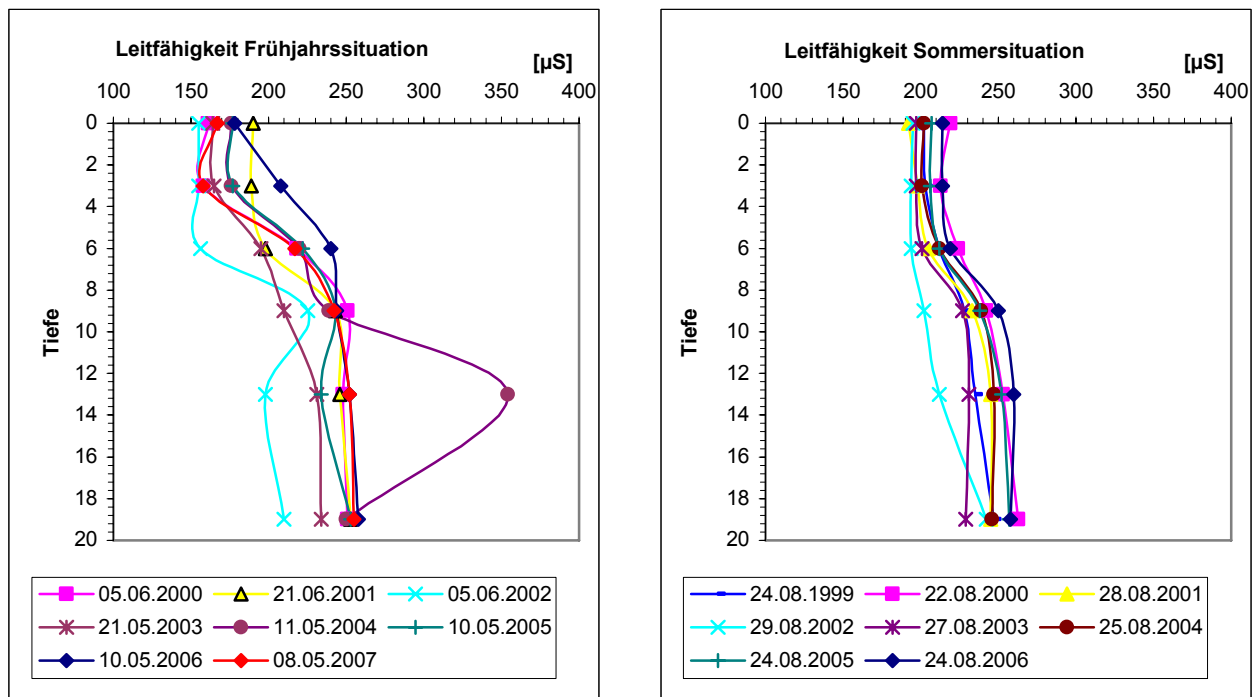


Abb. 74: Leitfähigkeiten

7.5. Nitrat, Nitrit und Ammonium

Die Nitratwerte bewegten sich am Ödensee zwischen 0,20 und 0,51 mg/l (Abb. 75). Für den meromiktischen Charakter des Sees ist der eher moderate Konzentrationsrückgang im Hypolimnion als vergleichsweise gering anzusehen. Der mittlere Nitratwert der Jahre 2000 bis 2006 lag bei 0,35 mg/l.

Ähnlich dem meromiktischen Toplitzsee konnten auch am Ödensee nur sehr geringe Nitritkonzentrationen festgestellt werden. Nur über Grund waren gelegentlich höhere Werte zu beobachten. Die größte Konzentration (0,015 mg/l) wurde im Mai 2006 gemessen.

Eine deutliche Erhöhung des Ammoniumgehaltes im Hypolimnion ist ein typisches Merkmal für meromiktische Seen. Im Gegensatz zum Toplitzsee zeigte sich am Ödensee jedoch nur ein geringer Anstieg der Konzentrationen. STUNDL (1953) hatte in der Tiefe des Sees ebenfalls nur geringe Mengen vorgefunden und vermutete deshalb, dass anfallendes Ammonium durch die unterirdischen Zuflüsse verdünnt und weggeführt würde. Dies müsste, STUNDL zufolge, jedoch durch weitere Untersuchungen geklärt und bewiesen werden.

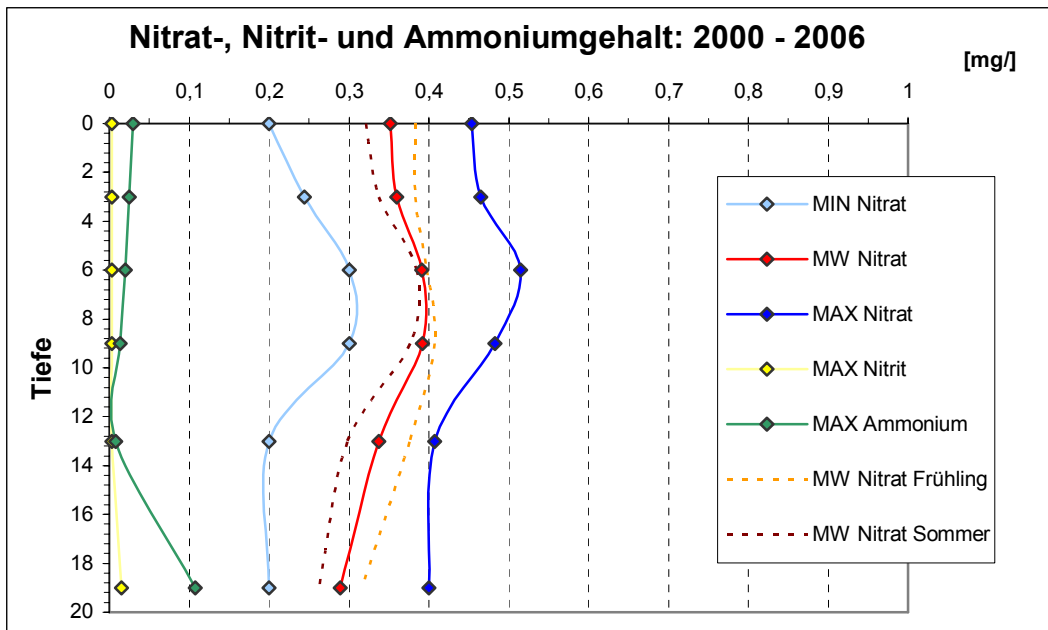


Abb. 75: Nitrat, Nitrit und Ammoniumgehalt

Wie aus den Jahresmittelwerten der grundnahen Ammoniumkonzentrationen (19 Meter Tiefe) in Abb. 76 hervorgeht, traten die höchsten Werte in den Jahren 2000 und 2006 auf. Während der Jahre 2003, 2004 und 2005 wurden hingegen die geringsten Konzentrationen festgestellt. Ein Vergleich mit mittleren Sauerstoffkonzentrationen in grundnahen Bereichen (Jahresmittelwerte aus 17-19 m) zeigt, dass in Jahren mit geringem hypolimnischen Ammoniumgehalt vergleichsweise günstige Sauerstoffverhältnisse in der Tiefe beobachtet wurden. Die höchsten Ammonium Jahresmittelwerte von 2000 und 2006 waren dagegen mit durchwegs geringen Sauerstoffkonzentrationen verbunden. Die Datenlage ist jedoch derzeit noch zu gering um eindeutige Aussagen treffen zu können. Die Ergebnisse weisen jedoch darauf hin, dass der Ammoniumgehalt des Ödensees von Zirkulationsprozessen beeinflusst werden könnte.

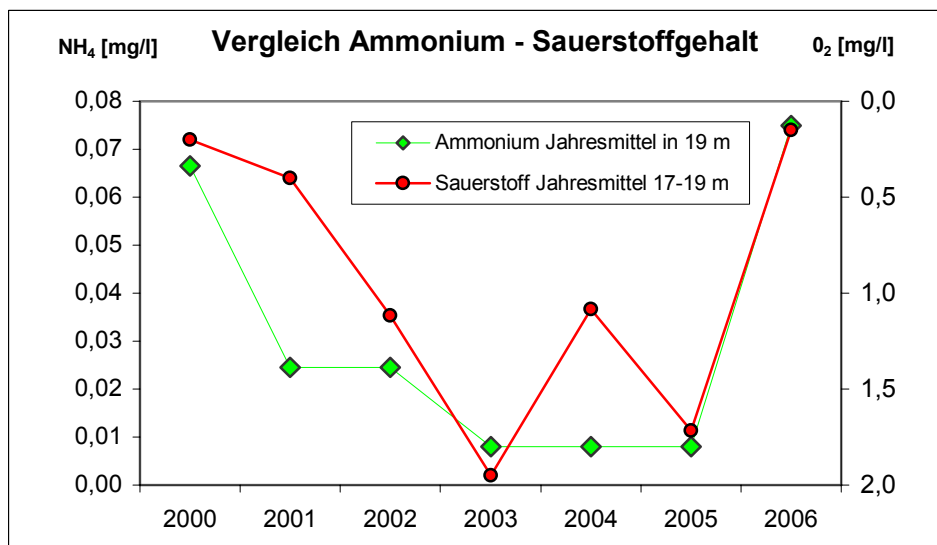


Abb. 76: Vergleich: Ammonium- und Sauerstoffgehalt (Tiefenzone Ödensee)

7.6. DOC

Die DOC Messreihen der Jahre 2004 bis 2006 zeigten allgemein nur geringe Schwankungsbreiten (Abb. 77). Ähnlich den Sauerstoffkonzentrationen, war meistens ein metalimnisches Maximum zu beobachten. Eine Ausnahme stellt lediglich der Kurvenverlauf vom Mai 2004 dar. Eine Erklärung für die abweichenden Daten konnte jedoch nicht gefunden werden. Für den Ödensee ergibt sich ein mittlerer DOC Gehalt von 4,08 mg/l. Im Vergleich zu den anderen untersuchten Seen weist der Ödensee den größten mittleren DOC Gehalt auf. Die allgemein hohen DOC Werte sind auf die natürliche Beschaffenheit des Seewassers, in dem reichlich Huminstoffe gelöst sind, zurückzuführen.

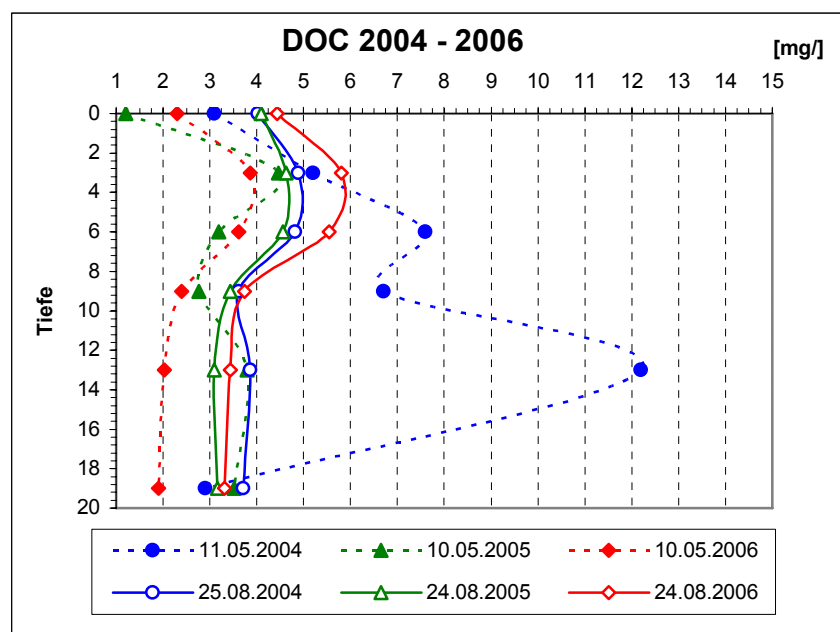


Abb. 77: DOC Gehalt

7.7. Phosphor

Wie in vielen anderen Gewässern auch ist Phosphor nur in geringen Mengen im Seewasser des Ödenses nachzuweisen. In den oberen Bereichen des Sees waren nur im Juni 2006 höhere Konzentrationen zu beobachten (Abb. 78). An den meisten Terminen konnte auch ein geringer Anstieg unmittelbar über Grund festgestellt werden. Im Vergleich mit den Werten aus dem meromiktischen Toplitzsee sind diese Anstiege jedoch als gering anzusehen. Der größte am Ödensee gemessene Wert lag in 19 Metern Tiefe bei 28 µg/l.

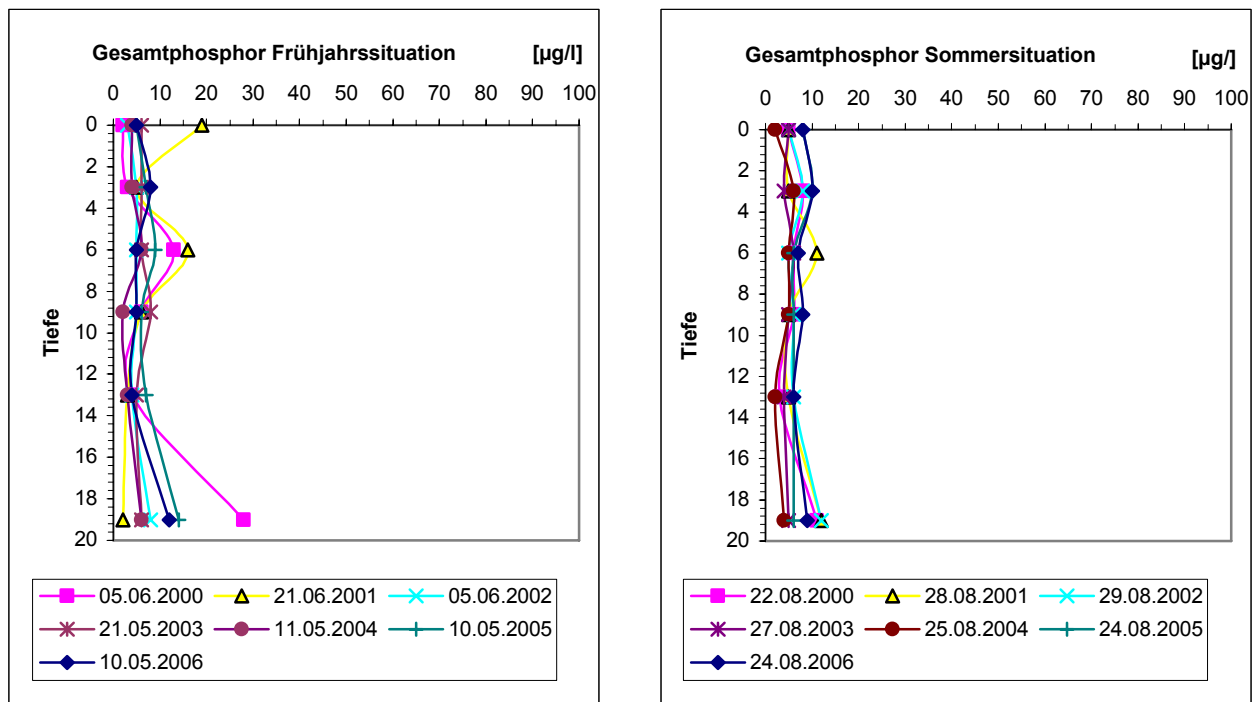


Abb. 78: Gesamtphosphor

Die Zusammenstellung der epilimnischen Jahresmittelwerte (Tab. 7) zeigt, dass der Ödensee als oligotrophes Gewässer einzustufen ist. Für die Jahre 2000 bis 2006 ergibt sich eine mittlere epilimnische Gesamtphosphorkonzentration von 6,5 µg/l.

Der höchste Jahresmittelwert wurde im Jahr 2001 festgestellt. In diesem Jahr konnten auch am Grundlsee und am Altausseer See höhere Konzentrationen beobachtet werden. Im sehr warmen Jahr 2003 zeigten die Datenreihen aus dem Ödensee, im Gegensatz zu den vorher genannten Gewässern, jedoch keinen Anstieg. Über Grund ergibt sich eine mittlere Konzentration von 9,1 µg/l. Dieser Wert kann, angesichts des meromiktischen Charakters des Sees, als sehr gering bezeichnet werden. Im Vergleich dazu liegen die Mittelwerte des Toplitzsees mit 52 µg/l deutlich darüber.

Tab. 7: Gesamtphosphor: epilimnische Jahresmittelwerte

0 - 6 Meter	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Gesamt
Minimum [µg/l]	2	5	3	4	2	5	5	2
Maximum [µg/l]	13	19	8	6	6	10	10	19
Bereich von [µg/l]	3,0	4,8	4,0	4,7	3,5	6,2	5,9	4,6
Mittelwert [µg/l]	6,1	9,4	5,4	5,4	4,6	7,6	7,4	6,5
Bereich bis [µg/l]	9,1	14,0	6,7	6,2	5,7	9,1	9,0	8,4

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

7.8. Sichttiefe

Von allen untersuchten Seen weist der Ödensee die geringsten Sichttiefen auf. Die Werte schwankten im Untersuchungszeitraum zwischen 2,5 und 7 Metern (Abb. 79). Die mittlere sommerliche Sichttiefe liegt bei 4,4 Metern. Der Wert würde dabei dem eines mesotrophen Sees entsprechen. Die Sichttiefe des Ödensees ist jedoch durch eine natürliche Färbung des Seewassers (Abb. 80) generell herabgesetzt. Diese Färbung wird durch Huminstoffe verursacht und verleiht dem Seewasser eine leicht bräunliche Färbung. Zwischen den Frühjahresdaten und den sommerlichen Messwerten existieren kaum Unterschiede. Letztendlich ist die Sichttiefe im Ödensee als Maß für die Algenentwicklung ungeeignet und kann folglich auch nicht zur Bewertung des trophischen Zustandes herangezogen werden.

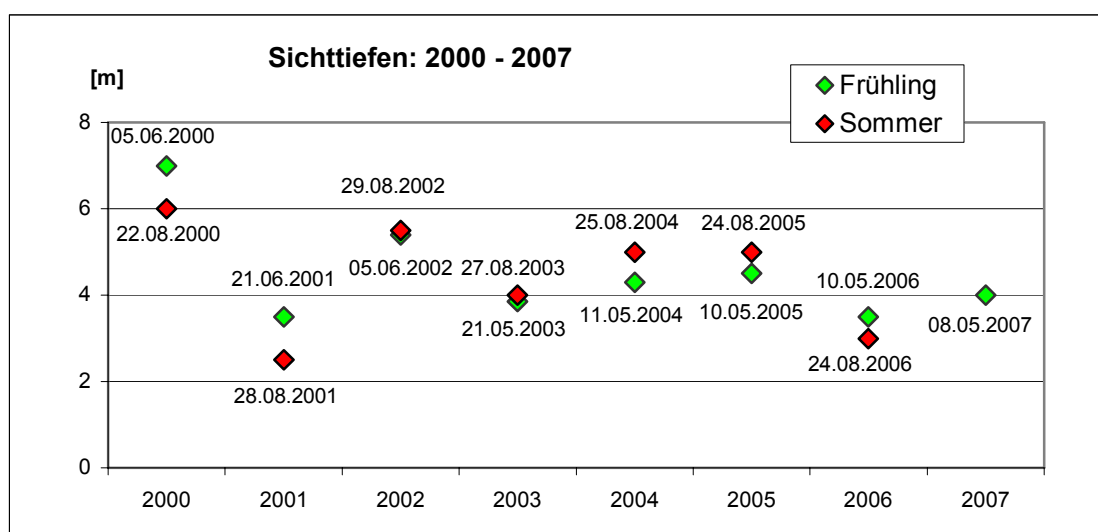


Abb. 79: Sichttiefen



Abb. 80: Natürliche Färbung des Seewassers am Ödensee

7.9. Chlorophyll A Gehalt

Hinsichtlich des Chlorophyll Gehalts lagen am Ödensee eher heterogene Verhältnisse vor (Tab. 8). Größtenteils wurden zwar verhältnismäßig geringe Konzentrationen vorgefunden, vereinzelt konnten jedoch auch Spitzenwerte von bis zu 7,94 µg/l beobachtet werden. Diesen Befunden zufolge, müsste an besagten Terminen auf ein erhöhtes Algenwachstum geschlossen werden. Auffällige Sauerstoffübersättigungen, hohe Nährstoffkonzentrationen oder außergewöhnlich geringe Sichttiefen konnten zu den oben genannten Zeitpunkten jedoch nicht festgestellt werden. Aufgrund der starken Eigenfärbung des Seewassers sind Störungen bei der Chlorophyllmessung allerdings nicht ganz auszuschließen. Die tatsächlichen Konzentrationen könnten sich unter Umständen sogar auf einem niedrigeren Niveau bewegen. Trotz dieser Umstände kann der See eindeutig dem oligotrophen Seentyp zugeordnet werden. Der mittlere Chlorophyllgehalt lag in den Jahren 2000 bis 2006 bei 2,23 µg/l.

Tab. 8: Chlorophyll A Gehalt

[µg/l]	2000	21.06. 2001	28.08. 2001	05.06. 2002	29.08. 2002	27.08. 2003	25.08. 2004	10.05. 2005	24.08. 2005	24.08. 2006	Gesamt
Minimum		1,69	0,63	0,00	0,50	0,00	2,78	0,76	2,86	0,56	0,00
Maximum		7,94	1,67	2,83	3,17	2,53	5,91	6,43	4,51	5,00	7,94
Bereich von		2,09	0,68	0,55	0,33	0,29	3,00	0,08	2,78	0,36	1,13
Mittelwert	< 3	4,21	1,02	1,32	1,33	0,95	4,04	1,81	3,50	1,89	2,23
Bereich bis		6,32	1,35	2,08	2,33	1,62	5,08	3,54	4,21	3,42	3,33

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

7.10. Phytoplankton

Obwohl die tatsächliche Höhe der Chlorophyllkonzentrationen im Ödensee, wegen der Eigenfärbung des Seewassers, mit gewissen Unsicherheiten behaftet ist, weisen die Chlorophyll Anregungsspektren dennoch durchaus vergleichbare Situationen auf. Die Abbildungen 81 und 82 zeigen die Verteilungen der einzelnen Algengruppen im August 2006 beziehungsweise Mai 2007. An beiden Terminen ist ein deutliches Konzentrationsmaximum in etwa 4 bis 6 Metern Tiefe erkennbar. Den Chlorophylldaten zufolge dominieren eindeutig die Kieselalgen, gefolgt von den Grünalgen. Cryptophyceen scheinen dagegen nur in geringen Konzentrationen auf, während Blaualgen nahezu vollständig fehlen.

Am Ödensee wurde bislang keine quantitative Phytoplanktonuntersuchung durchgeführt, ein direkter Vergleich mit den Chlorophylldaten ist daher nicht möglich. Mittels qualitativer Netzfänge konnten mit *Asterionella formosa*, *Synedra ulna*, *Melosira sp.* und *Cyclotella sp.* zwar beständig Kieselalgen nachgewiesen werden, über die tatsächliche Menge dieser Algengruppe kann naturgemäß keine eindeutige Aussage getroffen werden.

Häufig wurde am Ödensee auch *Gloeococcus schroeteri* (Chlorophyceae), *Pediastrum* sp. (Chlorophyceae) und *Staurastrum paradoxum* (Desmidiaceae) festgestellt, während *Peridinium willei* (Dinophyceae) und *Dinobryon divergens* (Chrysophyceae) durchaus seltener beobachtet werden konnte. *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) war hingegen an allen Terminen vertreten.

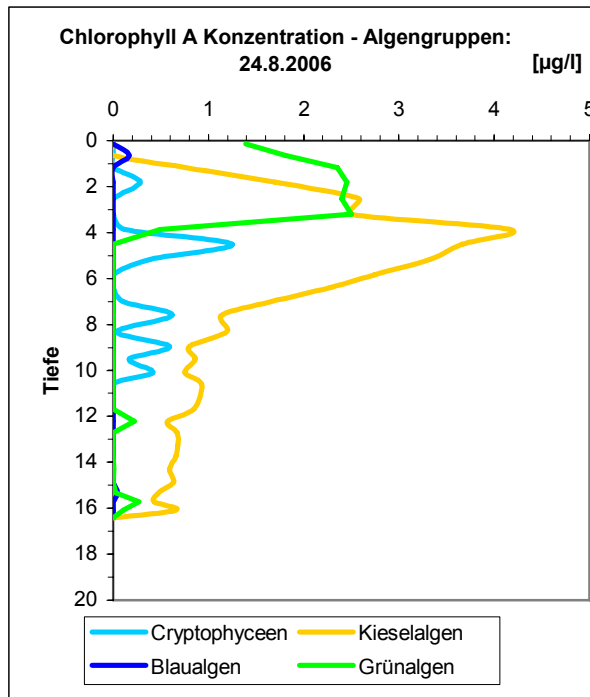


Abb. 81: Algengruppen 24.8.2006

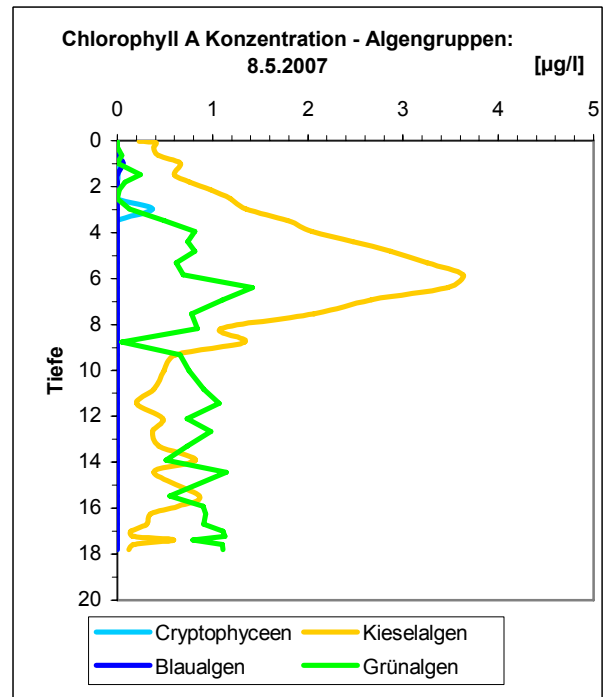


Abb. 82: Algengruppen 8.5.2007

7.11. Zooplankton

Rotatorien

Der wohl bedeutendste Vertreter der Rotatorien ist *Kellicottia longispina*. Bereits STUNDL (1953) konnte große Mengen von dieser filigranen Art am Ödensee feststellen. Im Rahmen des Seenmonitorings war *Kellicottia longispina* nahezu an allen Terminen zu beobachten. *Keratella hiemalis* (Abb. 83) und *Polyarthra* sp. wurden dagegen seltener und vermehrt an den Frühjahrsterminen gefunden. *Ascomorpha ovalis* und *Keratella cochlearis* konnten nur im Frühjahr 2007 nachgewiesen werden.

Wie ein Planktonfang vom März 1951 zeigt (STUNDL, 1953), kommt in der kälteren Jahreszeit sehr wahrscheinlich auch *Filinia longiseta* vor. Insgesamt stimmt die qualitative Zusammensetzung des Rotatorienplanktons im Untersuchungszeitraum gut mit den früheren Befunden von KEISSLER (1907) und STUNDL (1953) überein.

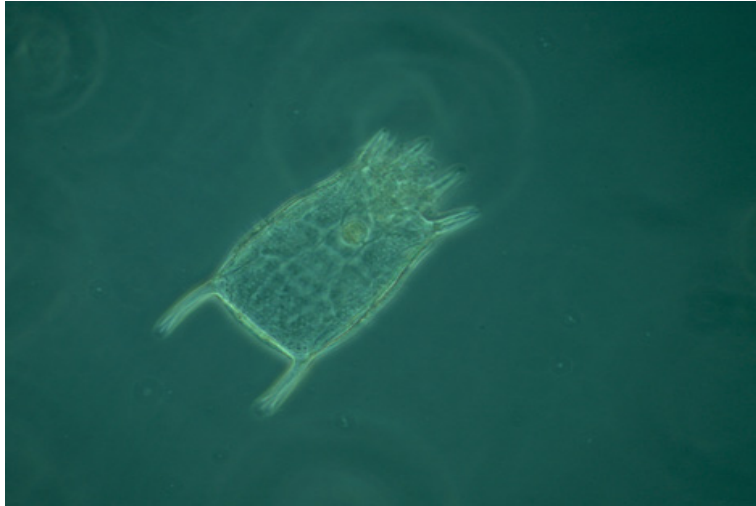


Abb. 83: *Keratella hiemalis*

Crustaceen

Während des Seenmonitorings setzte sich das Crustaceenplankton des Ödenseses hauptsächlich aus *Cyclops abyssorum*, *Eudiaptomus gracilis*, *Daphnia hyalina* und *Eubosmina longispina* (Abb. 84) zusammen. Während *Cyclops abyssorum* und *Eubosmina longispina* nahezu an allen Terminen festzustellen waren, wurden *Daphnia hyalina* und *Eudiaptomus gracilis* durchaus seltener beobachtet. Der sonst kaum übersehbare Copepode *Eudiaptomus gracilis* wird in den Arbeiten von KEISSLER (1907) und STUNDL (1953) für den Ödensee überhaupt nicht erwähnt. STUNDL hatte dafür offenbar den „Raubwasserfloh“ *Polyphemus pediculus* am Ödensee festgestellt, dieser konnte im Untersuchungszeitraum jedoch nicht nachgewiesen werden. Die ebenfalls räuberische Form *Bythotrephes longimanus* war dagegen im Frühjahr 2002 bzw. 2003 in den Netzfängen anzutreffen. Das Vorkommen dieser Art wird in den früheren Arbeiten über den Ödensee ebenfalls nicht erwähnt.

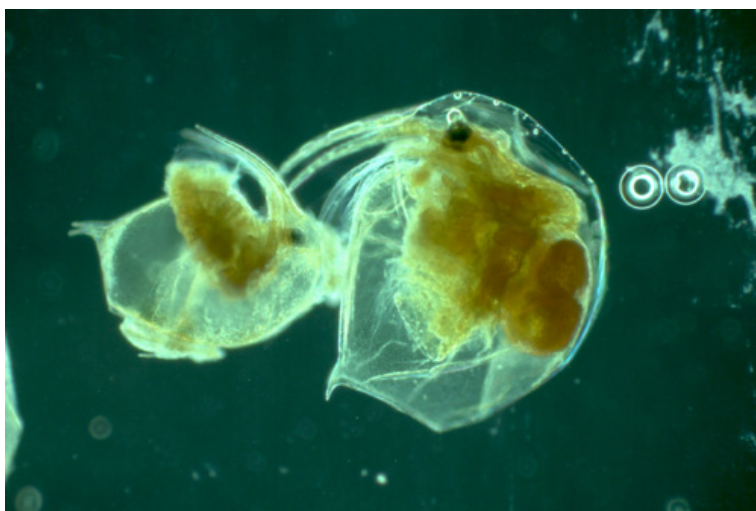


Abb. 84: *Eubosmina longispina*

8. DER ERLAUFSEE

Seehöhe	835 m
Fläche	0,58 km²
maximale Tiefe	38,0 m
mittlere Tiefe	21,2 m
Volumen	12,4 Mio. m³
Abfluss	0,26 m³/s
Einzugsgebiet	10 km²



Der Erlaufsee bei Mariazell liegt am Beginn des Erlauftales im steirisch-niederösterreichischen Grenzgebiet. Der auf 835 m Seehöhe gelegene See wird im Norden von der Gemeindealpe (1623 m) und vom Wurzenkopf (964 m) und im Süden vom Großen und Kleinen Kainz (1130 m bzw. 906 m) sowie vom Rasingberg (1158 m) umgeben. Westlich befinden sich Brunnstein (1403 m), Eisener Herrgott (1436 m) und Hochkogel (1131 m).

Der See gehört dem Flusssystem der Erlauf an, die aus einer Karstquelle im Massiv der Gemeindealpe in 1200 m Seehöhe entspringt. Mit einer Länge von 68 km gehört die Erlauf zu den bedeutendsten rechtsufrigen Donauzuflüssen Niederösterreichs. Die Quelle ist aber nur zur Zeit der Schneeschmelze oder nach anhaltenden Niederschlägen wasserreich. Bei Niedrigwasser beträgt ihre Schüttung 5 l/s, in Trockenzeiten versiegt sie (WAWRIK, 1966). Die Erlauf hat den Charakter eines Gebirgsflusses und wird auch zur Energiegewinnung genützt. Nachdem sie ein Gefälle von rund 1000 m überwunden hat, mündet der Fluss bei Pöchlarn in die Donau.

Die Erlauf ist der bedeutendste Zufluss des Erlaufsees, daneben sind noch kleine Wasseraustritte, die nach kürzesten Verlauf in den See münden, vorhanden. Neben den oberflächlichen Zuflüssen wird der See durch Quellen gespeist, die unterhalb des Seespiegels im Litoral oder in der Halde einmünden. Zur Zeit der Schneeschmelze kann die Wasserführung am Seeabfluss beachtliche 2000 – 2500 l/s betragen (SAMPL, 1964).

Das gesamte Einzugsgebiet des Erlaufsees (Abb. 85) beträgt etwa 10 km². Das Umland des Sees gehört geologisch jener Schichtfolge der steirisch-niederösterreichischen Kalkalpen an, die als „Ötscherdecke“ bezeichnet wird und die aus Dachsteinkalk (Gemeindealpe und Eisener Herrgott) und Hauptdolomit (Wurzenkopf) besteht. Südlich und westlich des Sees dominiert ebenfalls der Hauptdolomit, nur direkt am Westufer sind alluviale Ablagerungen vorhanden. An das Ostufer schließen große Flächen aus Diluvialschotter an. Der See selbst liegt im Hauptdolomit (SAMPL, 1964).

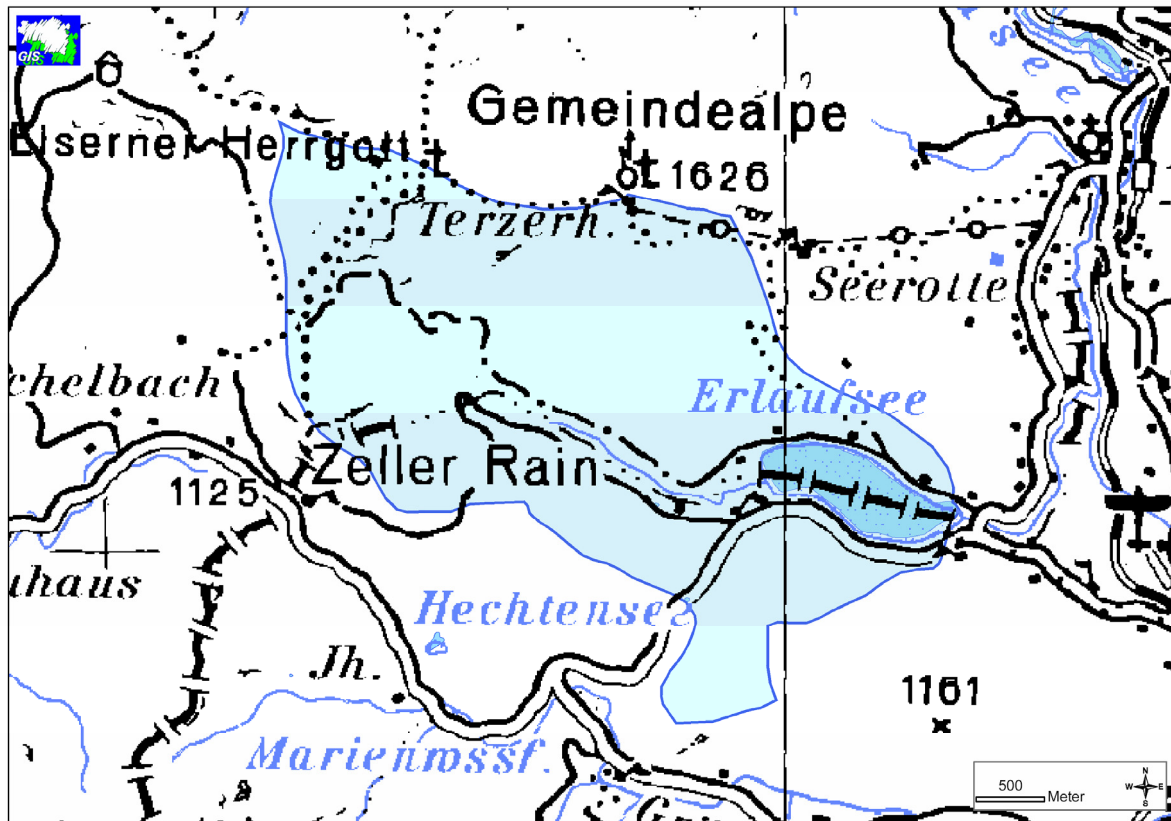


Abb. 85: Einzugsgebiet des Erlaufsees (Quelle: GIS STEIERMARK)

Die Seewanne (Abb. 86), die durch den Würmgletscher entstanden ist, zeigt am Nord und Südufer einen steilen und zum Teil sogar felsigen Abfall der Halde. Der gegen den Ausrinn gerichtete Beckenteil stellt eine mit Schilf und Armleuchteralgen (Chara) bewachsene Seekreidebank dar (SAMPL ET AL. 1982). Die tiefste Stelle des Sees liegt im westlichen Bereich des Sees, die größte Tiefe beträgt 38m.

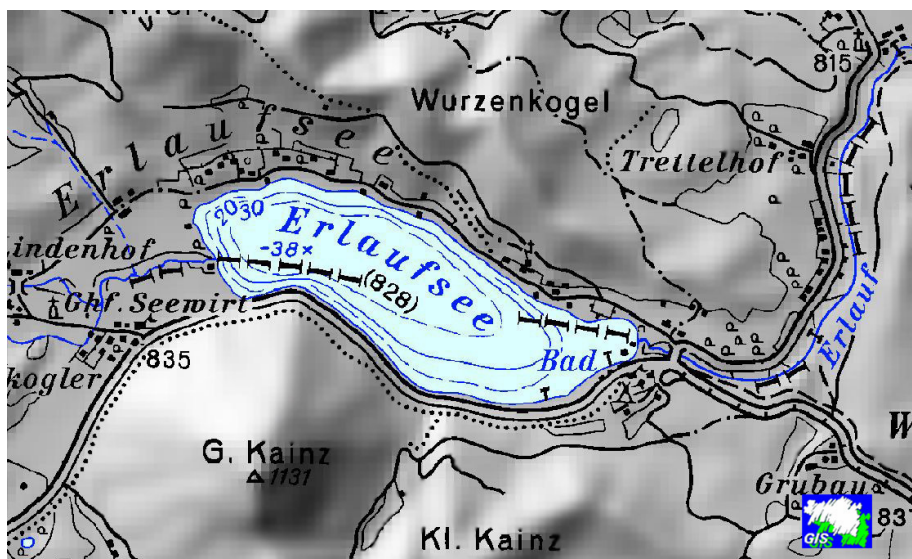


Abb. 86: Tiefenverhältnisse (Quelle: GIS STEIERMARK)

Schon BREHM und ZEDERBAUER (1902) wiesen auf das „rauhe“ Klima in der Gegend des Erlaufsees hin. Sie beobachteten, dass der See selbst in einem für damals „verhältnismäßig milden“ Winter von Dezember 1900 bis Ende März 1901 von einer 0,5 m dicken Eisschicht bedeckt war. Die Dicke des Eises kannten sie, da sie Ende März 1901 die Eisdecke aufbrachen um Planktonproben aus dem See zu entnehmen. Der Erlaufsee ist durchschnittlich an 95 Tagen im Jahr von einer Eisschicht bedeckt (ECKEL, 1955).

Zum Fischbestand

Ursprünglich (1878) setzte sich der Fischbestand im Erlaufsee wohl nur aus Seesaiblingen, Koppen, Hechten, Aiteln und Elritzen zusammen (GASSNER ET AL. 2003). Erhebungen von SAMPL (1967) haben ergeben, dass kleinwüchsige Seesaiblinge, sogenannte Schwarzreuter, wohl zu den ursprünglichsten Fischarten des Sees gehörten. Der Bestand an Schwarzreutern dürfte jedoch schon in den 60er Jahren des vorigen Jahrhunderts stark abgenommen haben. Ab 1949 wurden vor allem großwüchsige Seesaiblinge, Reinanken, Schleien und Flußbarsche in den See eingebracht. Eine Besonderheit des Erlaufsees ist das Fehlen der Elritze, die trotz mehrmaligem Besatz wieder aus dem See verschwunden ist. Laut SAMPL dürften Flußbarsche durch Sportfischer, die nicht verwendete Köderfische dem See überantwortet haben, in den Erlaufsee gelangt sein. Seeforellen befanden sich definitiv schon vor 1949 im See, hatten jedoch nur eine geringe wirtschaftliche Bedeutung (SAMPL, 1967). Aktuell kommen im Erlaufsee folgende Fischarten vor (GASSNER ET AL. 2003): Aitel, Flußbarsch, Hecht, Koppe, Reinanke, Rotauge, Rotfeder, Schleie, Seeforelle und Seesaibling.

Frühere Untersuchungen

Der Erlaufsee wurde erstmals von BREHM UND ZEDERBAUER (1902) im Zuge von Planktonuntersuchungen bearbeitet. RUTTNER (1938) führte in den Jahren 1932 und 1933 die ersten quantitativen Planktonanalysen durch. Aus diesen Jahren stammen auch die ersten vergleichbaren chemisch- physikalischen Messungen im Tiefenprofil des Sees. Trotz des eher stichprobenartigen Charakters dieser frühen wissenschaftlichen Besuche ergeben sich dennoch wertvolle Vergleichsmöglichkeiten mit den aktuellen Messdaten. Die sicherlich umfangreichsten Untersuchungen am Erlaufsee wurden in den Jahren 1960, 1961 und 1962 im Rahmen einer Dissertation (SAMPL, 1964) durchgeführt. Dabei konnten die limnologischen Verhältnisse im See in einer zeitlich hohen Auflösung gezeigt werden. Aus der Arbeit resultierten weitere Publikationen über die Boden- und Fischfauna des Erlaufsees (SAMPL, 1967a) bzw. vergleichende Untersuchungen des Erlaufsees mit dem Lunzer Untersee (SAMPL, 1967b). Auf die Ergebnisse dieser Untersuchungen wird bei der Diskussion der limnologischen Parameter öfters hingewiesen. Aus den Jahren 1974 bis 1976 liegen genauere Untersuchungen, durchgeführt vom AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, Fachabteilung 1A – Gewässergüteaufsicht (heute FA 17C – Referat Gewässeraufsicht), vor. Grund für diese Untersuchungen waren beginnende Eutrophierungserscheinungen, wie die Verkrautung und Veralgung der Uferbereiche, in den 70er Jahren. Durch Wellenschlag wurden diese Algenansammlungen häufig losgerissen und trieben als „unappetitliche Flocken“ im gesamten Wasserkörper. Es bahnte sich der Übergang vom oligotrophen in den mesotrophen Zustand an (SAMPL et al. 1982). Daraufhin wurde am niederösterreichischen Seeufer ein Hauptsammelkanal errichtet, in den

sämtliche häusliche Abwässer vom steirischen und niederösterreichischen Seeufer über Ortskanäle eingeleitet werden. Die Reinigung der Abwässer erfolgt in einer Kläranlage. Der Sammelkanal wurde dabei als Seedruckleitung ausgeführt. Die nächsten Untersuchungen aus den Jahren 1981 – 1984 zeigten eine rückläufige Tendenz der Eutrophierungsprozesse (MASCHER & RIEDL, 1989).

8.1. Temperatur

Der Temperaturverlauf vom 29.3.2007 (Abb. 87) zeigt die Temperaturverhältnisse während einer Vollzirkulation. Bei ca. 4,3°C herrscht über die gesamte Wassersäule Homothermie. Im Anschluss an diese Vollzirkulation beginnen sich die oberflächennahen Schichten des Erlaufsees zu erwärmen. Bei den Juniterminen (2000, 2001 und 2002) betragen die Wassertemperaturen an der Oberfläche bereits zwischen 14 und 16°C. Mitte Mai lagen die Temperaturen meist bei etwa 10°C. Ausnahmen stellen die Jahre 2003 und 2007 dar, wo zu diesem Zeitpunkt bereits Temperaturen um die 14 - 15°C gemessen wurden. Demnach hat sich 2007 das Oberflächenwasser des Sees innerhalb von etwas mehr als sechs Wochen um fast 10°C erwärmt. Diese raschen Temperaturanstiege im Frühjahr sind auch deshalb interessant, da sich der See im Sommer normalerweise nicht wesentlich über 20°C erwärmt. Selbst am 1.9.2003, also während des „Jahrhundertsommers“, wurden an der Oberfläche „nur“ 19°C gemessen. Der Aufbau einer stabilen Schichtung ist im Frühjahr nicht erkennbar. Mit zunehmender Tiefe nehmen die Temperaturen eher gleichmäßig ab. Über Grund liegen die Temperaturen im Mittel bei 4,3°C.

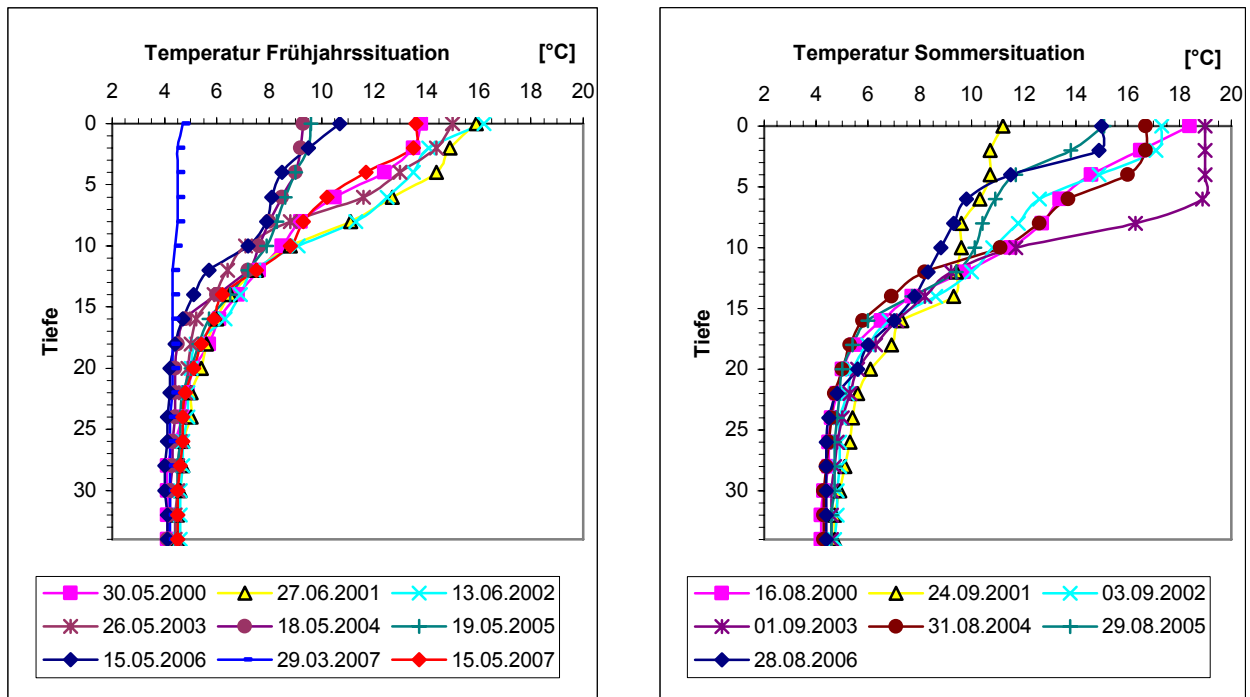


Abb. 87: Temperaturverhältnisse

Bis zum Sommer erwärmt sich das Tiefenwasser in jedem Jahr nur um etwa 0,2°C. Ansonsten weisen die Temperaturen im Hypolimnion keine Schwankungen auf. Die höchsten Oberflächenwassertemperaturen (19°C) wurden im Sommer 2003 festgestellt. In diesem Jahr war auch ein verhältnismäßig mächtiges Epilimnion festzustellen. In den anderen Untersuchungsjahren reichte das Epilimnion nicht über eine Tiefe von etwa fünf Metern hinaus. Am Ende der Stagnationsphase erfolgt eine Abkühlung des Oberflächenwassers und das Metalimnion wird aufgrund von Windeinwirkung in größere Tiefen geschoben. Der Temperaturverlauf vom 24.9.2001 deutet diesen Prozess bereits an. Die herbstliche Vollzirkulation setzt dann Mitte bis Ende Dezember ein (SAMPL, 1964).

Eine Begründung für die verhältnismäßig geringen Oberflächenwassertemperaturen während der wärmeren Jahreszeit wurde schon von SAMPL (1964) abgegeben. Er wies darauf hin, dass nicht nur die Seehöhe für die geringen epilimnischen Sommertemperaturen verantwortlich ist, da Seen ähnlicher Höhenlagen sich wesentlich stärker erwärmen können. Auch das Ausmaß der Durchflutung dürfte am Erlaufsee eine untergeordnete Rolle spielen, da der wesentlich stärker durchströmte Lunzersee eine nahezu identische Temperaturschichtung aufweist (SAMPL, 1967). SAMPL sah vielmehr eine verhältnismäßig geringe Sonnenscheindauer im Gebiet und die niedrigen Wassertemperaturen der Zubringer als Ursache für das Phänomen.

8.2. Sauerstoff

Während der Frühjahrszirkulation, dargestellt im Kurvenverlauf vom 29.3.2007 in Abb. 88, herrscht in der gesamten Wassersäule ein nahezu homogen verteilter Sauerstoffgehalt. Dabei kann die Sauerstoffsättigung wie beispielsweise im März 2007 bei fast 100% liegen. Untersättigungen während der Zirkulationsphasen kommen durch die Durchmischung mit sauerstoffärmerem Tiefenwasser zustande. Aufgrund der Photosyntheseaktivität des Phytoplanktons, beginnt bereits im Mai der Sauerstoffgehalt in den oberflächennahen Schichten zu steigen. In der Tiefenzone des Sees hingegen nimmt die Sauerstoffkonzentration rasch ab.

Eine sehr niedrige Sättigung (22%) über Grund wurde im Mai 2006 gemessen. Ursache dieser geringen Werte ist wahrscheinlich eine sehr kurze Vollzirkulation im Frühjahr. Eine vollständige Durchmischung musste jedoch stattgefunden haben, da die Sauerstoffsättigung im vorangegangenen Sommer (29.8.2005) nur mehr 1% über Grund betrug. Am 15.5.2007 wurden die bisher höchsten Sauerstoffwerte über Grund gemessen. Der „Rekordwinter 2007“ könnte sich in diesem Fall begünstigend auf die Sauerstoffverhältnisse in der Tiefe ausgewirkt haben und eine zeitlich ausgedehnte Vollzirkulation des Sees ermöglicht haben.

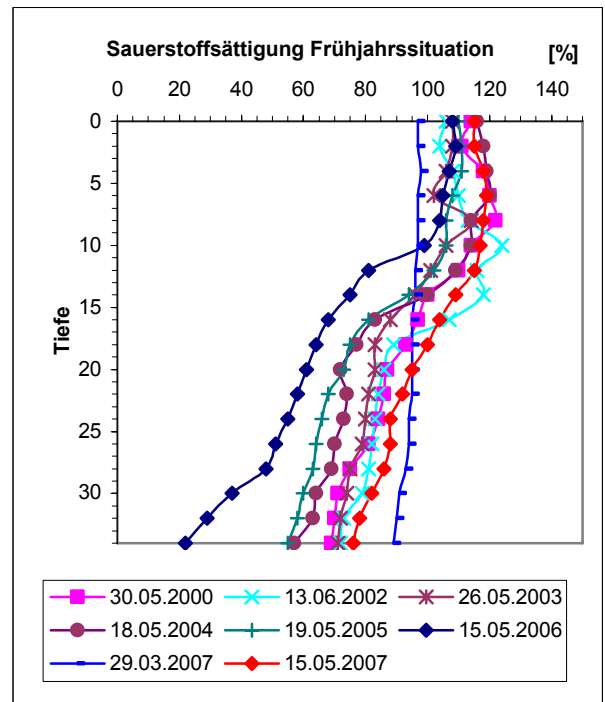
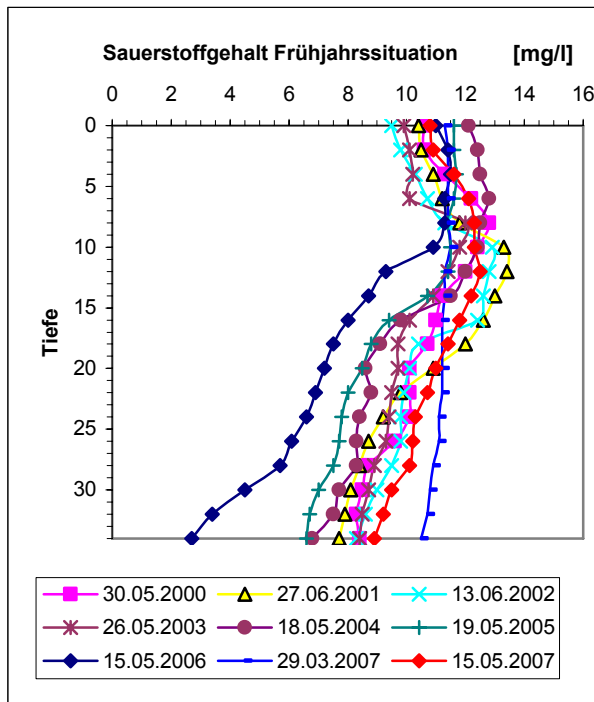


Abb. 88: Sauerstoff Frühjahrssituation

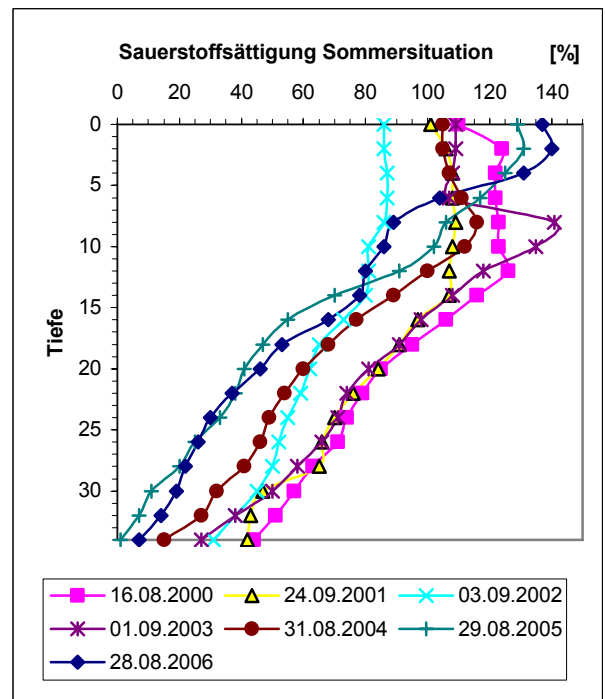
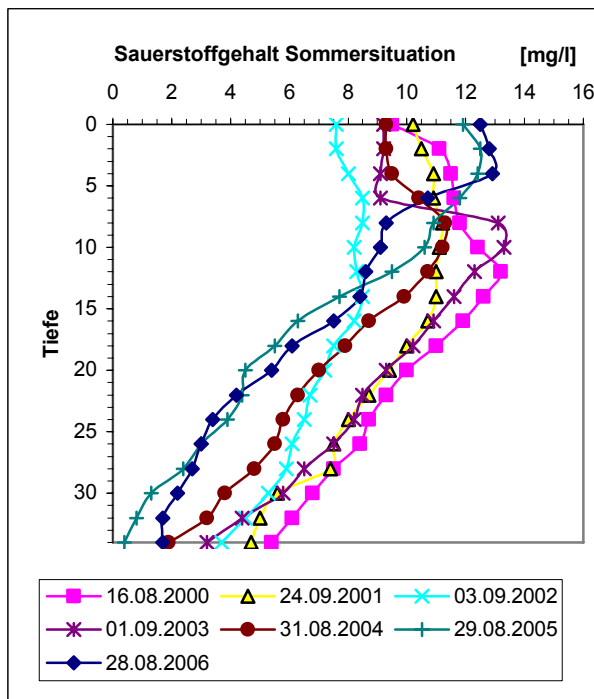


Abb. 89: Sauerstoff Sommersituation

Gegen Ende der sommerlichen Stagnationsphase sind die geringsten Sauerstoffkonzentrationen in der Tiefenzone des Erlaufsees zu erwarten (Abb. 89). Das diesbezügliche Minimum (0,4 mg/l) wurde am 29.8.2005 gemessen. Auch SAMPL hatte im Rahmen seiner Untersuchungen eine starke Abnahme des Sauerstoffgehaltes festgestellt und dafür folgende Begründung angegeben: „Ursache dieser Zehrung in der Tiefe ist keinesfalls allein das abgestorbene Plankton, sondern vor allem eingeschwemmtes organisches Material. Außerdem gelangen, besonders beim Erlaufsee, auch aus dem Verlandungsmoor und der stark ausgeprägten Makrophytenvegetation ständig Pflanzenreste in die Tiefe“ (SAMPL, 1967b). Im Gegensatz zur Situation in der Tiefe sind in den oberen Wasserschichten Sauerstoffübersättigungen bis zu 140% möglich. Der Kurvenverlauf vom 3.9.2002 zeigt, dass vermutlich ein Austausch mit tieferen, sauerstoffärmeren Wasserschichten bereits stattfand. Weitere Durchmischungen und die einsetzende Abkühlung führen letztendlich zur herbstlichen Vollzirkulation.

8.3. pH - Wert

Die pH – Werte zeigten an allen Untersuchungsterminen einen einheitlichen und für das Gewässer unauffälligen Charakter (Abb. 90). Besonders während der sommerlichen Stagnationsphasen waren im Epilimnion nur geringe Schwankungen erkennbar. Alle Messwerte liegen im schwach alkalischen Bereich und sind somit für das kalkreiche Einzugsgebiet des Erlaufsees typisch. Die Messreihen stimmen gut mit den Werten von RUTTNER (1938) und SAMPL (1964) überein.

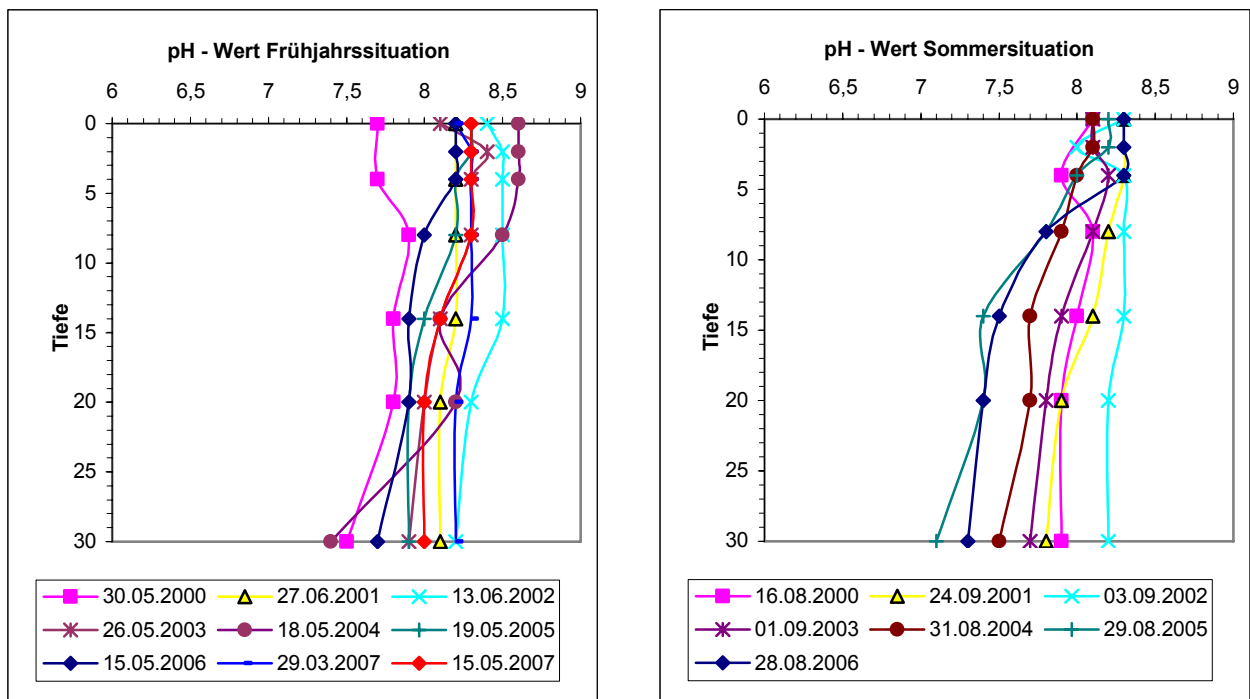


Abb. 90: pH - Werte

8.4. Leitfähigkeit

Die folgenden Abbildungen zeigen die Leitfähigkeiten des Seewassers an den einzelnen Beprobungsterminen (Abb. 91). Zusätzlich wird in dieser Abbildung der Verlauf während einer Vollzirkulation (29.3.2007) dargestellt. Dabei herrschen in der gesamten Wassersäule homogene Verhältnisse. In den Wochen darauf beginnt, vermutlich aufgrund der Schneeschmelze, die Leitfähigkeit in den oberflächennahen Schichten des Sees zu sinken (15.5.2007). An der Oberfläche lagen die Frühjahrmesswerte im Mittel bei 270 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und in der Tiefe bei 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Diese Unterschiede zum Tiefenwasser waren auch während der sommerlichen Stagnationsphase festzustellen. Bei den Probenahmen im Sommer wurden an der Oberfläche sehr konstante Leitfähigkeiten festgestellt.

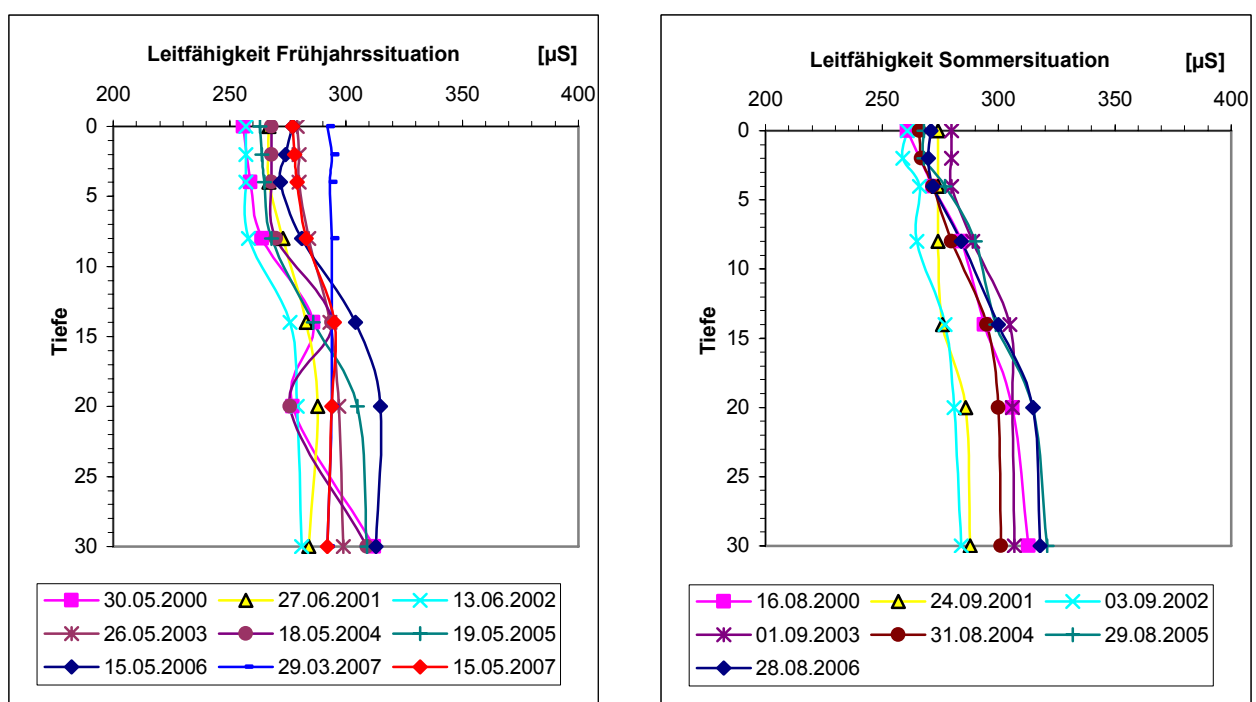


Abb. 91: Leitfähigkeiten

8.5. Nitrat, Nitrit und Ammonium

Während der Untersuchungsjahre 2000 bis 2006 waren im Erlaufsee Nitrit und Ammonium nur in Spuren nachweisbar. Die diesbezüglichen Maximalwerte gehen aus Abb. 92 hervor. Der höchste Ammoniumgehalt (0,078 mg/l) war nur an einem Termin (29.8.2005) in 30 m Tiefe festzustellen. In diesem Sommer betrug die Sauerstoffsättigung über Grund nur mehr 1%. Aufgrund der Zehrungsprozesse in der Tiefe erscheint ein erhöhter Ammoniumgehalt plausibel, da Ammonium nicht mehr zu Nitrat umgewandelt wird.

Die Nitratwerte lagen bei den Frühjahrsbeprobungen generell höher als zur Zeit der Sommerstagnation. Der mittlere Nitratgehalt des Seewassers liegt bei 0,68 mg/l. RUTTNER (1938) hatte im Zuge seiner Untersuchungen mittlere 0,33 mg/l und SAMPL (1964) 0,43 mg/l festgestellt.

Diese Daten scheinen zunächst auf einen deutlichen Anstieg der Nitratwerte hinzuweisen. Dazu muss jedoch erwähnt werden, dass die früheren Ergebnisse auf einen sehr geringen Probenumfang basieren und die nun vorliegenden Messwerte noch immer als sehr gering einzustufen sind. Der Leopoldsteinersee weist mit 0,58 mg/l einen nur geringfügig niedrigeren mittleren Nitratwert auf. Ob nun am Erlaufsee tatsächlich ein Ansteigen der Werte vor sich geht, werden die nächsten Untersuchungsjahre zeigen.

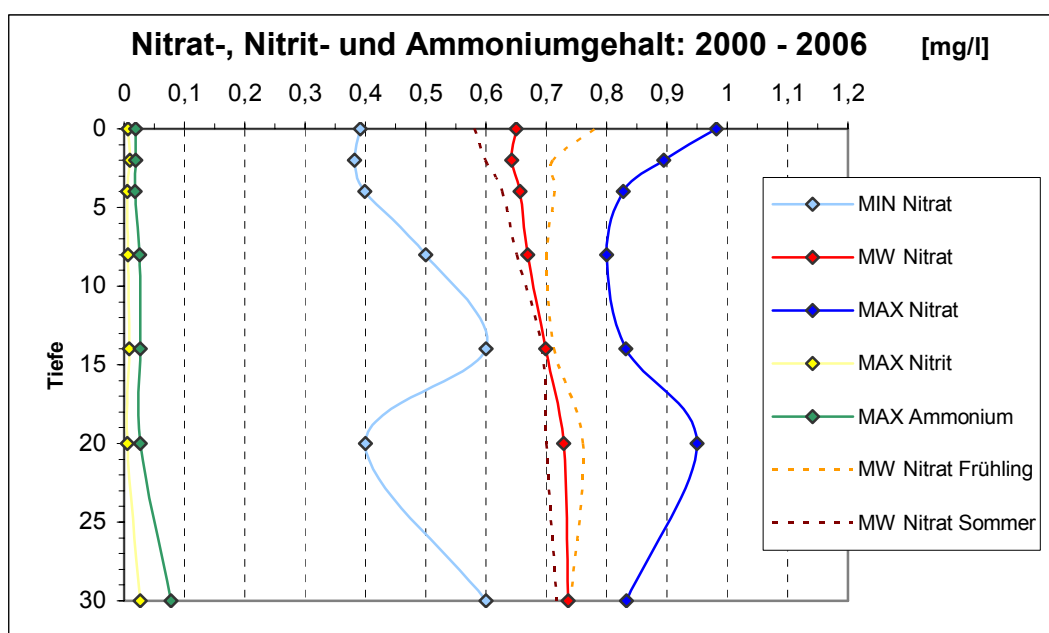


Abb. 92: Nitrat, Nitrit und Ammoniumgehalt

8.6. DOC

Der DOC Gehalt des Seewassers (Abb. 93) lag in den Jahren 2004 – 2006 zwischen 1,55 und 2,93 mg/l. Die höchsten Werte zeigten sich während den Sommerstagnationen 2005 und 2006. Im Vergleich mit den anderen untersuchten Seen sind keine Auffälligkeiten festzustellen.

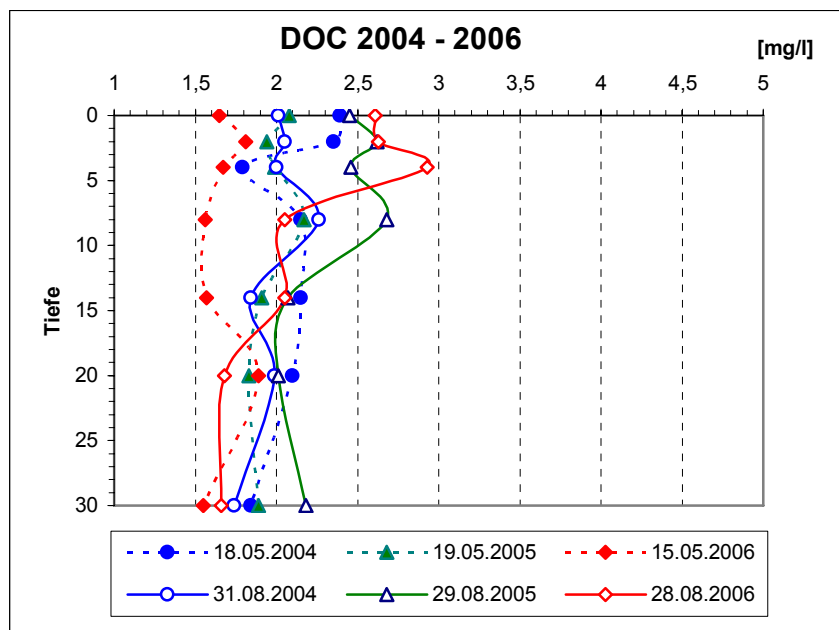


Abb. 93: DOC Gehalt

8.7. Gesamtphosphor

An den Frühjahrsterminen waren im Erlaufsee durchwegs nur geringe Gesamtphosphorkonzentrationen festzustellen (Abb. 94). Der größte gemessene Wert lag bei 13 $\mu\text{g/l}$. In den Jahren 2000, 2001, 2002 und 2004 blieben diese geringen Phosphormengen offensichtlich auch während der sommerlichen Stagnation erhalten. Höhere Werte wurden hingegen in den Jahren 2003, 2005 und 2006 gemessen.

Die Verlaufskurve vom 1.9.2003 stellt eine Besonderheit dar, da vor allem in der Tiefe größere Phosphatmengen festgestellt wurden. Auch in den filtrierten Proben (gelöstes organisches Phosphat) war ein Anstieg im Hypolimnion zu erkennen. Andere Parameter, wie Sauerstoff, Stickstoff (Nitrat, Nitrit und Ammonium) oder Chlorophyll A Gehalt, zeigten an diesem Termin jedoch keine Auffälligkeiten. Für eine Freisetzung des Phosphats aus dem Sediment oder ein erhöhtes Algenwachstum gibt es demnach keine unmittelbaren Anzeichen. Auch außergewöhnliche Abbauprozesse, bedingt etwa durch das Absterben großer Algenmengen, sollten sich deutlicher auf die Sauerstoffverhältnisse in der Tiefe auswirken. Die Chlorophyll A Werte lassen an diesem Termin auf ein verhältnismäßig geringes Algenwachstum schließen. Da jedoch genügend Pflanzennährstoffe (Phosphat und Stickstoff) vorhanden waren, hatten sich vermutlich andere Parameter limitierend auf das Wachstum ausgewirkt. Dagegen sind die höheren epilimnischen Phosphatkonzentrationen, die an den Sommerterminen 2005 und 2006 festgestellt wurden, schon deutlicher zu interpretieren. Zu beiden Zeitpunkten zeigten der DOC und die Chlorophyll A Konzentrationen ebenfalls ein epilimnisches Maximum und die bisher höchsten Messwerte. Die Sauerstoffsättigungen über Grund waren zudem sehr gering.

Da in den filtrierten Phosphorproben nur geringe Konzentrationen nachgewiesen wurden, beruhte der Gesamtphosphor an beiden Terminen zum Großteil auf partikulärem Phosphat (Plankton, Detritus). Die Phosphatkonzentrationen im Sommer 2005 und 2006 wären demnach auf ein gesteigertes Wachstum des Phytoplanktons zurückzuführen. Die damit verbundene Nährstoffzunahme ist jedoch aller Wahrscheinlichkeit nach nicht anthropogen bedingt, da Abwässer in einem Kanalsystem gesammelt werden und somit nicht in den See gelangen können.

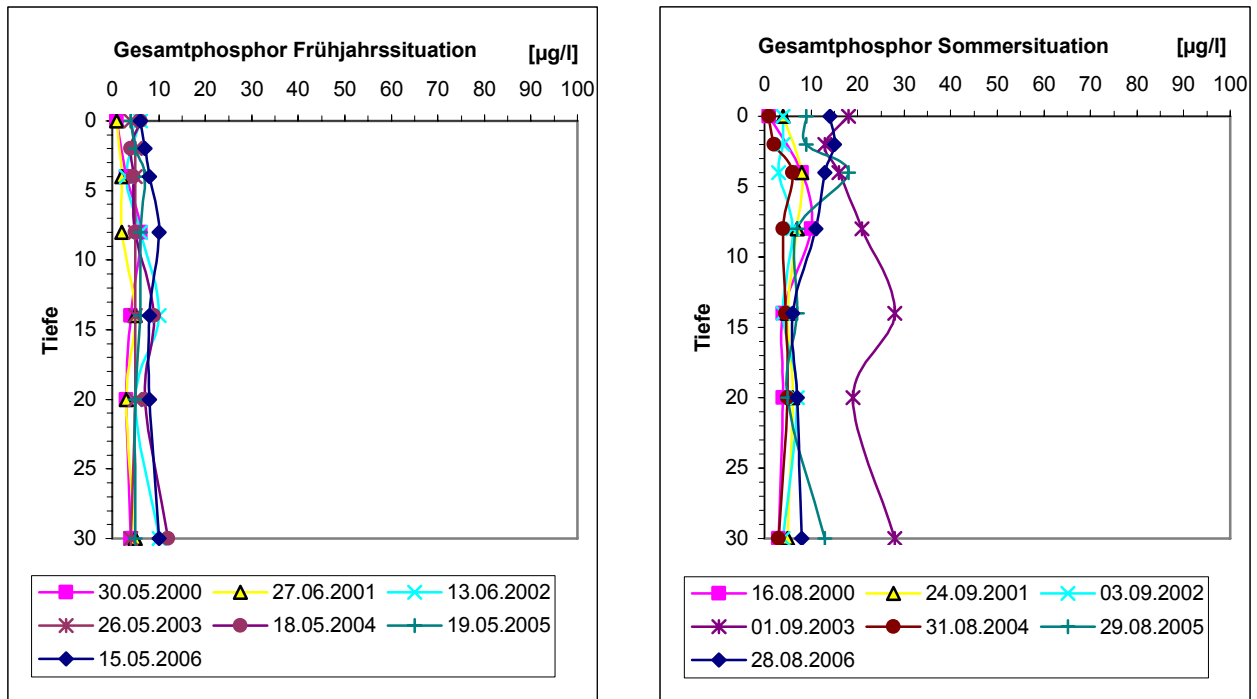


Abb. 94: Gesamtphosphor

Die Zusammenstellung der epilimnischen Jahresmittelwerte (Tab. 9) zeigt, dass der Erlaufsee (trotz der höheren Phosphatkonzentrationen in den Jahren 2003, 2005 und 2006) als oligotrophes Gewässer einzustufen ist.

Für die Jahre 2000 bis 2006 wurde ein epilimnischer Mittelwert von 6,7 µg/l errechnet. In 30 Metern Tiefe liegen mittlere 8,1 µg/l vor.

Tab. 9: Gesamtphosphor: epilimnische Jahresmittelwerte

0 - 6 Meter	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Gesamt
Minimum [µg/l]	1	1	3	4	1	4	6	1
Maximum [µg/l]	9	8	6	18,5	6	18	15	18,5
Bereich von [µg/l]	1,5	1,3	3,2	4,4	2,5	4,7	7,2	3,6
Mittelwert [µg/l]	4,5	4,2	4,0	10,4	4,1	9,0	10,5	6,7
Bereich bis [µg/l]	7,5	7,0	4,8	16,5	5,7	13,3	13,9	9,8

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

8.8. Sichttiefe

SAMPL (1964) gibt für den Erlaufsee eine mittlere Sichttiefe von 9,3 Metern an. Die Werte der Jahre 2000 bis 2004 stimmen noch gut mit den Daten von SAMPL überein. In den Jahren 2005 und 2006 nehmen die Sichttiefen zur Zeit der Sommerstagnation allerdings stark ab (Abb. 95). Die Messwerte liegen sogar unter jenen des Frühjahres, wo üblicherweise die geringsten Sichttiefen zu erwarten sind. Als Ursache für die niedrigen Messwerte ist mit großer Wahrscheinlichkeit ein erhöhtes Algenwachstum zu nennen, wie auch die Chlorophyll A Konzentrationen an diesen Terminen zeigen.

Die erste Messung des Jahres 2007 zeigt die Sichttiefe während der Frühjahrszirkulation (29.3.2007). Infolge des Algenwachstums sinkt die „Durchsichtigkeit“ des Seewassers zunächst ab (15.5.2007), während am 1.6.2007 bereits wieder ein ansteigender Trend und der Beginn des sommerlichen „Klarwasserstadiums“ zu erkennen ist. Für die Jahre 2000 bis 2006 ergibt sich am Erlaufsee eine mittlere sommerliche Sichttiefe von 8,4 Metern. Der See kann somit als oligotroph eingestuft werden. In den letzten beiden Jahren (2005 und 2006) waren allerdings abnehmende Sichttiefen während der Sommerstagnation zu beobachten.

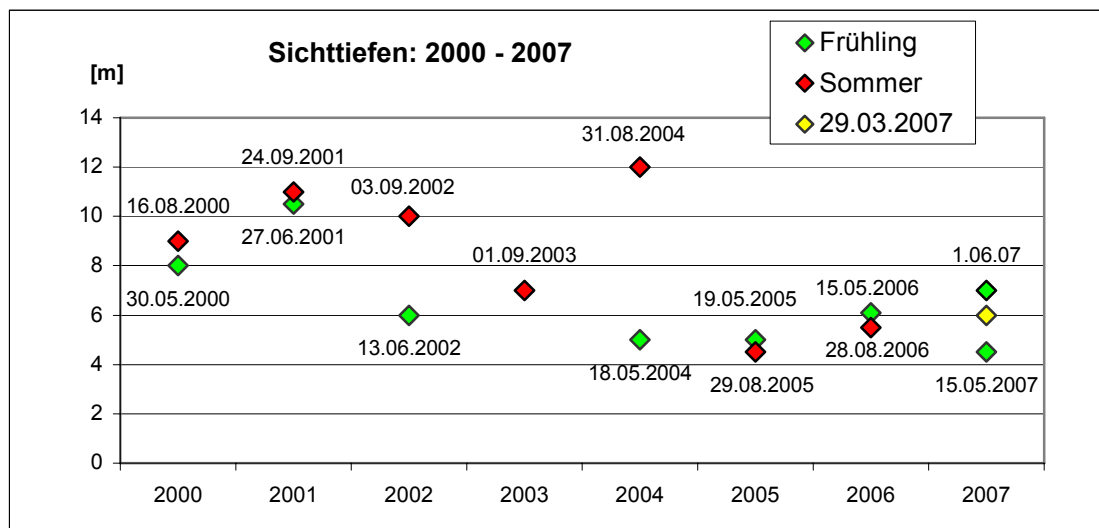


Abb. 95: Sichttiefen

8.9. Chlorophyll A Gehalt

Zu Beginn der Untersuchungsreihe waren am Erlaufsee nur äußerst geringe Chlorophyll A Konzentrationen zu beobachten (Tab. 10). Demgegenüber stehen höhere Befunde aus den Jahren 2004, 2005 und 2006. Die Spitzenwerte wurden im Jahr 2005 festgestellt. Die Jahre 2005 und 2006 weisen darüber hinaus auch höhere Gesamtphosphorkonzentrationen und nur geringe sommerliche Sichttiefen auf. In diesen Jahren erscheint ein höheres Algenwachstum daher noch plausibler.

Für den Beobachtungszeitraum wurde ein Chlorophyll A Gehalt von 1,76 µg/l ermittelt. Der See kann demnach, trotz der oben genannten Umstände, dem oligotrophen Typus zugeordnet werden. In den letzten Jahren war allerdings ein ansteigender Trend zu beobachten, der im Kapitel Phytoplankton näher erörtert wird.

Tab. 10: Chlorophyll A Gehalt

[µg/l]	2000	27.06. 2001	24.09. 2001	13.06. 2002	03.09. 2002	01.09. 2003	18.05. 2004	31.08. 2004	19.05. 2005	29.08. 2005	28.08. 2006	Gesamt
Minimum		0,00	0,35	0,00	0,00	0,24	1,00	0,49	3,32	2,59	0,38	0,00
Maximum		0,45	1,44	2,31	0,46	3,78	5,56	1,61	5,01	7,16	9,81	9,81
Bereich von		0,08	0,48	0,00	0,00	0,58	0,77	0,70	3,76	2,46	0,09	0,89
Mittelwert	< 3	0,23	0,78	0,36	0,10	1,50	2,63	1,04	4,34	4,23	2,42	1,76
Bereich bis		0,38	1,08	1,09	0,26	2,43	4,49	1,39	4,92	6,00	4,75	2,68

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

8.10. Phytoplankton

Das Phytoplankton des Erlaufsees wird in erster Linie von Cryptomonaden und Diatomeen (Kieselalgen) gebildet. Diese beiden Großgruppen werden auch von SAMPL (1964) als Hauptmenge des pflanzlichen Planktons angegeben. Eher untergeordnete Rollen spielen Chlorophyceen (Grünalgen), Chrysophyceen und Peridineen, während Blaualgen beinahe völlig fehlen. Die Cryptomonaden treten aufgrund ihrer geringen Größe in den Netzfängen nicht in Erscheinung, können jedoch am Erlaufsee mitunter den Hauptbestandteil des Phytoplanktons bilden, wie beispielsweise das Chlorophyll - Anregungsspektrum vom 24.9.2001 zeigt (Abb. 96). Diatomeen spielen zu Zeiten mit geringen Chlorophyll Werten keine große Rolle. Die Messdaten vom 28.8.2006 zeigen dagegen hohe Konzentrationen und eine deutliche Dominanz der Diatomeen (Abb. 97). Dieses höhere Kieselalgenwachstum könnte demnach auch die verhältnismäßig geringe Sichttiefe bzw. die höheren Phosphatkonzentrationen zu diesem Zeitpunkt erklären. Während der Frühjahrsbeprobung im Mai 2007 sind zwar geringere Werte als im Sommer 2006 festzustellen, die Diatomeen bilden jedoch beständig die Hauptmenge des pflanzlichen Planktons (Abb. 98).

SAMPL (1964) zufolge, stellen am Erlaufsee die sehr kleinen Arten *Cyclotella comensis*, *Cyclotella glomerata* und *Stephanodiscus hantzschii* die wichtigsten Vertreter der Diatomeenflora. Diese konnten, wie zuvor die Cryptomonaden, wegen ihrer geringen Größe durch die qualitativen Netzfänge zwar nicht nachgewiesen werden, sind jedoch zweifellos vorhanden. Am 15.5.2007 war auch eine Massenentwicklung von *Fragilaria crotonensis* (Abb. 100) zu beobachten. Diese größere Kieselalge neigt nur Aggregatbildung und ist durch Netzzüge sehr gut nachzuweisen. Während BREHM & ZEDERBAUER (1902) und später auch RUTTNER (1938) die Art für den Erlaufsee nicht nachweisen konnten, wurde sie von SAMPL (1964) jedoch „in geringer Zahl“ gefunden. Da Massenentwicklungen von *Fragilaria crotonensis* eher für meso- bis eutrophe Stauseen angegeben werden (KRAMMER & LANGE-BERTALOT, 1991) und eine solche am Erlaufsee bisher nicht zu beobachten war, wurde ein weiterer Untersuchungstermin (1.6.2007) angesetzt. Die Ergebnisse dieser Untersuchung (Abb. 99) zeigen sehr geringe Chlorophyll A Konzentrationen und einen deutlichen Rückgang bei den Diatomeen.

Fragilaria crotonensis konnte bei der mikroskopischen Analyse der Planktonzüge nur mehr durch einzelne Exemplare nachgewiesen werden. Das Massenaufreten vom 15.5.2007 war demnach binnen zweier Wochen wieder abgeklungen.

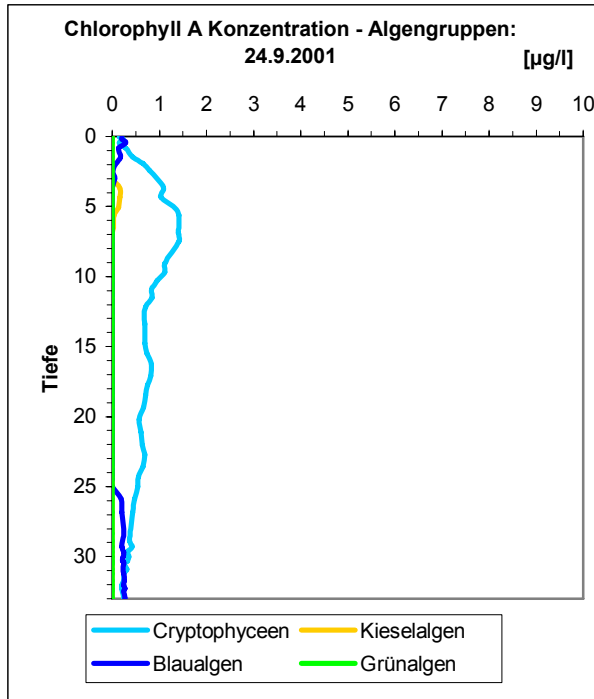


Abb. 96: Algengruppen 24.9.2001

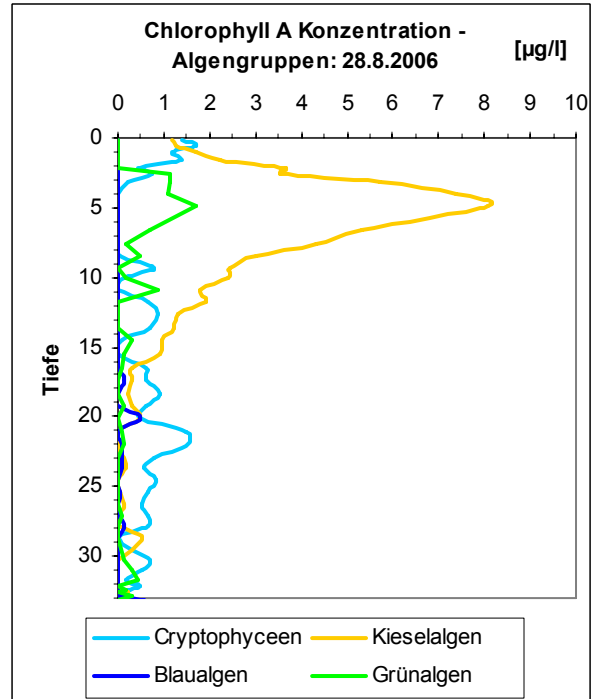


Abb. 97: Algengruppen 28.8.2006

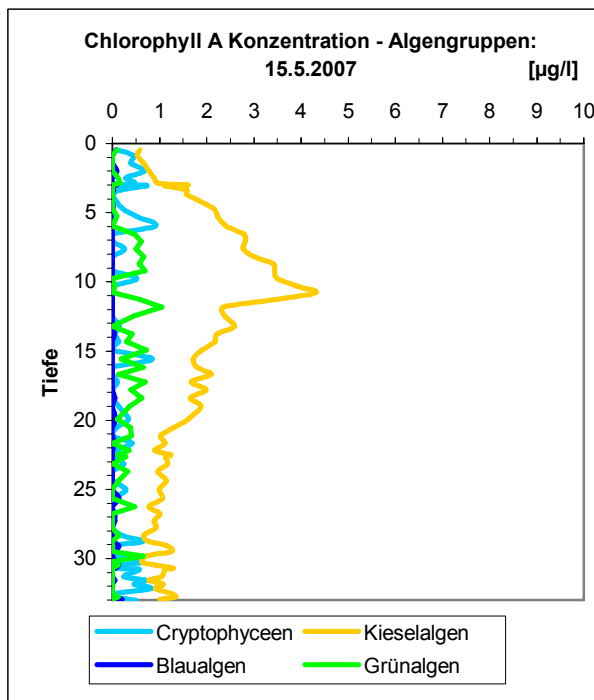


Abb. 98: Algengruppen 15.5.2007

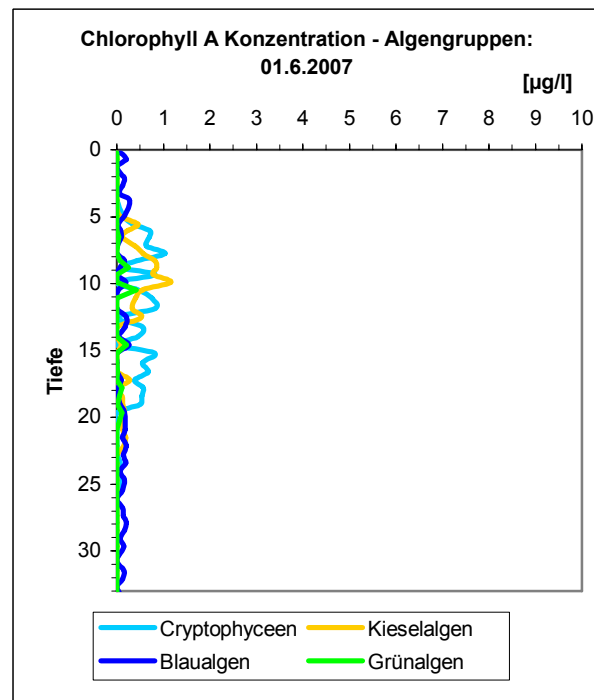


Abb. 99: Algengruppen 1.6.2007

Im Rahmen des Seenmonitorings war im Erlaufsee auch immer wieder die Kieselalge *Asterionella formosa* nachzuweisen. Kokkale Grünalgen wurden meist nicht näher bestimmt, es dürfte sich jedoch mehrheitlich um die Art *Gloeococcus Schroeteri* handeln, die auch von RUTTNER (1938) und SAMPL (1964) für den See beschrieben wurde. Vereinzelt konnten auch *Dinobryon divergens* (Chrysophyceae) und die Peridineen *Ceratium hirundinella* (Abb. 101) bzw. *Peridinium willei* beobachtet werden. Während RUTTNER am Erlaufsee nur einige Exemplare von *Ceratium hirundinella* vorfand, beschrieb auch SAMPL das Vorkommen als äußerst dürftig. Im Mai bzw. Juni 2007 war *Ceratium hirundinella* hingegen sehr häufig im Plankton des Erlaufsees zu finden.

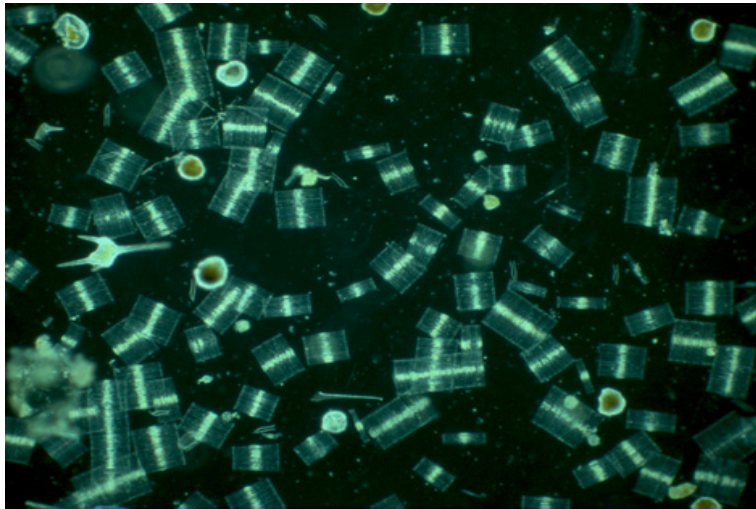


Abb. 100: Planktonübersicht: *Fragilaria crotonensis* und *Ceratium hirundinella*

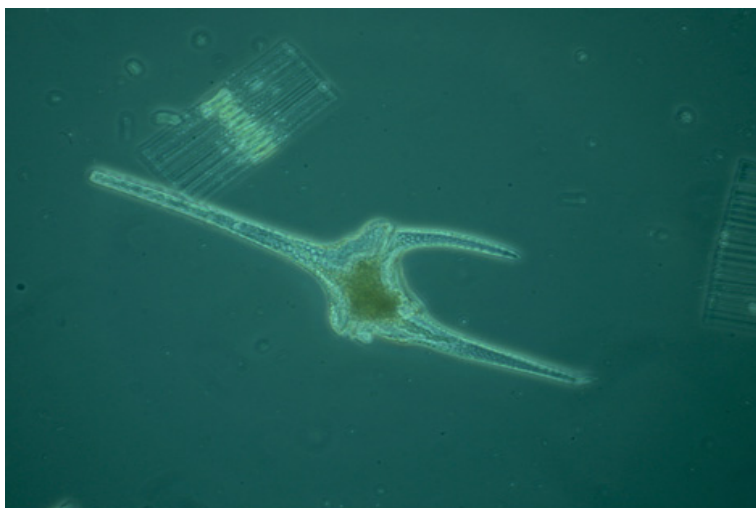


Abb. 101: *Ceratium hirundinella*

8.11. Zooplankton

Rotatorien

Im Untersuchungszeitraum konnten folgende Rotatorien im Plankton des Erlaufsees nachgewiesen werden: *Ascomorpha ovalis*, *Asplanchna priodonta* (Abb. 103), *Conochilus hippocrepis* (Abb. 104), *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Keratella hiemalis*, *Polyarthra vulgaris*, *Synchaeta kitina* und *Synchaeta pectinata* (Abb. 102).

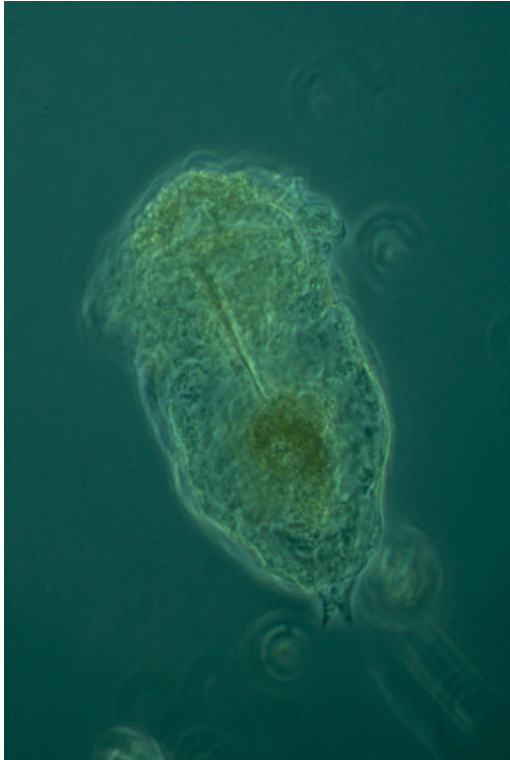


Abb. 102: *Synchaeta pectinata*



Abb. 103: *Asplanchna priodonta*



Abb. 104: *Conochilus hippocrepis*

Die gefundenen Arten stimmen dabei, bis auf das Fehlen von *Filinia longiseta*, mit den Daten von SAMPL (1964) überein. *Filinia longiseta* ist eine kaltstenotherme Form und wurde von SAMPL „zumeist nur unterhalb von 15 m gefunden“. Es scheint daher nicht verwunderlich, dass die Art durch die qualitativen Netzzüge bisher nicht erfasst werden konnte.

Crustaceen

Im Gegensatz zu den Rotatorien weist das Crustaceenplankton des Erlaufsees, bis auf die beinahe überall vorhandenen Arten *Daphnia hyalina* (Abb. 105), *Eubosmina longispina* und *Eudiaptomus gracilis*, eine ganze Reihe von Besonderheiten auf:

- Bereits BREHM & ZEDERBAUER (1902) haben auf das Fehlen einer planktischen Cyclopsart im See hingewiesen. Die Angaben von RUTTNER (1938) sind diesbezüglich widersprüchlich. SAMPL (1964) hat während der Untersuchungsjahre 1960 bis 1963 niemals eine Cyclopsart im Plankton gefunden.
- Im Gegensatz dazu war im Mai und Juni 2007 im Erlaufsee überraschend *Cyclops vinctus* (Abb. 106) zu beobachten. Dabei handelte es sich keineswegs um Einzelexemplare, vielmehr wurden auch Nauplien und Copepodide gefunden. Die Art breitet sich während der letzten Jahrzehnte zumindest im nördlichen Alpenraum großräumig aus (EINSLE, 1993) und könnte unter Umständen mit dem Besatz von Jungfischen in den Erlaufsee gelangt sein.
- Eine weitere Besonderheit des Erlaufsees besteht darin, dass SAMPL (1964) die sonst uferbewohnenden Arten *Scapholeberis mucronata* und *Polyphemus pediculus* auch im Pelagial (Freiwasserraum) vorgefunden hatte. *Scapholeberis mucronata*, der nur knapp unterhalb der Wasseroberfläche lebt, konnte im Rahmen des Seenmonitorings nicht beobachtet werden, während *Polyphemus pediculus* nur im Juni 2007 nachweisbar war. Es wäre gut möglich, dass *Scapholeberis mucronata* wegen der geringen Beprobungsfrequenzen bisher nicht wiedergefunden wurde. Die Untersuchungen von SAMPL beziehen sich auf immerhin 18 quantitative Planktonserien aus drei Jahren.
- Zuletzt wäre noch zu erwähnen, dass im Juni 2007 der räuberische Wasserfloh *Bythotrephes longimanus* (Abb. 107), vermutlich erstmals, im Plankton des Erlaufsees nachgewiesen werden konnte. Diese Art wurde im Zuge früherer Untersuchungen jedenfalls nicht erwähnt.



Abb. 105: *Daphnia hyalina*



Abb. 106: *Cyclops vinctus*

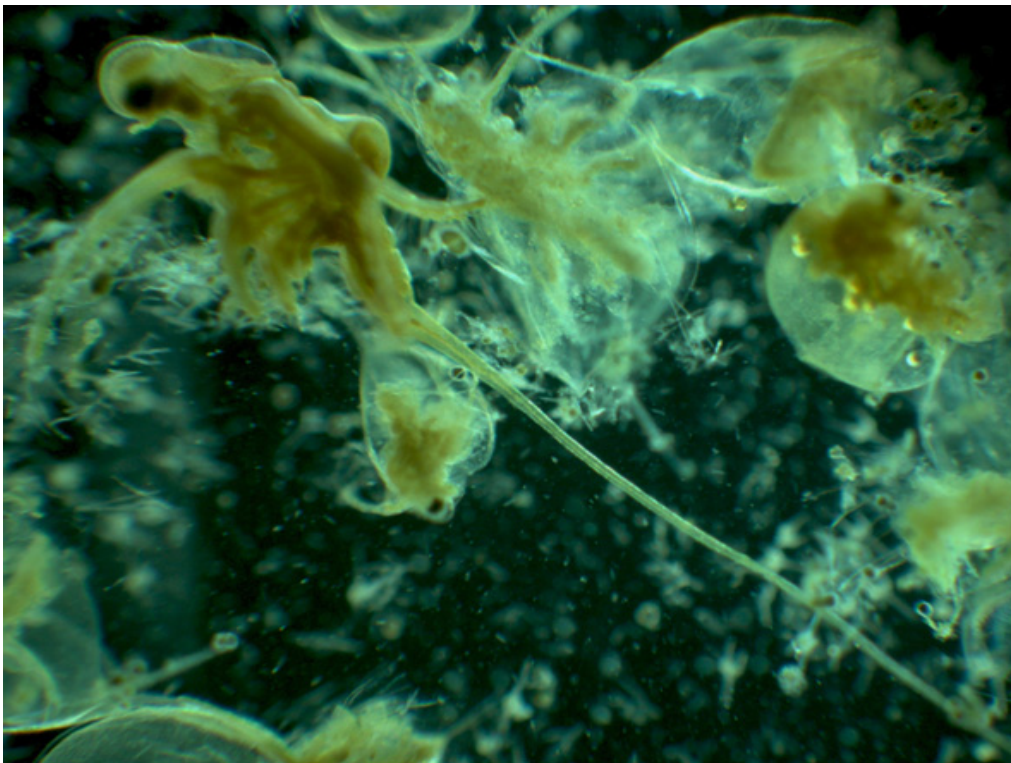


Abb. 107: *Bythotrephes longimanus*

9. DER LEOPOLDSTEINERSEE

Seehöhe	628 m
Fläche	0,49 km ²
maximale Tiefe	31,0 m
mittlere Tiefe	19 m
Volumen	6 Mio. m ³
Länge	1280 m
Größte Breite	380 m
Abfluss	1,49 m ³ /s
Einzugsgebiet	43,1 km ²



Der Leopoldsteinersee liegt etwa vier Kilometer nördlich von Eisenerz in einem engen Talkessel. Südöstlich des Sees erhebt sich der Pfaffenstein (1870 m). Nördlich wird der See von der Seemauer (1480 m) und südlich vom Seeriegel (750 m) begrenzt. In westlicher Richtung liegt das Erzbachtal, während sich östlich des Sees das Seetal noch weiter fortsetzt.

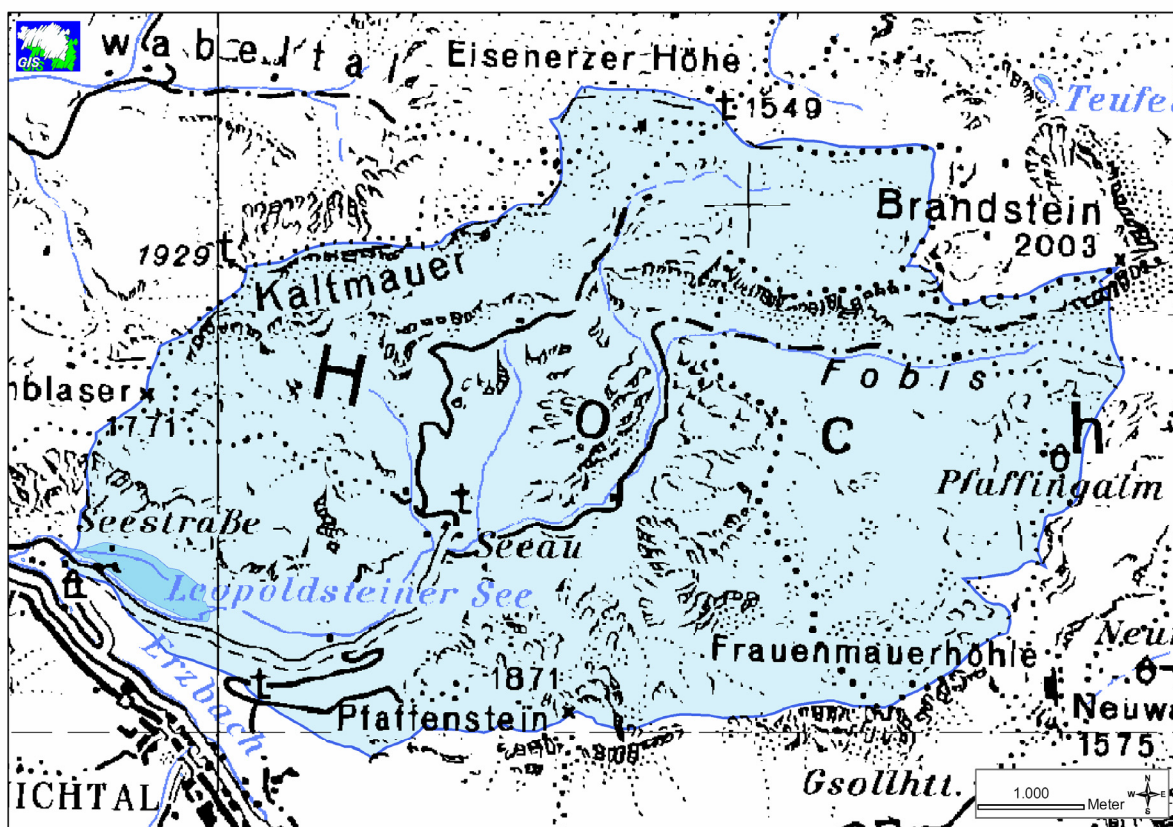


Abb. 108: Einzugsgebiet des Leopoldsteinersees (Quelle: GIS STEIERMARK)

Der westliche Bereich des Hochschwabs besteht aus einer einheitlichen, ungeschichteten Kalk- und Dolomitmasse. Dieser Wettersteinkalk bildet den Großteil des Gebietes um den Leopoldsteinersee. Im Bereich der Seemauer sind mächtige Schutthalden vorhanden. Im Talbereich dominieren nacheiszeitliche Schotterbänke.

Das Einzugsgebiet des Leopoldsteinersees (Abb. 108) liegt im westlichen Bereich der Hochschwabgruppe und ist wegen der karsthydrographischen Bedingungen schwer abzugrenzen. Die größten Quellen im Gebiet liegen im Hinterseegraben am Beginn des Seetals. Zwischen Eisenerz und Seewiesen verlaufen sogenannte Werfener Schiefer, die eine natürliche Staumauer gegen Süden darstellen. Die Stauwirkung dieser Barriere ist für Wasserführung der „Riesenquellen“ im Hinterseegraben von ausschlaggebender Bedeutung (ZÖTL, 1961).

Der Leopoldsteinersee wird von diesen Quellen, die sich zum Seebach zusammenschließen, gespeist. Der Zufluss in den See erfolgt allerdings größtenteils unterirdisch, da der Seebach schon vorher im Schotter des Tales versickert. Am Ostufer des Sees treten weitere Quellen zu Tage, die nach kurzer Distanz in den See münden (Abb. 109). Diese Zuflüsse, die allerdings eine wesentlich geringere Schüttung als die Quellen des Hinterseegrabens aufweisen, bilden den einzigen oberirdischen Zufluss des Sees. Der Seeabfluss beträgt auch während der Niedrigwasserperiode (Herbst und Winter) noch etwa 280 l/s (METZ, 1966).



Abb. 109: Quellbereich am Ostufer des Leopoldsteinersees

Die Ufer des Sees fallen generell steil in die Tiefe ab (Abb. 110). Auch im Bereich des Zuflusses und am Seeabfluss dominiert eine steile Halde. Die tiefste Stelle des Sees liegt ziemlich exakt in der Seemitte. Die größte Tiefe beträgt 31 m und ist auf ein eher kleines Areal beschränkt. Insgesamt stellt die Seewanne ein einheitliches trogförmiges Becken dar.

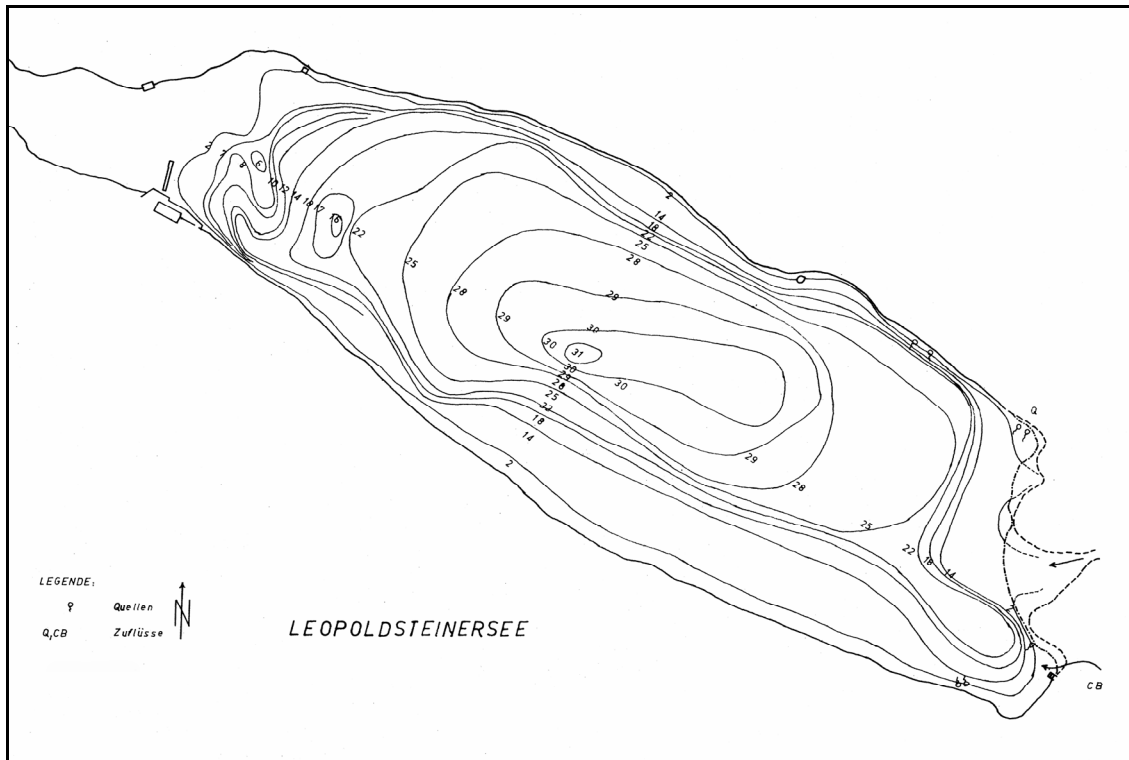


Abb. 110: Tiefenkarte des Leopoldsteinersees (aus METZ 1966, verändert)

Zum Fischbestand

Laut STUNDL (1953) setzte sich der Fischbestand in den 50er Jahren aus Bach- und Regenbogenforellen, Seesaiblingen und Reinanken zusammen. Reinanken wurden erstmals 1944 zu Versuchszwecken in den See eingebracht und zeigten ein gutes Abwachsresultat.

Frühere Untersuchungen

Erste Planktonuntersuchungen am Leopoldsteinersee wurden schon am Anfang des vorigen Jahrhunderts von KEISSLER (1911) durchgeführt. PESTA (1923) arbeitete die Ergebnisse später in „Hydrobiologische Studien über Ostalpenseen“ ein. Im Jahr 1933 besuchte RUTTNER (1938) den Leopoldsteinersee und lieferte wichtige limnologische Grunddaten sowie eine quantitative Planktonbestimmung. RUTTNER wies schon damals auf den hohen Trübungsgrad des Sees hin. Aufgrund seiner optischen Eigenschaften ging der See in die limnologische Literatur ein. Einen kompletten Jahreszyklus konnte STUNDL (1953) im Jahr 1949/50 anhand chemischer und physikalischer Messungen dokumentieren. Die umfangreichsten Bestandsaufnahmen am Leopoldsteinersee wurden im Rahmen einer Dissertation (METZ, 1966) durchgeführt und umfassten eine Beobachtungsdauer von zweieinhalb Jahren. Neben den limnologischen und gewässerökologischen Verhältnissen war die Aufklärung der speziellen Lichtverhältnisse im See ein Hauptthema der Untersuchung.

9.1. Temperatur

Die Frühjahrszirkulation setzt im Leopoldsteinersee etwa im März ein und zerstört dabei die winterliche Stagnation (METZ, 1966). Daraufhin beginnen sich die oberflächennahen Schichten des Sees zu erwärmen. Aus Abbildung 111 gehen unterschiedliche Stadien dieser Erwärmung hervor. Die Temperaturen über Grund bewegen sich zwischen 5 und 6°C. Während der Kurvenverlauf vom 17.5.2004 die Situation kurz nach der Vollzirkulation zeigt, befinden sich die Juni - Werte 2000 und 2001 beinahe auf einem sommerlichen Niveau.

Im Sommer erreichen die Oberflächenwassertemperaturen nur etwa 17°C. Das Tiefenwasser erwärmt sich gegenüber dem Frühjahr durchschnittlich um ca. 2°C. Auch METZ (1966) hatte vergleichsweise hohe Temperaturen über Grund festgestellt und diese auf sublacustrische Quellen zurückgeführt. Ein deutlich ausgeprägtes Epilimnion konnte am Leopoldsteinersee nur 2001 beobachtet werden. Typischerweise sinken die Temperaturen nahezu gleichmäßig bis zum Gewässergrund ab. Die Messreihen von 2002, 2005 und 2006 kündigen bereits die bevorstehende herbstliche Zirkulationsphase an. Dabei wird wärmeres Oberflächenwasser in die Tiefe gedrückt, über Grund steigen die Temperaturen vorerst noch an. Das Oberflächenwasser beginnt sich indessen abzukühlen. Laut METZ (1966) setzt die Vollzirkulation im Leopoldsteinersee meist schon im November ein.

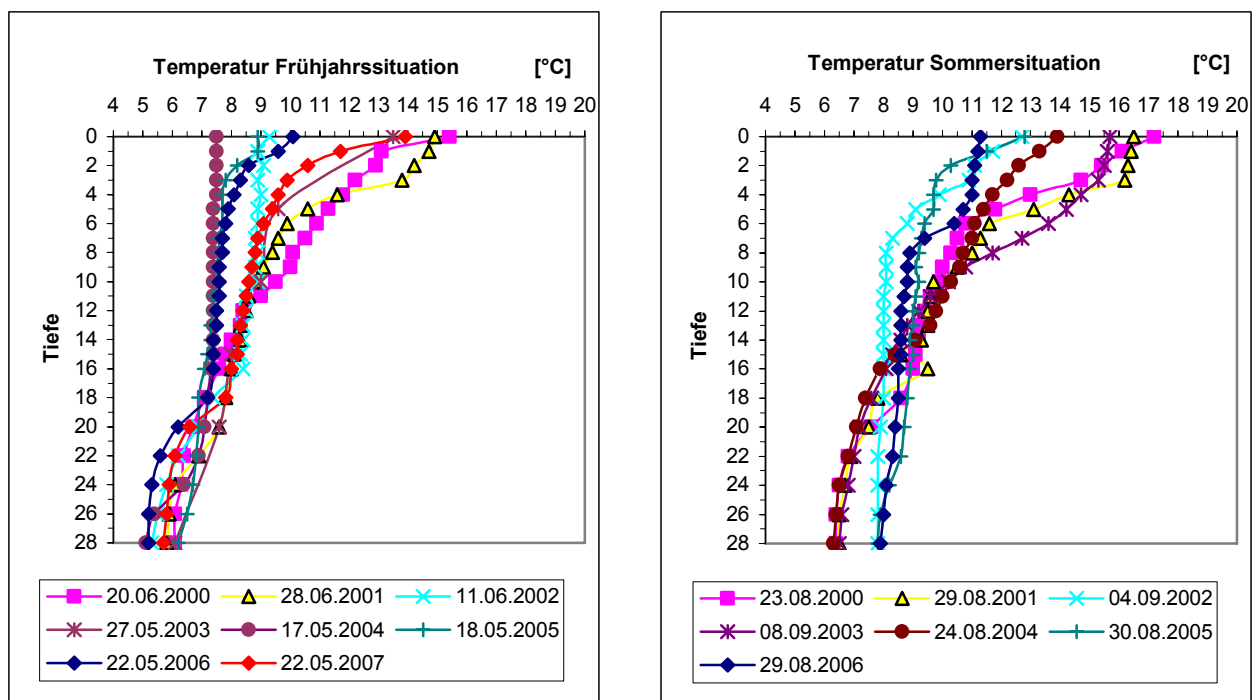


Abb. 111: Temperaturverhältnisse

Die im Rahmen des Seenmonitorings durchgeführten Temperaturmessungen stimmen gut mit den Daten von METZ (1966) überein. RUTTNER (1938), der den See im Jahre 1933 besuchte, stellte ebenfalls sehr gering entwickelte Schichtungsverhältnisse fest und begründete diese Besonderheit mit der starken Durchflutung des Leopoldsteinersees.

9.2. Sauerstoff

Im Frühjahr liegen die Sauerstoffkonzentrationen bis in etwa 15 Metern Tiefe bei mittleren 11 mg/l (Abb. 112). Dabei werden Sauerstoffübersättigungen von rund 110% nicht überschritten, die unterschiedlichen Messreihen zeigen nur geringe Schwankungsbreiten. In der Tiefenzone des Sees hingegen beginnt der Sauerstoffgehalt bereits abzunehmen. Der Kurvenverlauf vom 20.6.2000 zeigt ein fortgeschrittenes Stadium mit nur mehr 54% Sättigung über Grund, während die Messdaten vom 18.5.2005 noch nahe am Zirkulationswert liegen.

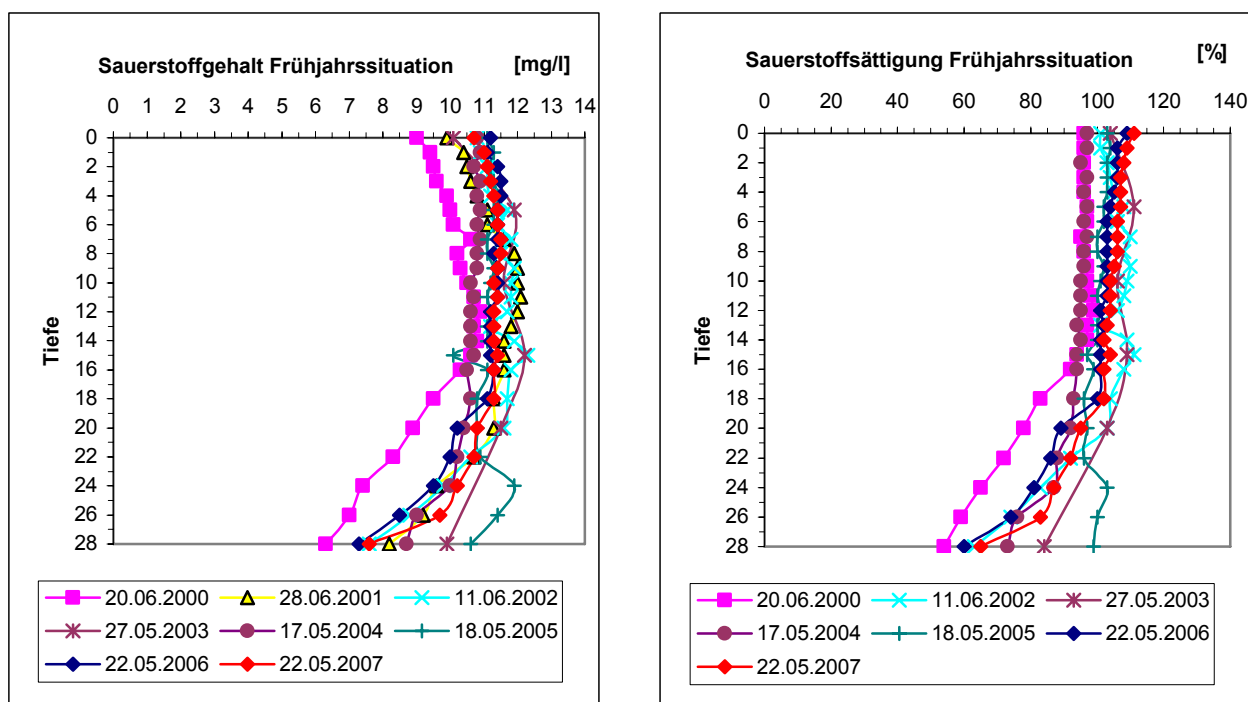


Abb. 112: Sauerstoff Frühjahrssituation

An den Sommerterminen (Abb. 113) konnten an der Oberfläche Sättigungen von bis zu 132% festgestellt werden. Diese Übersättigung wird durch die Photosyntheseaktivität des Phytoplanktons hervorgerufen. In der Tiefe waren die Sauerstoffkonzentrationen inzwischen weiter abgesunken. Die geringsten Konzentrationen wurden in den Jahren 2003 (2% Sättigung) und 2004 (5% Sättigung) gemessen.

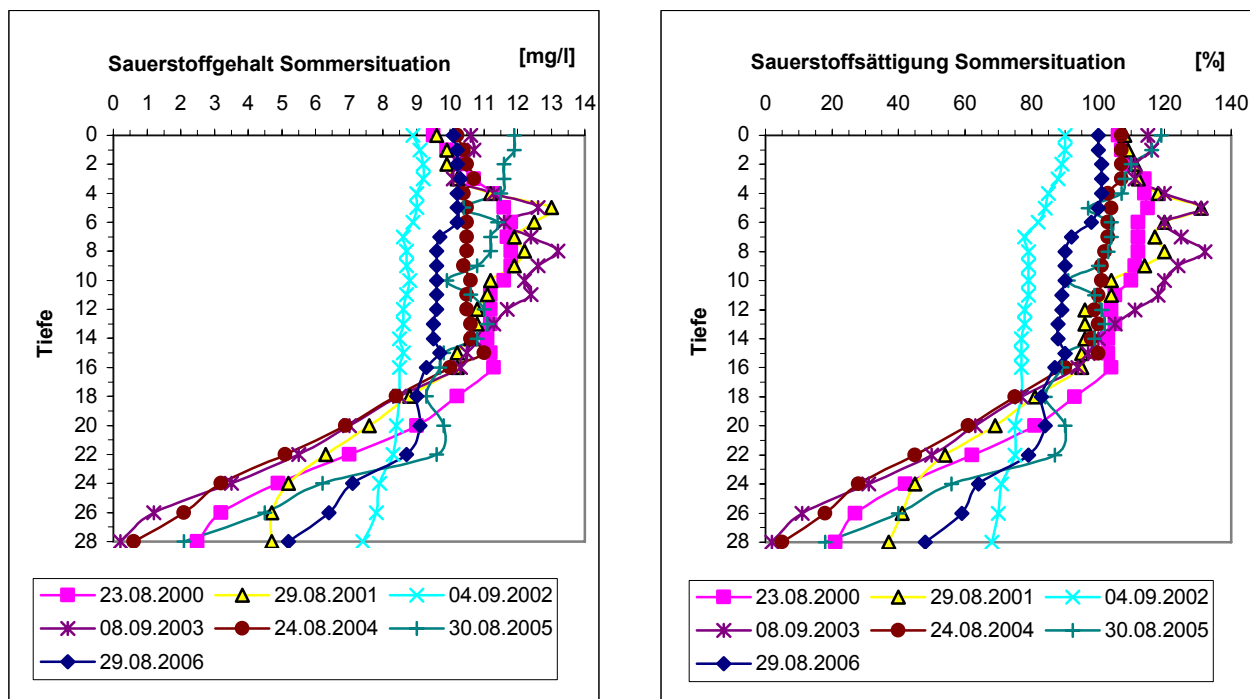


Abb. 113: Sauerstoff Sommersituation

Aus den früheren Messreihen von RUTTNER (1938), STUNDL (1953) und METZ (1966) gehen derartig geringe Werte nicht hervor. Mit Sicherheit ist auch der Zeitpunkt der Probenahme dafür verantwortlich, da RUTTNER und STUNDL den See zu Zeiten beprobten, wo die maximale Ausdehnung der Zehrungserscheinungen entweder noch bevorstand (Juli Messungen) oder bereits beginnende Zirkulationsverhältnisse vorlagen (Oktober Messungen). Ein solches Stadium stellt beispielsweise der Kurvenverlauf vom 4.9.2002 dar. Die bisher einzig bekannte August Messung stammt von METZ (1966) der über Grund gerade noch 30% Sättigung feststellte. Dieser Wert entspricht in etwa auch dem Durchschnittswert der Jahre 2000 bis 2006.

Die Minimalwerte der Jahre 2003 und 2004 stellen natürliche Schwankungsbereiche dar. METZ (1966) konnte zeigen, dass die geringen Sauerstoffsättigungen in der Tiefe des Leopoldsteinersees praktisch nur durch die Nähe zum Bodenschlamm verursacht werden. Er stellte fest, dass die Zehrung durch dauernd abrutschendes organisches Material, das sich wegen der Steilheit der Halde in der Tiefe des Sees sammelt, verursacht wird.

9.3. pH - Wert

Am Leopoldsteinersee bewegten sich die pH – Werte (Abb. 114) im Zeitraum 2000 bis 2006 zwischen 7,4 und 8,4. Im Frühjahr (mittlerer pH 8,0) waren nur geringfügig höhere Werte als an den Sommerterminen (mittlerer pH 7,9) festzustellen. Die geringen Schwankungen weisen bereits auf eine schwach ausgeprägte Assimilationsleistung des Phytoplanktons hin. Die leicht alkalischen Messwerte sind für das kalkreiche Einzugsgebiet des Sees typisch und zeigen keinerlei Auffälligkeiten.

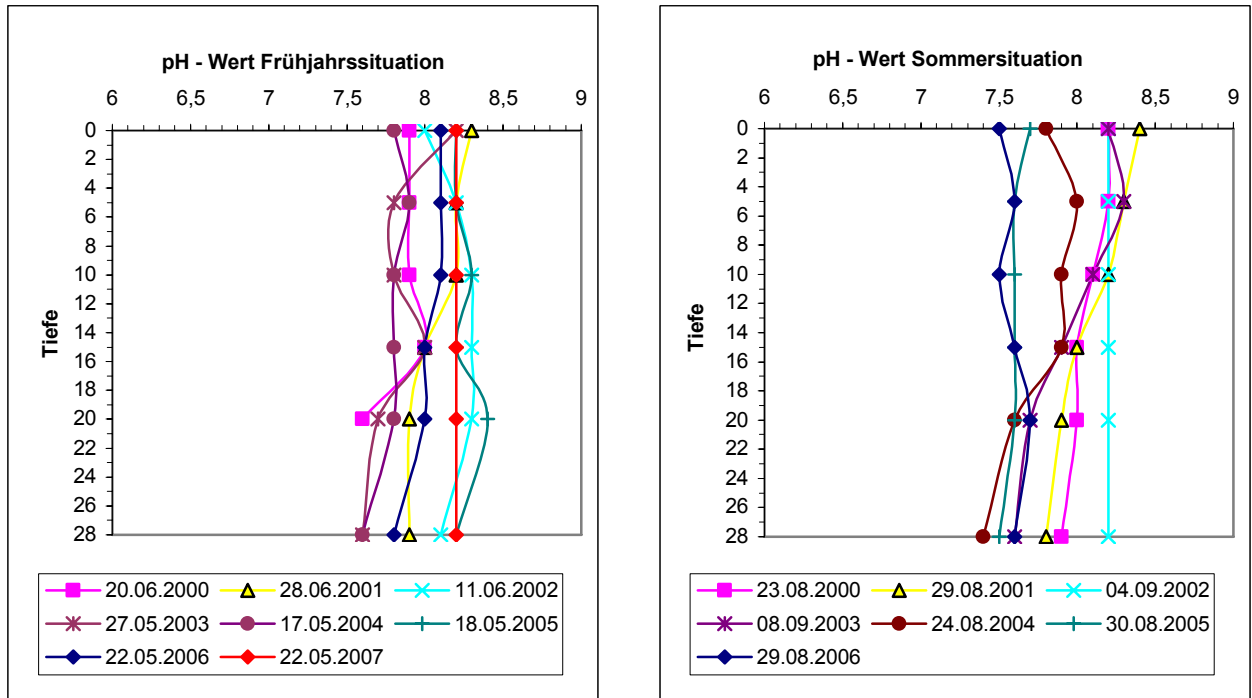


Abb. 114: pH - Werte

9.4. Leitfähigkeit

Im Frühjahr sind die Leitfähigkeiten eher unregelmäßig verteilt und weisen auf der gesamten Wassersäule größere Schwankungsbreiten auf (Abb. 115).

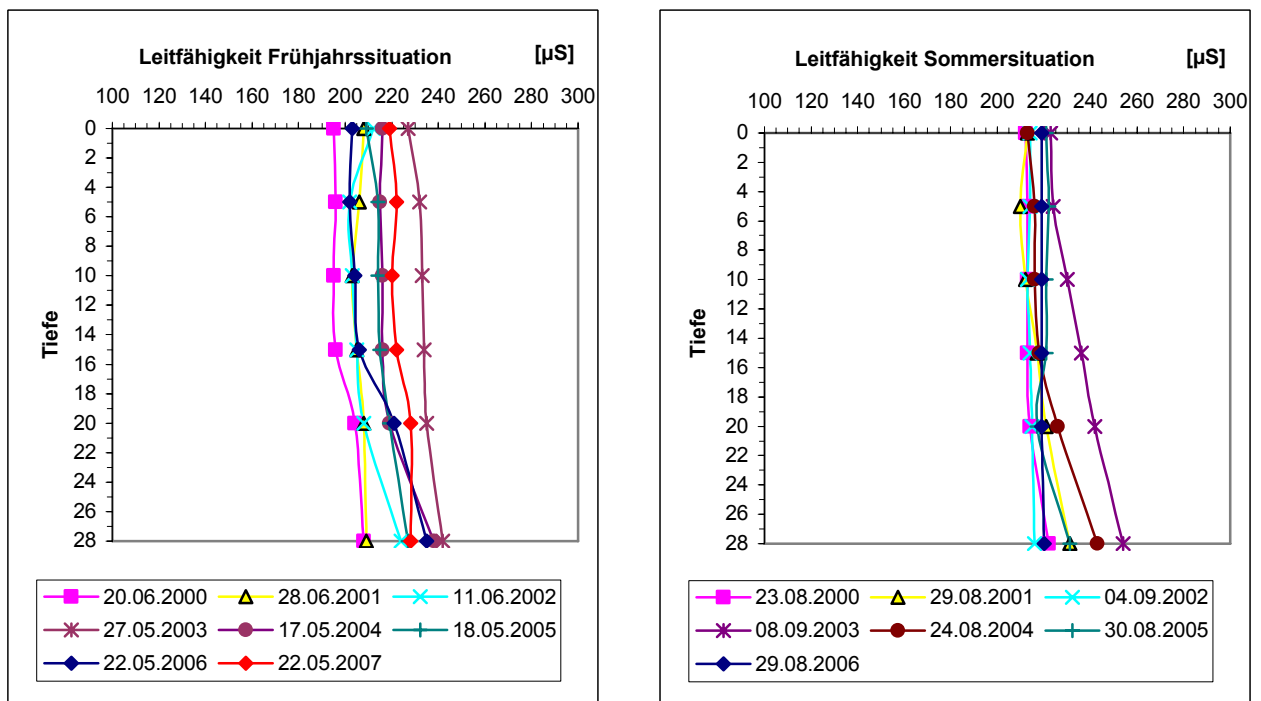


Abb. 115: Leitfähigkeiten

Unter dem Einfluss der Schneeschmelze liegen die Messwerte größtenteils unter jenen der Sommertermine. Während des Sommers sind in den oberen Schichten sehr konstante Leitfähigkeiten zu beobachten. Die Messreihen der Jahre 2000 bis 2006 stimmen gut mit früheren Untersuchungen (RUTTNER, 1938 bzw. METZ, 1966) überein.

9.5. Nitrat, Nitrit und Ammonium

Nitrat steht für das pflanzliche Plankton immer in ausreichenden Mengen zur Verfügung (Abb. 116). Die Werte bewegen sich im Untersuchungszeitraum zwischen 0,3 und 0,8 mg/l. In der Tiefe ist ein Abnehmen der Konzentrationen zu erkennen, die Schwankungsbreite nimmt dabei ebenfalls ab. Generell wurden an den Frühjahrsterminen höhere Nitratwerte als im Sommer festgestellt. Insgesamt ergibt sich ein mittlerer Nitratwert von 0,58 mg/l, die Werte liegen somit nur geringfügig unter denen des Erlaufsees. Von METZ (1966) werden für den Leopoldsteinersee allerdings wesentlich geringere Nitratwerte angegeben. Der höchste sommerliche Wert seiner Messreihen lag bei 0,45 mg/l. Ob es sich in diesem Fall tatsächlich um einen realen Anstieg der Nitratwerte handelt, kann derzeit nicht schlüssig beantwortet werden. Ein möglicher anthropogener Eintrag, etwa durch häusliche Abwässer etc., kann am Leopoldsteinersee jedoch so gut wie ausgeschlossen werden.

Nitrit war am Leopoldsteinersee nur in sehr geringen Konzentrationen nachweisbar. Nur am Gewässergrund konnten gelegentlich höhere Mengen gemessen werden. Der Maximalwert (0,024 mg/l) wurde am 8.9.2003 festgestellt. Der höchste gemessene Ammoniumgehalt (0,132 mg/l) entstammt ebenfalls diesem Untersuchungstermin. Das Tiefenwasser des Sees war zu diesem Zeitpunkt nahezu sauerstofffrei. Da die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat nur bei Anwesenheit von Sauerstoff abläuft, erscheinen die kurzfristig höheren Ammoniumwerte daher prinzipiell plausibel. An den anderen Untersuchungsterminen zeigten die Ammoniumkonzentrationen keinerlei Auffälligkeiten.

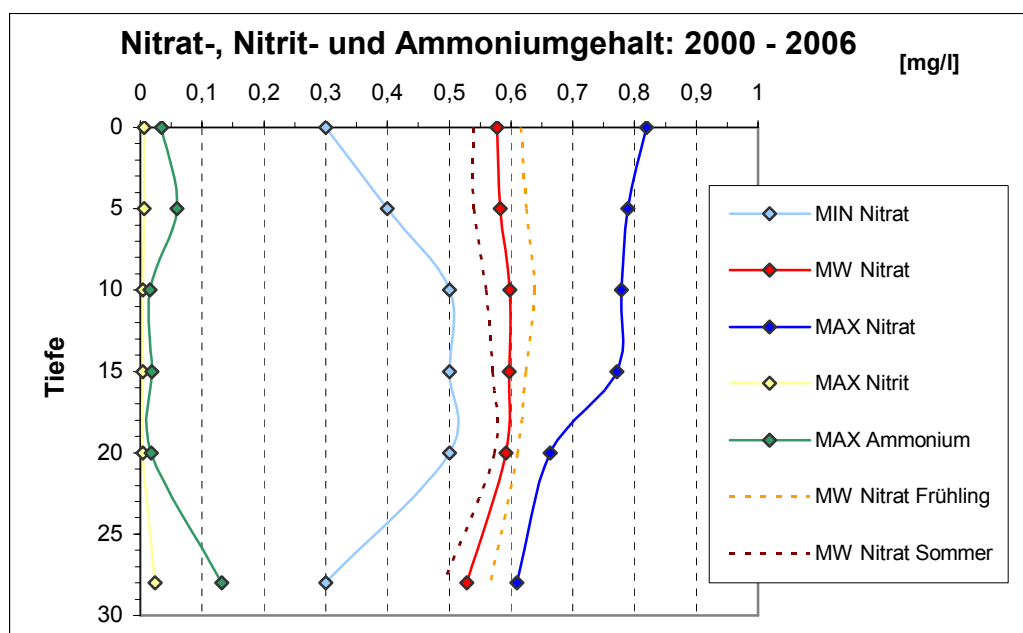


Abb. 116: Nitrat, Nitrit und Ammoniumgehalt

9.6. DOC

Der mittlere DOC Gehalt des Leopoldsteinersees liegt bei 1,46 mg/l, der See weist somit die geringsten Konzentrationen aller untersuchten Gewässer auf. Die Werte sind nahezu gleichmäßig auf die gesamte Wassersäule verteilt, die Schwankungsbreite ist gering (Abb. 117). Jahreszeitliche Unterschiede sind aufgrund der derzeit noch geringen Untersuchungsdauer nicht abzuleiten.

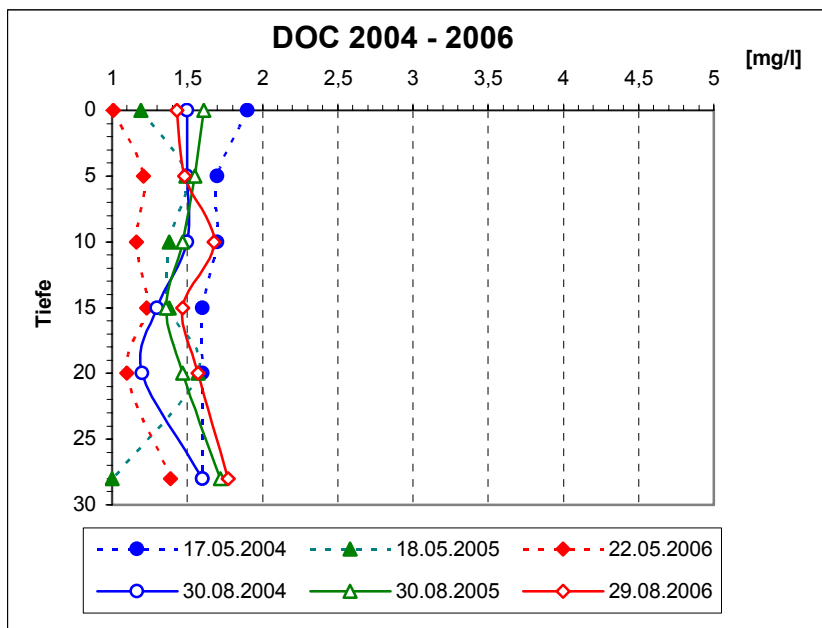


Abb. 117: DOC Gehalt

9.7. Gesamtphosphor

Phosphat (Abb. 118) wurde während der Untersuchungen am Leopoldsteinersee nur in sehr geringen Mengen festgestellt und ist naturgemäß eindeutig als Minimumfaktor für die pflanzliche Produktion im See anzusprechen.

Höhere Konzentrationen (maximal 25 µg/l) konnten nur im Jahr 2003 nachgewiesen werden. Ein unmittelbarer Zusammenhang zu einem erhöhten Algenwachstum, über die Chlorophyll A Konzentrationen, war jedoch nicht festzustellen. Gleiches gilt für den 5 Meter Wert (15 µg/l) vom 11.6.2002. Der höchste von STUNDL (1953) gemessene Phosphatwert am Leopoldsteinersee lag bei 26 µg/l. Die höheren Konzentrationen der Jahre 2002 und 2003 erscheinen daher nicht außergewöhnlich.

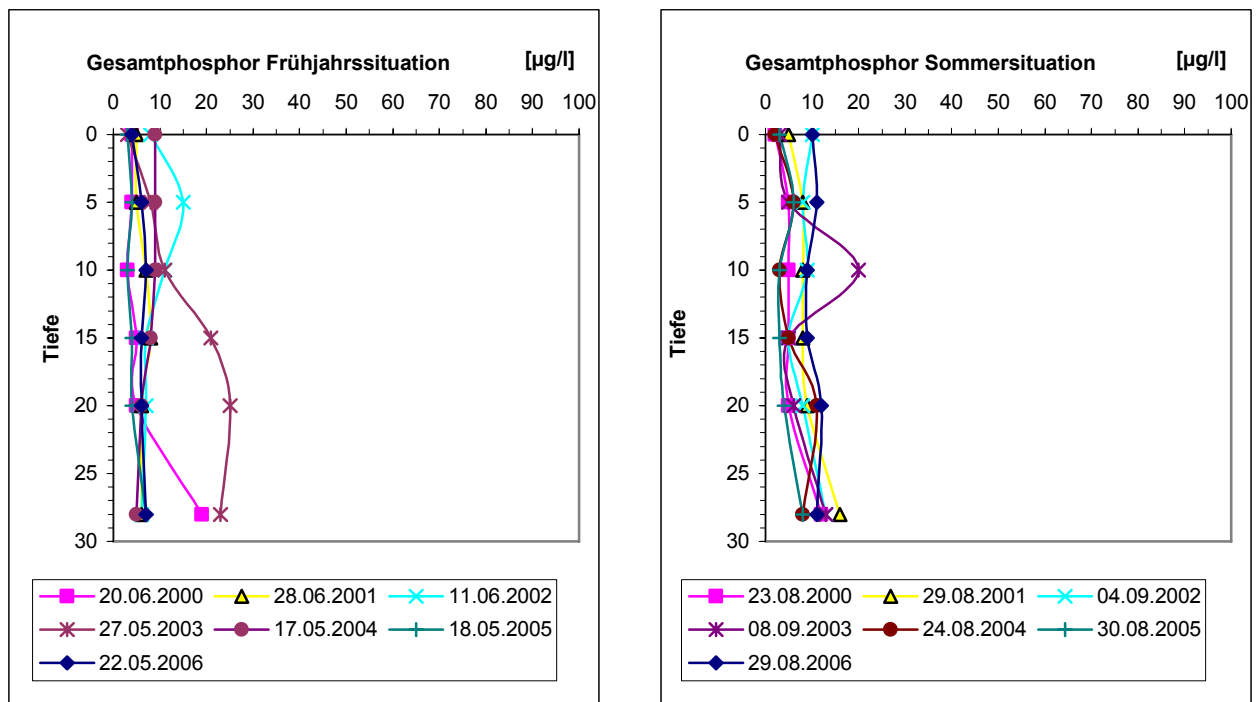


Abb. 118: Gesamtphosphor

Die epilimnischen Jahresmittelwerte (Tab. 11) zeigen, dass der See als stabil oligotrophes Gewässer einzustufen ist. Ein etwaiger Trend darf aus den unterschiedlichen Jahresniveaus jedoch nicht abgeleitet werden, die einzelnen Werte stellen vielmehr natürliche Schwankungsbereiche dar. Der Mittelwert der Jahre 2000 bis 2006 liegt bei 6,3 µg/l. In 28 Metern Tiefe wurden mittlere 11,0 µg/l errechnet.

Tab. 11: Gesamtphosphor: epilimnische Jahresmittelwerte

0 - 6 Meter	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Gesamt
Minimum [µg/l]	2	5	8	3	2	3	4	2
Maximum [µg/l]	5	8	15	8,6	9	6	11	15
Bereich von [µg/l]	3,0	4,7	8,0	3,3	3,9	3,1	5,0	4,4
Mittelwert [µg/l]	3,8	5,9	10,4	5,3	6,6	4,1	7,8	6,3
Bereich bis [µg/l]	4,7	7,1	12,8	7,2	9,3	5,0	10,7	8,1

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

9.8. Sichttiefe

Als RUTTNER (1938) den Leopoldsteinersee im Jahr 1933 besuchte, fiel ihm der hohe Trübungsgrad des Gewässers auf. Er stellte damals eine Sichttiefe von nur 2 Metern fest und führte den geringen Wert auf eine hohe mineralische Trübung und die starke Durchströmung des Sees zurück. Eine intensive Untersuchung der optischen Verhältnisse wurde von METZ (1966) durchgeführt. Er stellte fest, dass auch am Leopoldsteinersee (wenn auch seltener) hohe Sichttiefen auftreten können.

Für die großen Unterschiede hinsichtlich der Sichttiefen nennt METZ drei Ursachen, die an dieser Stelle verkürzt wiedergegeben werden:

- Die hohe Niederschlagstätigkeit.
- Die Steilheit der Ufer, die das Niederschlagswasser oberflächlich in den See abfließen lässt, wodurch vermehrt Trübstoffe hineingelangen.
- Das Seewasser ist gegenüber dem Niederschlagswasser niedriger temperiert. Es kommt zu einer Überschichtung durch das trübe Wasser.

Im Rahmen des Seenmonitorings schwankten die Sichttiefen zwischen 2 und 11 Metern (Abb. 119). Die Ergebnisse stimmen daher gut mit den Untersuchungen von METZ (1966) überein. Die mittlere sommerliche Sichttiefe der Jahre 2000 - 2006 liegt bei 6,2 Metern. Obwohl die sommerlichen Mittelwerte (gerade noch) dem oligotrophen Typus entsprechen würden, erscheint die Einstufung in eine trophische Zustandsklasse, wegen der oben beschriebenen Beeinträchtigungen der Sichttiefen durch mineralische Trübstoffe, jedoch nicht zulässig.

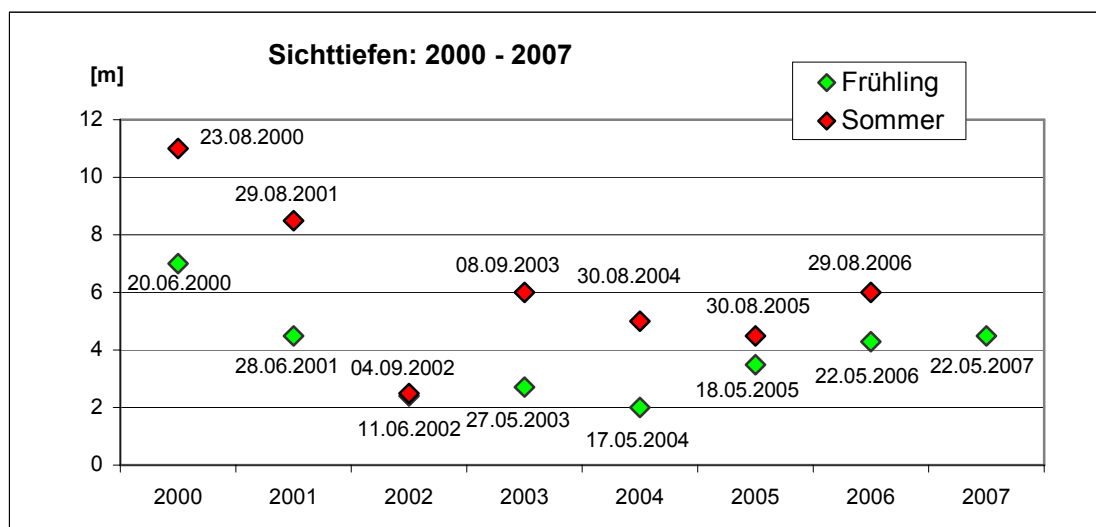


Abb. 119: Sichttiefen

9.9. Chlorophyll A Gehalt

Die mittleren Chlorophyll A Konzentrationen bewegten sich im Untersuchungszeitraum zwischen 0,16 und 2,50 µg/l (Tab. 12). Nur im August 2004 beziehungsweise im Jahr 2005 konnten Werte über 2 µg/l festgestellt werden. Diese höheren Konzentrationen sind jedoch auf natürliche Schwankungen zurückzuführen, da alle anderen untersuchten Parameter zu diesen Zeitpunkten keinerlei Auffälligkeiten zeigten. Der Mittelwert der Jahre 2001 bis 2006 liegt bei 1,29 µg/l. Aufgrund seiner verhältnismäßig geringen Chlorophyll A Werte kann der Leopoldsteinersee einwandfrei als „oligotroph“ eingeschätzt werden.

Tab. 12: Chlorophyll A Gehalt

[µg/l]	2000	28.06. 2001	29.08. 2001	11.06. 2002	04.09. 2002	08.09. 2003	30.08. 2004	18.05. 2005	30.08. 2005	29.08. 2006	Gesamt
Minimum		0,10	0,00	0,35	0,00	0,00	1,47	2,00	1,56	0,19	0,00
Maximum		2,20	2,88	1,53	0,92	1,56	4,04	2,96	3,02	1,17	4,04
Bereich von		0,57	0,00	0,74	0,00	0,00	1,85	2,05	1,81	0,30	0,81
Mittelwert	3	1,28	0,67	1,11	0,16	0,57	2,50	2,46	2,34	0,55	1,29
Bereich bis		1,99	1,44	1,47	0,41	1,14	3,15	2,86	2,86	0,81	1,79

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

9.10. Phytoplankton

Wegen der allgemein geringen Chlorophyll A Konzentrationen ist das Algenwachstum im Leopoldsteinersee generell als sehr gering einzuschätzen. Den unterschiedlichen Anregungsspektren der Chlorophylluntersuchungen zufolge, setzt sich das Phytoplankton zum Großteil aus Cryptomonaden zusammen, wie das Beispiel von 29.8.2006 zeigt (Abb. 120). Die Chlorophylldaten vom 25.5.2007 (Abb. 121) weisen eine ähnliche Verteilung auf. Das dargestellte Tiefenmaximum ist vermutlich nährstoffbedingt und für oligotrophe Seen nicht unbedingt außergewöhnlich. Bedeutendere Diatomeenanteile konnten dagegen nur an wenigen Terminen festgestellt werden.

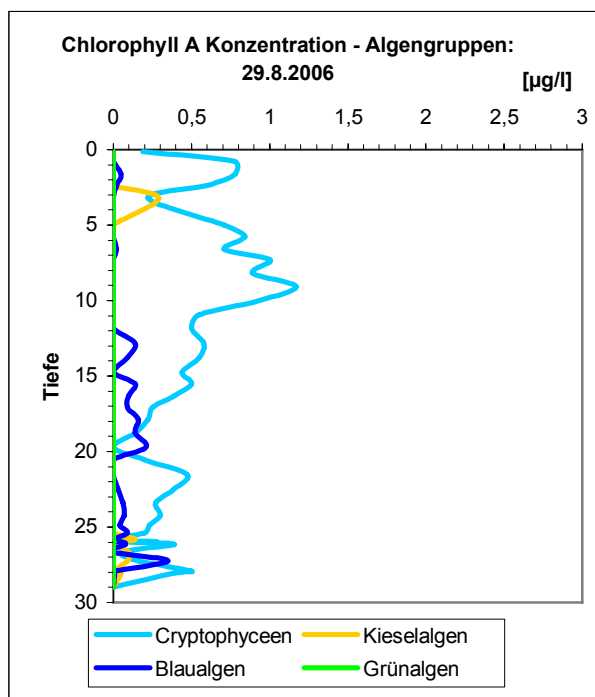


Abb. 120: Algengruppen 29.8.2006

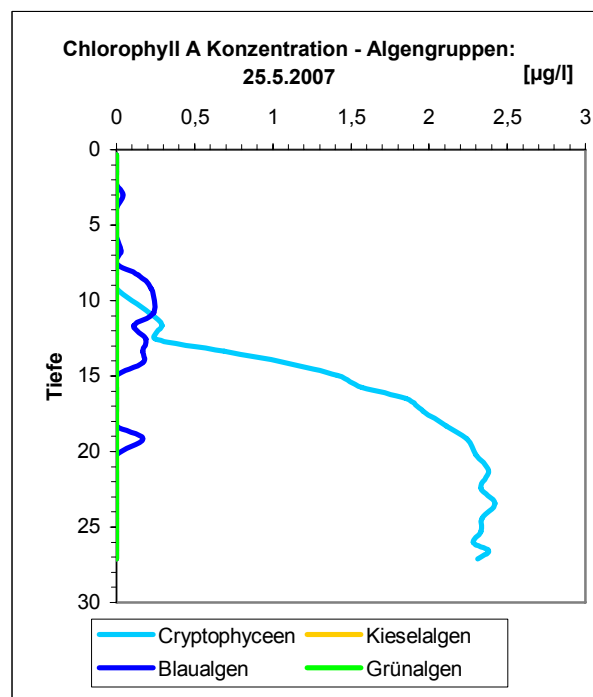


Abb. 121: Algengruppen 25.5.2007

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons scheint größeren Schwankungen unterworfen zu sein, da beispielsweise METZ (1966) die Diatomeen (Kieselalgen) als mengenmäßig größte Algengruppe für den Leopoldsteinersee angibt.

Den Analysen von METZ zufolge, bilden die Arten *Cyclotella comensis* und *Stephanodiscus hantzschii* den Hauptteil der Diatomeenflora. Cryptomonaden und Rhodomonaden spielen dagegen während der Untersuchungsjahre 1964 und 1965 nur eine untergeordnete Rolle. Cryptomonaden und die zentrischen Diatomeen *Cyclotella comensis* und *Stephanodiscus hantzschii* sind aufgrund ihrer geringen Größe durch Netzfänge nicht nachweisbar. Im Zuge des Seenmonitorings konnten jedoch die „größeren“ Diatomeen *Asterionella formosa*, *Fragilaria ulna* var. *acus* und *Fragilaria crotonensis* gut erfasst werden. Vereinzelt wurde auch *Dinobryon divergens* (Chrysophyceae) (Abb. 122), *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) *Gloeococcus schroeteri* (Chlorophyceae) sowie *Closterium* sp. im Netzplankton festgestellt. Diese Befunde stimmen größtenteils mit den Daten von METZ (1966) überein. Cyanophyceen (Blualgen), die gelegentlich in den Anregungsspektren der Chlorophylluntersuchungen aufscheinen, konnten durch die mikroskopischen Analysen nicht nachgewiesen werden. Es könnte sich dabei um sehr kleine Formen handeln, wie die von METZ für den Leopoldsteinersee beschriebene Art *Chroococcus limneticus*. Im Gegensatz zu RUTTNER (1938) wurde *Peridinium willei* (Dinophyceae) von METZ nicht gefunden. Die Art konnte jedoch im Jahr 1999 und 2007 wieder nachgewiesen werden.



Abb. 122: *Dinobryon divergens*

9.11. Zooplankton

Rotatorien

Laut METZ (1966) sind Rotatorien an der Biomasse des Zooplanktons nur selten in größerem Umfang beteiligt. Sowohl quantitativ als auch qualitativ ist ihre Stellung von untergeordneter Bedeutung. Durchaus ähnliche Verhältnisse zeigen auch die Ergebnisse des Seenmonitorings. Von den insgesamt 6 nachgewiesenen Rotatorien konnten nur die Arten *Kellicottia longispina* und *Keratella hiemalis* an mehreren Terminen gefangen werden. Die übrigen Rotatorien *Asplanchna priodonta*, *Keratella cochlearis* (Abb. 123), *Synchaeta pectinata* und *Polyarthra* sp. waren jeweils nur während einer Probennahme zu beobachten. Die von METZ beschriebenen Arten *Conochilus unicornis* und *Filinia longiseta* konnten jedoch nicht festgestellt werden.

Dazu muss jedoch bemerkt werden, dass *Conochilus unicornis* von METZ als „selten“ angegeben wird und die Hauptentwicklung von *Filinia longiseta* auf die kühlere Jahreszeit fällt und somit während der Mai- bzw. Augusttermine nur schwer nachzuweisen ist.



Abb. 123: *Keratella cochlearis*

Crustaceen

Das Crustaceenplankton weist am Leopoldsteinersee keine großen Besonderheiten auf. Es ist durch die Copepoden *Eudiaptomus gracilis* und *Cyclops abyssorum*, beziehungsweise durch die Cladoceren *Daphnia hyalina* und *Eubosmina longispina* (Abb. 124) vertreten. Diese vier Arten konnten im Rahmen des Seenmonitorings beinahe an allen Terminen festgestellt werden. Die rezente Zusammensetzung stimmt mit den früheren Untersuchungen von RUTTNER (1938), STUNDL (1953) und METZ (1966) vollständig überein. METZ konnte jedoch große Schwankungen hinsichtlich der Biomassen feststellen. Das Vorkommen von räuberischen Arten, wie *Polyphemus pediculus* oder *Bythotrephes longimanus*, ist nicht bekannt.

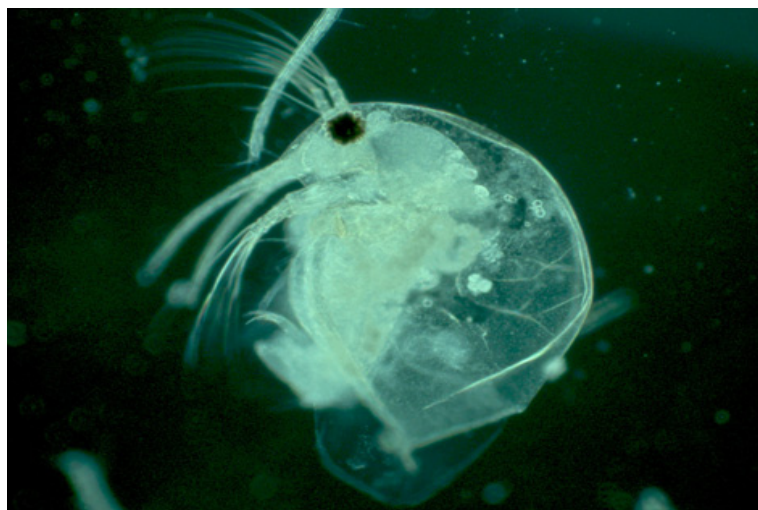


Abb. 124: *Eubosmina longispina*

10. DER SALZASTAUSEE

Seehöhe	771 m
Fläche	0,80 km ²
maximale Tiefe	50 m
mittlere Tiefe	13,8 m
Volumen	11,1 Mio. m ³
Länge	5 km
Größte Breite	0,3 km
Einzugsgebiet	150 km ²

Das Salza Speicherkraftwerk war das erste nach dem Krieg erbaute Kraftwerk Österreichs. Der historische Flussverlauf der Salza geht aus Abbildung 125 hervor. Infolge der Enge und Steilwandigkeit war die Absperrmöglichkeit im Tal der Mitterndorfer Salza (Abb. 126) besonders günstig (BERGER, 1963). Nach einer zwei jährigen Bauzeit ging das Werk 1949 in Betrieb.



Abb. 125: Salzabach – Josephinische Landesaufnahme, 1787
(Quelle: GIS STEIERMARK)

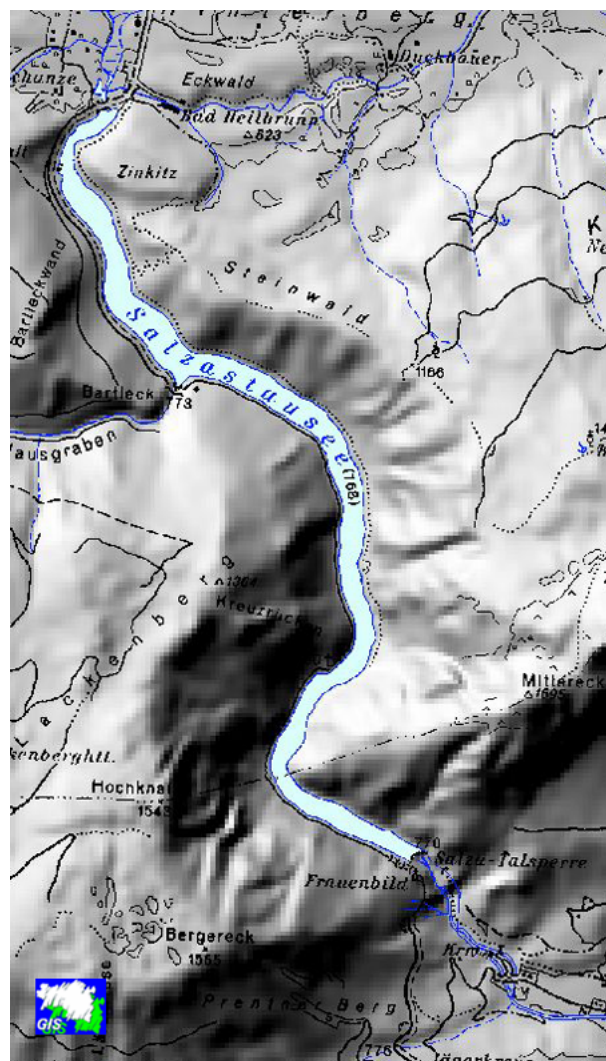


Abb. 126: Salzastausee
(Quelle: GIS STEIERMARK)

Das Absperrbauwerk wurde als sogenannte Gewölbe(gewichts)mauer ausgeführt. Der Damm ist 52 m hoch und hat eine Länge von 121 m (an der Dammkrone). Das Stauziel liegt bei einer Seehöhe von 771 m. Das Volumen des Absperrbauwerks beträgt 23.000 m³ (REITZ, 1954). Das Salza Werk ist im Besitz der VERBUND - Austrian Hydro- Power AG. Die nun fast 60 Jahre alte Anlage wird derzeit revitalisiert. Die letzte Probennahme durch die Gewässeraufsicht fand deshalb am 13.7.2006 statt.

Der Ursprung der (Mitterndorfer) Salza liegt im südwestlichen Bereich des Toten Gebirges. Die Quellen des Flusses liegen unmittelbar nordwestlich des Tauplitzer Seenplateaus im hinteren Öderntal. Im Spätwinter versiegen die Salzaquellen völlig, der Flusslauf beginnt in dieser Zeit bei den am rechten Salza-Ufer entspringenden Quellen (ZÖTL, 1961). Anschließend passiert die Salza Bad Mitterndorf und durchbricht zwischen Grimming (2351 m) und Kammspitze (2139 m) den Kalk. In diesem Durchbruchstal (Salzaklamm) liegt auf 768 m Seehöhe der Salza Stausee.

Das Einzugsgebiet des Sees beträgt 150 km², die Stauraumlänge liegt bei etwa fünf Kilometern. Östlich (Grimming und Mittereck) und westlich (Kammspitze) des Stausees dominiert der Dachsteinkalk. An den südlichen Hängen des Mitterecks (1695 m) sind Bergsturmassen vorhanden, während im Gebiet der Stauwurzel, allerdings eher kleinräumig, Allgäuerschichten (Kalke und Mergel) zu Tage treten. Den bedeutendsten Zufluss aus dem Dachsteingebiet erhält der Salza Stausee aus dem Klausgraben. Die Salza mündet schließlich bei St. Martin am Grimming in die Enns.

Zum Fischbestand

Der Salzastausee ist als typisches Salmonidengewässer anzusprechen. Die fischereilich interessanten Hauptfischarten sind die Bachforelle und die Regenbogenforelle. Die Bestände sind auf Besatz angewiesen, da Laichhabitats nur im geringen Umfang vorhanden sind. Im Jahr 1975 wurden auch Äschen und Bachsaiblinge besetzt. Während letztere nur in geringem Ausmaß wiedergefangen wurden, konnte die Äsche später nicht mehr nachgewiesen werden (KAINZ ET AL. 1979). Zuletzt setzte sich der Fischbestand im Salzastausee aus Aitel, Bachforelle, Elritze, Flußbarsch, Hecht, Koppe, Regenbogenforelle, Seeforelle und Seesaibling zusammen (GASSNER ET AL. 2003).

Frühere Untersuchungen

Am Salza Werk wurde seit Bestehen der Anlage eine Vielzahl an Untersuchungen durchgeführt. Unterschiedlichste Messtechniken und Beobachtungseinrichtungen dienen der regelmäßigen Überprüfung der Sicherheit des Werks und der Staumauer. Umfang, Parameter und technische Details der Kontrollen an der Salza Sperre wurden von REITZ (1955) zusammengefasst. HABLE (2002) ermittelte die Überflutungsempfindlichkeit der Gewölbemauer bei Hochwasserereignissen und zeigte neue Möglichkeiten der Risikoanalysen auf. Die untersuchte Anlage konnte als hydraulisch-hydrologisch sicher eingestuft werden.

Im Gegensatz dazu sind frühere limnologische Studien über den Stausee eher in geringem Umfang vorhanden. Diese wenigen Arbeiten haben jedoch für die Abschätzung von Langzeitentwicklungen eine große Bedeutung.

Kurz nach Fertigstellung des Salza Stausees im Herbst 1949 wurde bei einer orientierenden Untersuchung eine starke Sauerstoffabnahme in den tieferen Wasserschichten festgestellt. Dies gab den Anstoß zu einer über mehrere Jahre ausgedehnten Untersuchung des Stausees (STUNDL, 1955). Die Ergebnisse dieser hydrochemischen Messreihen aus den Jahren 1949 bis 1953 stellen eine der wenigen, unmittelbaren Vergleichsmöglichkeiten für den Seenbericht dar. STUNDL hatte damals auch den Speicher Pack und die Sperre Hierzmann in die Untersuchung einbezogen und wesentliche Unterschiede hinsichtlich der limnologischen Verhältnisse festgestellt.

Im Jahr 1974 wurde der Stausee wegen Reparaturarbeiten an der Stauanlage vollständig entleert. Nach der Wiederbefüllung wurde die Fischbestandsentwicklung in den folgenden Jahren in Abhängigkeit von den physikalisch-chemischen und biologischen Verhältnissen vom BUNDESINSTITUT FÜR GEWÄSSERFORSCHUNG UND FISCHEREIWIRTSCHAFT eingehend untersucht (KAINZ ET AL. 1979). Dabei musste festgestellt werden, dass sich der Stausee, bedingt durch hohen Phosphoreintrag infolge des Fremdenverkehrs im Einzugsgebiet, in einem Stadium zunehmender Eutrophierung befand. Abwassertechnische Maßnahmen (Ausbau von Kläranlagen etc.) waren zu diesem Zeitpunkt jedoch schon in Diskussion.

Die früheren Abwasserprobleme im Einzugsgebiet des Stausees wirkten sich naturgemäß auch auf die Gewässergüte des Salzabaches aus. Im Jahr 1965 wurde dem Fließgewässer eine Güteklasse II – III zugewiesen. ERTL ET AL. (1966) beschrieben die Situation folgendermaßen: „Im trüben, schaumführenden Wasser konnten Spuren von Ammonium und Nitrit sowie eine reiche Bakterienflora nachgewiesen werden. Die unbelebten Schwebestoffe sind vorwiegend mineralischer Natur, es finden sich aber auch Papierfasern, Fett und Tierhaare. Mit der Güteklasse II bis III mündet der Salzabach mit einem Mittelwasser von etwa 7 m³/s in die Enns.“ Angesichts dieser Umstände erscheint die damalige Eutrophierungsphase im Salzastausee nicht verwunderlich. Durch den Ausbau von Kläranlagen etc. liegt die Gewässergüte heutzutage stabil bei I – II (STEIRISCHER GEWÄSSERGÜTEATLAS, 2004). Diese Verbesserungen hatten offenbar auch eine nachhaltige Wirkung auf die limnologischen Verhältnisse im Salzastausee, wie die Ergebnisse des Seenmonitorings zeigen werden.

10.1. Temperatur

Aufgrund der starken Durchflutung bilden sich am Salzastausee verhältnismäßig selten bedeutendere Temperaturschichtungen aus (Abb. 127). An den Frühjahrsterminen konnte nur ein sehr geringer Gradient festgestellt werden. Die Temperaturunterschiede zwischen der Oberfläche und dem Gewässergrund lagen nur bei etwa 2 – 3°C. Während der Augusttermine 2003 und 2004 lag das Epilimnion bei fünf Metern, das Metalimnion war hingegen jeweils nur schwach ausgebildet. Die bisher größte gemessene Temperatur lag bei 19,7°C. Wassertemperaturen unter 6,5°C konnten im Untersuchungszeitraum nicht festgestellt werden.

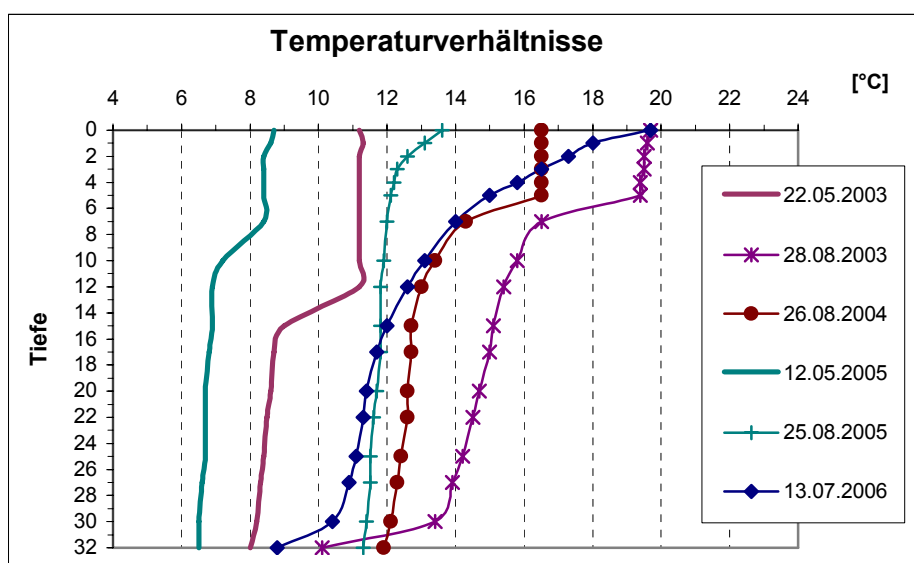


Abb. 127: Temperaturverhältnisse

Von den Frühjahrsbeobachtungen bis zu den Beprobungen im Sommer war in der gesamten Wassersäule des Stausees ein Temperaturanstieg zu beobachten. Die Erwärmung ist demnach nicht nur auf die oberflächlichen Schichten (Epilimnion) beschränkt, sondern erfasst auch das Hypolimnion. Dadurch ergeben sich gewisse Ähnlichkeiten zum ebenfalls stark durchfluteten Leopoldsteinersee.

Während viele andere Seen jedoch geringere Tiefentemperaturen von 4 – 5°C aufweisen, sind hohe hypolimnische Temperaturen für Speicherseen allerdings keine Seltenheit. SCHMIDT (1934), der das Phänomen unter anderem auch am Packer Stausee beobachten konnte, führt das geänderte thermische Verhalten auf die Wasserentnahme in der Tiefe der Stauseen zurück. Dieses führt zu einem Absinken erwärmter Wassermassen von der Oberfläche in das Hypolimnion des Gewässers. SCHMIDT zufolge, spielt der Austausch (Zirkulation), sonst der alleinige Überträger von Wärmeenergien, in diesem Fall keine große Rolle.

10.2. Sauerstoff

An den Frühjahrsterminen wies die gesamte Wassersäule des Salzastausees eine gute Sauerstoffversorgung auf (Abb. 128 bzw. 129). Während die Sättigungen an der Oberfläche bei 100% lagen, konnten in der Tiefe nur geringe Zehrungen festgestellt werden. Die sommerlichen Messreihen zeigten an der Oberfläche nur relativ geringe Übersättigungen bis 118%. In früheren Zeiten wurden dagegen wesentlich höhere Werte nachgewiesen. Infolge starken Algenwachstums hatten KAINZ ET AL. (1979) im Mai 1977 Übersättigungen bis zu 191% (in Seemitte) gemessen. Derart hohe Messwerte waren zwischen 2003 und 2006 nicht zu beobachten, was auf ein eher moderates Algenwachstum schließen lässt.

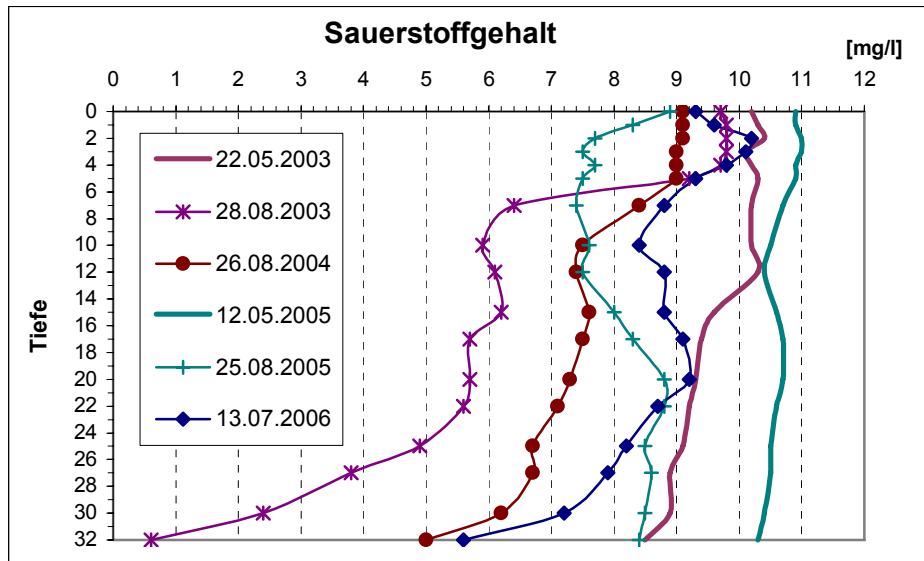


Abb. 128: Sauerstoffgehalt

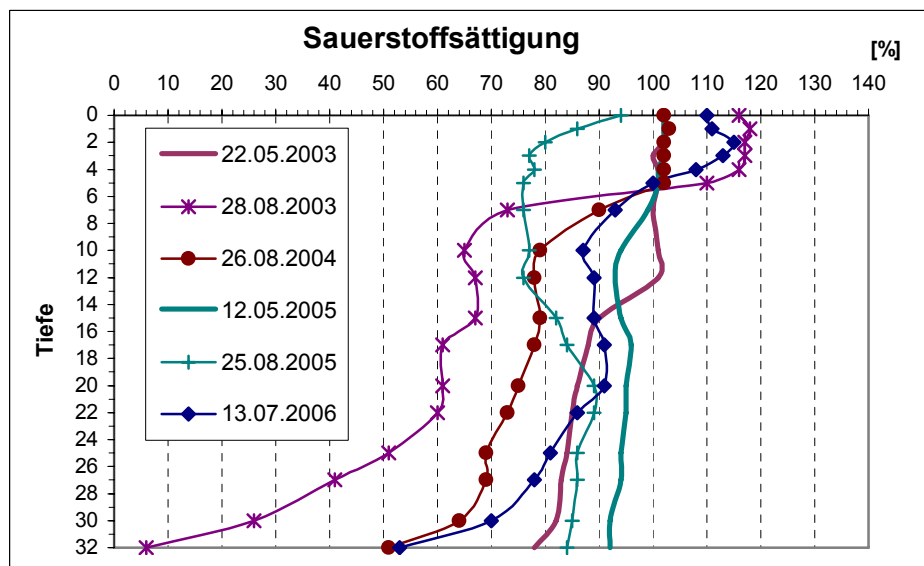


Abb. 129: Sauerstoffsättigung

Bereits bei einer ersten orientierenden Untersuchung (8.9.1949), kurz nach Fertigstellung des Salzwirks, wurde in den grundnahen Bereichen des Stausees eine starke Sauerstoffabnahme festgestellt (STUNDL, 1955). Dieser Umstand schien zunächst eine Folge der Zersetzung, der nach dem Aufstau in der Sperre verbliebenen abbaufähigen Anteile, wie Baumstümpfe, Buschwerk, Gras und Humus zu sein. Es war anzunehmen, dass sich die Sauerstoffverhältnisse nach dem Abbau dieses Materials wieder verbessern würden. STUNDL zufolge, geschah dies jedoch nicht, die Sauerstoffabnahmen in der Tiefe waren alljährlich zu beobachten.

Auch im Rahmen einer späteren Untersuchung (KAINZ ET AL. 1979) wurde betont, dass im Sommer und Herbst jeden Jahres der vorhandene Sauerstoff in der Tiefe des Salzastausees aufgezehrt wird.

Bezogen auf den Untersuchungszeitraum 2003 bis 2006 war nur im August 2003 mit 0,6 mg/l eine erhebliche Sauerstoffzehrung festzustellen. Dazu muss jedoch angemerkt werden, dass die Probenahmen zwar in der Nähe des Sperrbauwerks, jedoch nicht unmittelbar an der Staumauer (wo naturgemäß die tiefste Stelle liegt) durchgeführt wurden. In diesem tiefsten Bereich, der sich allerdings auf einen verhältnismäßig kleinen Teil des gesamten Sperrinhaltes beschränkt, sind größere Sauerstoffdefizite auch an den übrigen Terminen (2004, 2005 und 2006) denkbar. Die sommerlichen Zehrungen bleiben jedoch nicht erhalten. Die Sauerstoffanreicherung erfolgt im Salzastausee durch das Zuflusswasser, welches sich im Winter in der Tiefe des Stausees einschichtet bzw. zum Wiederauffüllen der abgearbeiteten Wassermassen dient (KAINZ ET AL. 1979).

10.3. pH – Wert

Die pH – Werte bewegten sich im Untersuchungszeitraum zwischen 7,4 und 8,4 (Abb. 130). An der Oberfläche wurden nur geringfügig höhere Werte als in der Tiefe festgestellt. Insgesamt konnten keine Auffälligkeiten beobachtet werden.

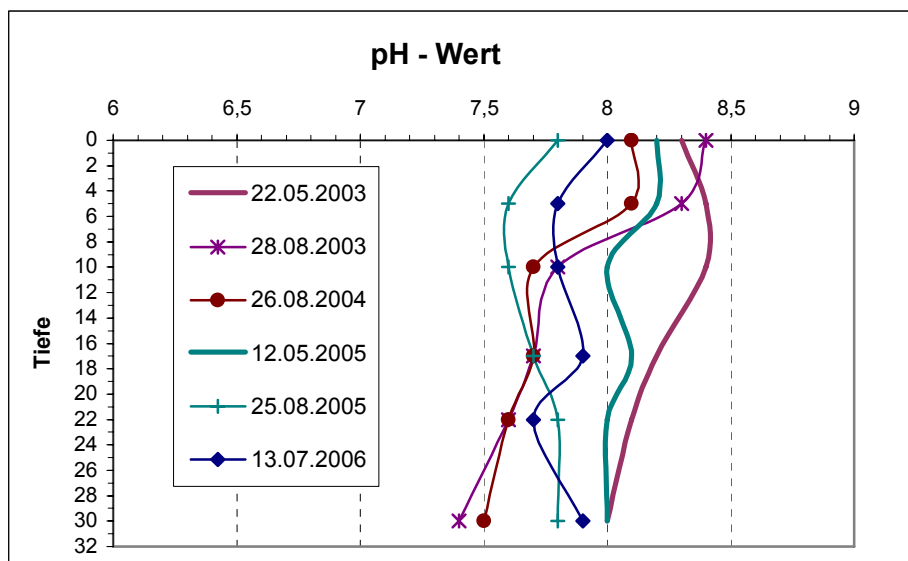


Abb. 130: pH - Werte

10.4. Leitfähigkeit

Gegenüber den Frühjahrsbeobachtungen wiesen die Leitfähigkeiten der Sommermessreihen größere Schwankungsbreiten auf (Abb. 131). An der Oberfläche lagen die Werte im Mittel bei 304 $\mu\text{S}/\text{cm}$, während in der Tiefe mit durchschnittlich 326 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nur geringfügig höhere Wert festgestellt wurden.

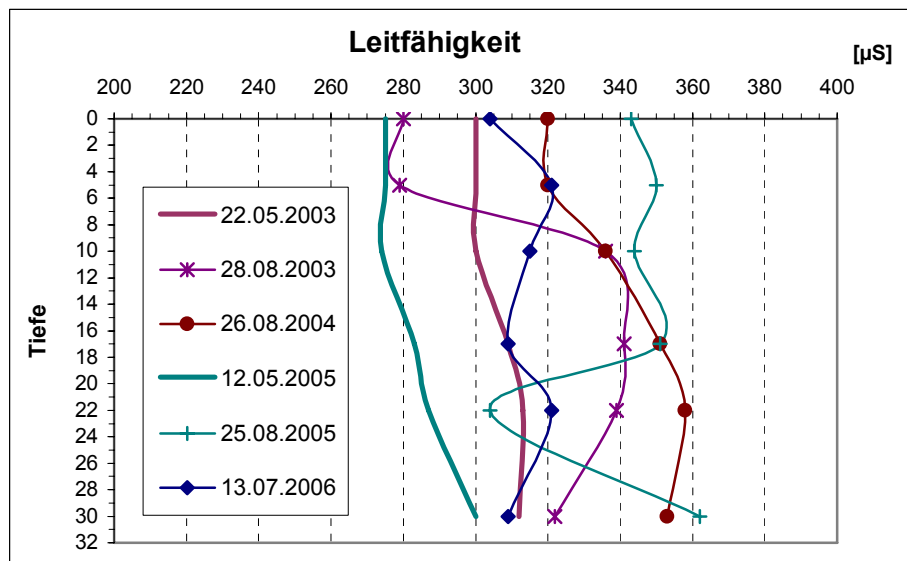


Abb. 131: Leitfähigkeiten

10.5. Nitrat, Nitrit und Ammonium

Die Nitratkonzentrationen lagen im Untersuchungszeitraum zwischen 0,30 und 0,71 mg/l (Abb. 132). Generell zeigten sich an der Oberfläche größere Schwankungen, während die Messwerte in der Tiefe sehr konstant bei etwa 0,55 mg/l lagen. Laut KAINZ ET AL. (1979) wurden im Epilimnion des Salzastausees jedoch schon Werte unter 0,1 mg/l festgestellt. Derartig geringe Werte werden durch ein hohes Algenwachstum hervorgerufen, da der Pflanzennährstoff vom Phytoplankton verbraucht wird. In Grundnähe wurden damals ebenfalls Reduktionserscheinungen von unter 0,1 mg/l beobachtet (KAINZ ET AL. 1979). In den Jahren 2003 bis 2006 waren ähnliche Verhältnisse jedoch nicht zu beobachten. Die Messreihen können somit als unauffällig bezeichnet werden.

Höhere Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen waren ausnahmslos an den Sommerterminen festzustellen. Die größte Nitritkonzentration lag bei 0,045 mg/l. Eine Schichtung war in den Messreihen nicht zu erkennen. Im Untersuchungszeitraum wurde der höchste Ammoniumgehalt im August 2004 mit 0,13 mg/l über Grund gemessen. Demgegenüber steht ein Spitzenwert von 0,55 mg aus dem Jahr 1977 (KAINZ ET AL. 1979). STUNDL (1955) hatte zwischen 1950 und 1953 sogar Werte bis zu 0,87 mg/l festgestellt. Obwohl in diesem Fall kein direkter Vergleich der aktuellen Daten mit früheren Messreihen möglich ist (teilweise wurden nur Maximalwerte angegeben bzw. bestehen Datenlücken), kann bezüglich der Stickstoffverhältnisse von einer Verbesserung der Situation ausgegangen werden.

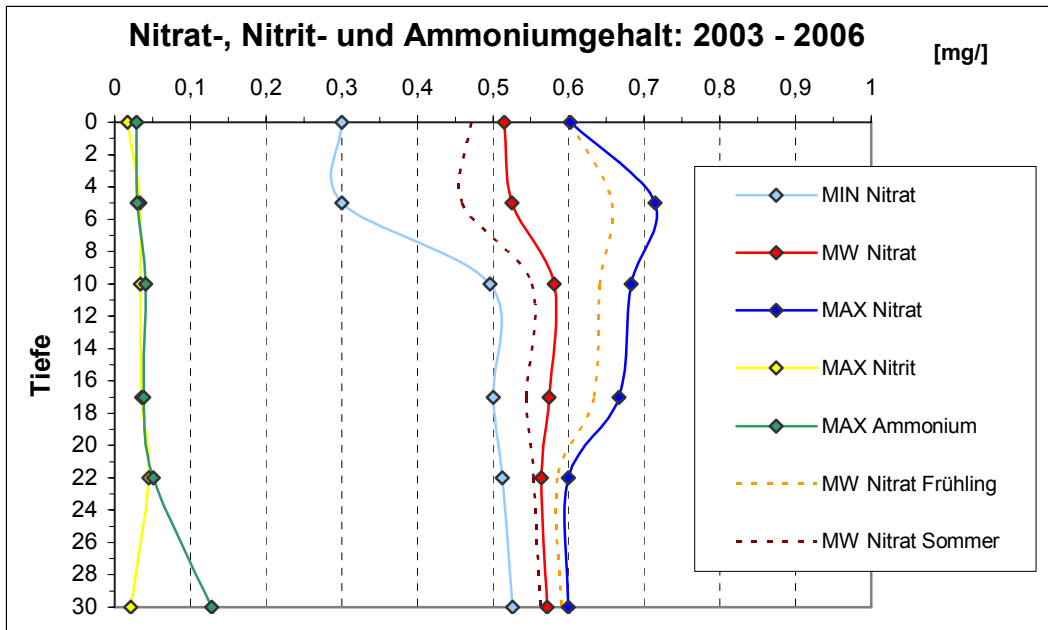


Abb. 132: Nitrat, Nitrit und Ammoniumgehalt

10.6. DOC

Die DOC Werte lagen am Salzastausee zwischen 1,88 und 3,33 mg/l (Abb. 133). Eine Schichtung des Parameters konnte nicht festgestellt werden. In der Tiefe waren durchschnittlich nur geringfügig höhere Werte als an der Oberfläche zu beobachten. Im Vergleich mit den anderen untersuchten (natürlichen) Gewässern zeigen die Messreihen keine besonderen Auffälligkeiten.

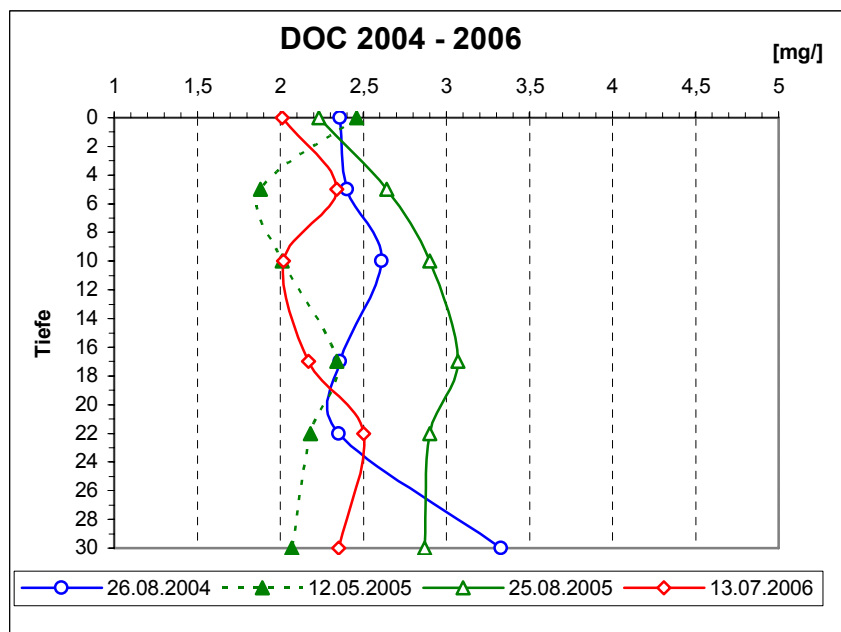


Abb. 133: DOC Gehalt

10.7. Phosphor

An den meisten Terminen war mit zunehmender Tiefe ein Anstieg der Phosphorkonzentrationen zu beobachten (Abb. 134). Der größte Messwert wurde im August 2003 mit 38 µg/l festgestellt. Während STUNDL (1955) in den Jahren 1950 bis 1953 an der Oberfläche zumeist kein Phosphat nachweisen konnte, stimmen die von ihm angegebenen Tiefenkonzentrationen relativ gut mit den aktuellen Messdaten der Jahre 2003 bis 2006 überein.

Während der Jahre 1975 bis 1979 wurden dagegen wesentlich höhere Werte beobachtet. KAINZ ET AL. (1979) beschreiben die Situation folgendermaßen: „Die Gesamtphosphorkonzentrationen lagen im freien Wasser meist zwischen 20 und 60 µg/l und stiegen über Grund auf über 100 µg/l an. Der Maximalwert über Grund wurde am 7.11.1979 mit über 700 µg/l festgehalten.“ Derartig hohe Werte konnten im Rahmen des Seenmonitorings nicht mehr festgestellt werden. Die Verbesserung hinsichtlich der Phosphorverhältnisse ist sicherlich zu einem Großteil auf abwassertechnische Maßnahmen im Einzugsgebiet des Stausees zurückzuführen.

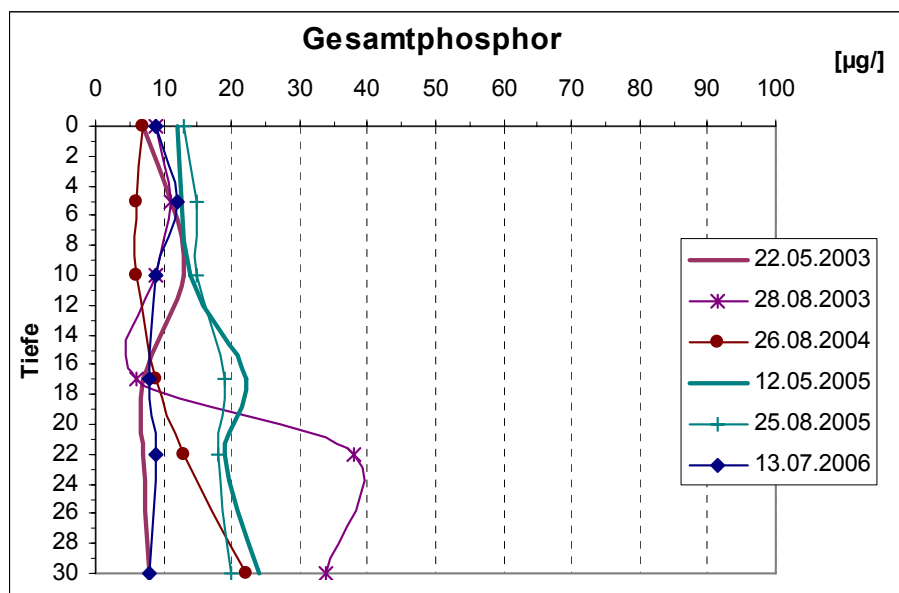


Abb. 134: Gesamtphosphor

In Tabelle 13 werden die epilimnischen Gesamtphosphorkonzentrationen der einzelnen Beprobungstermine zusammengefasst. Die Bildung von Jahresmittelwerten erscheint aufgrund fehlender Frühjahrsdaten (kein Vollstau) nicht zielführend. An den meisten Terminen zeigte der Stausee einen (gerade noch) oligotrophen Charakter. Eine eindeutige Einstufung ist jedoch, wegen der noch geringen Datenlage, derzeit nicht möglich. In 30 Metern Tiefe schwankten die Werte zwischen 8 und 34 µg/l.

Tab. 13: Epilimnische Gesamtphosphorkonzentrationen

0 - 6 Meter	22.05.2003	28.08.2003	26.08.2004	12.05.2005	25.08.2005	13.07.2006	Gesamt
Minimum [$\mu\text{g/l}$]	7	9	6	12	13	9	6
Maximum [$\mu\text{g/l}$]	11,4	11	7	13,2	15	12	15
Bereich von [$\mu\text{g/l}$]	7,7	9,4	6,0	12,2	13,4	9,5	9,7
Mittelwert [$\mu\text{g/l}$]	9,3	10,1	6,4	12,6	14,1	10,6	10,5
Bereich bis [$\mu\text{g/l}$]	11,0	10,8	6,8	13,0	14,9	11,7	11,4

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

10.8. Sichttiefe

Besonders in Stauseen wird die Sichttiefe von eingeschwemmten, mineralischen Trübstoffen beeinträchtigt. Die Messwerte sind demnach von Natur aus großen Schwankungen unterworfen. Im Salzastausee bewegten sich die Werte zwischen 2 und 7 Metern (Abb. 135). Die geringste Sichttiefe wurde im August 2003 festgestellt. Ein unmittelbarer Zusammenhang zum Algenwachstum konnte an diesem Termin jedoch nicht nachgewiesen werden. Der größte Wert wurde im August 2005 mit 7 Metern beobachtet. Wie Messungen von KAINZ ET AL. (1979) zeigen, können am Salzastausee fallweise sogar Sichttiefen von bis zu 9 Metern erreicht werden. Für die Jahre 2003 bis 2006 ergibt sich eine mittlere sommerliche Sichttiefe von 5,3 Metern. Aufgrund der oben genannten Beeinträchtigungen durch Trübstoffe und der noch geringen Datenlage ist die Einstufung in eine Trophieklasse derzeit nicht möglich.

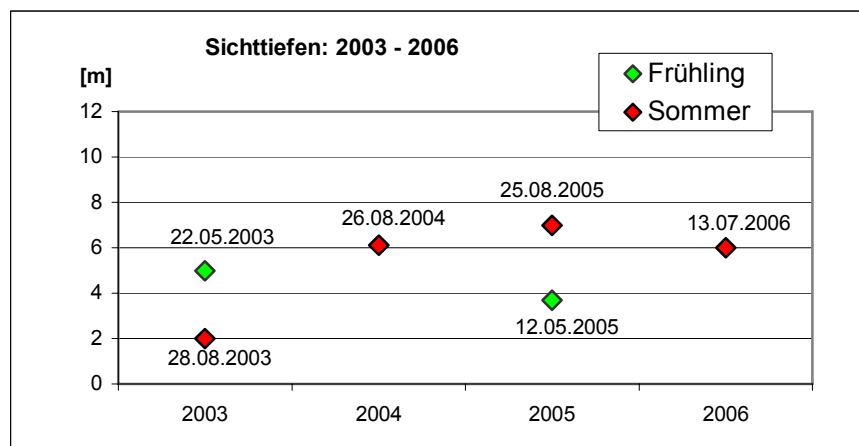


Abb. 135: Sichttiefen

10.9. Chlorophyll A Gehalt

Die Ergebnisse der Chlorophyll A Untersuchungen zeigen, dass am Salzastausee sowohl höhere (3,43 μl), als auch sehr geringe Chlorophyll Konzentrationen (0,23 $\mu\text{g/l}$) auftreten können (Tab. 14). Der größte Wert wurde im Mai 2005 festgestellt. Ein unmittelbarer Zusammenhang zu den Pflanzennährstoffen war an diesem Termin jedoch nicht festzustellen.

Gleiches gilt für die Sauerstoffsituation, die zu diesem Zeitpunkt keine nennenswerten Übersättigungen zeigte. Während des Untersuchungszeitraums ergibt sich ein mittlerer Chlorophyll Gehalt von 1,98 µg/l. Demzufolge wäre der Stausee dem oligotrophen Typ zuzuordnen. Für eine endgültige Abschätzung des Trophiegrades erscheint die Datenlage vorerst jedoch noch zu gering, da vor allem die Frühjahresdaten derzeit unterrepräsentiert sind.

Tab. 14: Chlorophyll A Gehalt

[µg/l]	22.05. 2003	28.08. 2003	26.08. 2004	12.05. 2005	25.08. 2005	13.07. 2006	Gesamt
Minimum		0,00	1,37	3,01	2,18	0,08	0,00
Maximum		1,99	3,35	4,63	3,34	2,03	4,63
Bereich von		0,00	2,38	2,83	2,49	0,00	1,54
Mittelwert	< 3	0,23	2,77	3,43	2,89	0,58	1,98
Bereich bis		0,72	3,15	4,04	3,28	1,22	2,48

Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

10.10. Phytoplankton

Bereits STUNDL (1955) weist darauf hin, dass Stauseen, deren Inhalt im Laufe des Winters weitgehend abgearbeitet wird, trotz ihrer Größe mehr Ähnlichkeit mit alljährlich abgelassenen Teichen als mit natürlichen Seen aufweisen. KAINZ ET AL. (1979) führten quantitative Untersuchungen am Salzastausee durch und nannten als Eigenart des Phytoplanktons die Tatsache, „dass sich das Artenspektrum innerhalb eines Monats vollkommen verändern kann; dominierende Arten verschwinden, andere treten an ihre Stelle“.

Das Algenaufkommen im Salzastausees kann demnach, auch wegen der wechselnden Stauhöhen, nur schwer abgeschätzt werden. Die im Rahmen des Seenmonitorings durchgeführten Untersuchungen weisen jedoch darauf hin, dass sich dieses Wachstum seit den 70er Jahren deutlich verringert hat. Ein Beispiel für eine mögliche Algenverteilung am Salzastausee geht aus Abb. 136 hervor und zeigt die Situation am 13.7.2006, also dem letzten Untersuchungstermin vor den bereits genannten Revitalisierungsmaßnahmen am Sperrbauwerk.

Das Anregungsspektrum zeigt zunächst keine wesentlichen Unterschiede zu natürlichen Seen. Das Algenwachstum kann als gering eingeschätzt werden, in der Tiefe sind nur geringe Chlorophyllkonzentrationen vorhanden. Im Anregungsspektrum dominieren die Cryptophyceen, während Kiesel- und Grünalgen eine durchaus geringere Rolle spielen. Inwieweit diese Verteilung auch auf andere Termine zutrifft, kann aufgrund der derzeitigen geringen Datenlage allerdings nicht beantwortet werden, zumal aus Zeiten mit geringen Stauhöhen keine Messergebnisse vorliegen.

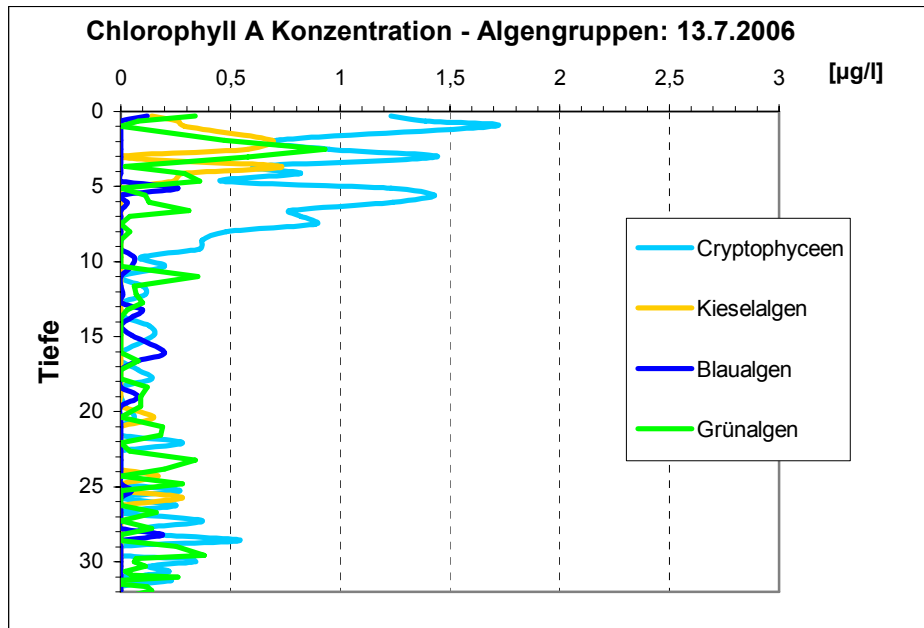


Abb. 136: Algengruppen 13.7.2006

Als sehr häufige Form des Netzplanktons kann *Volvox sp.* (Abb. 138) genannt werden. Neben dieser Grünalge fanden sich immer wieder auch kleinere kokkale Formen und *Ulothrix sp.*. Die Kieselalgen waren mit *Melosira sp.* und *Asterionella formosa* (Abb. 137) vertreten, weiters wurden auch die Blaualgen *Merismopedia elegans* und *Dactylococcopsis acicularis* gefunden. Ein ebenfalls typischer und häufiger Vertreter des Phytoplanktons ist *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae).

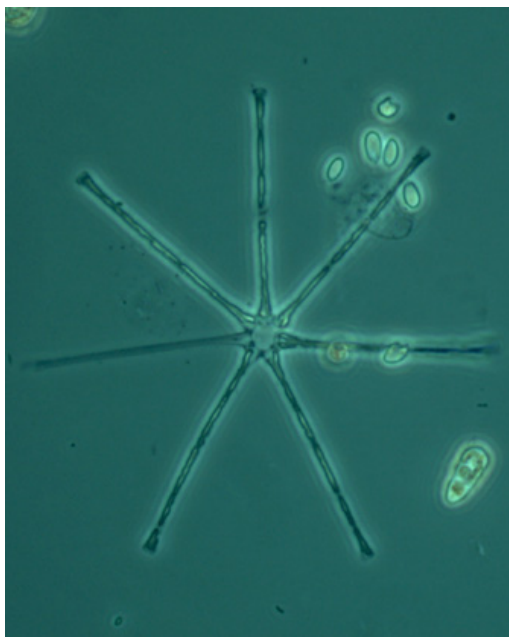


Abb. 137: *Asterionella formosa*

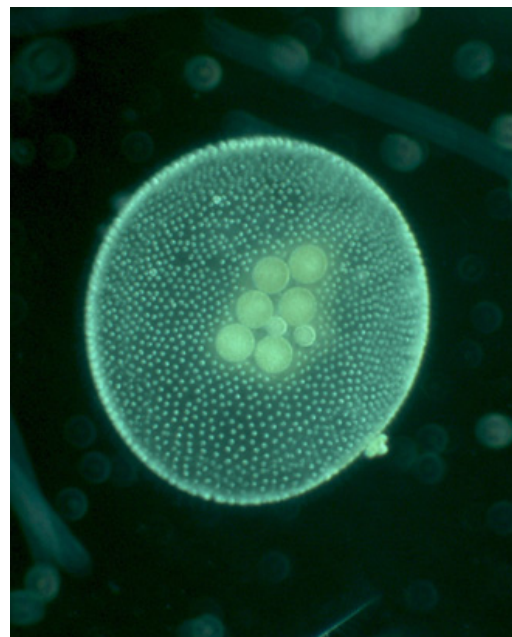


Abb. 138: *Volvox sp.*

10.11. Zooplankton

Das Zooplankton des Salzastausees bilden die Copepoden *Cyclops abyssorum* und *Eudiaptomus gracilis*, sowie die Cladoceren *Daphnia hyalina* und *Eubosmina longispina*. Die qualitative Zusammensetzung des Crustaceenplanktons scheint sich gegenüber den Untersuchungen von KAINZ ET AL. (1979) nicht verändert zu haben. Bei den Rotatorien wären *Polyarthra sp.*, *Keratella sp.* und *Kellicottia longispina* zu erwähnen.



Abb. 139: Naupliuslarve von *Cyclops sp.*

11. ZUSAMMENFASSENDE BETRACHTUNG EINIGER PARAMETER

In den nachfolgenden Kapiteln werden einige wichtige limnologische Parameter der Untersuchungsreihe zusammenfassend dargestellt. Für den Salzaustausee ist aufgrund des derzeit noch geringen Probenumfangs ein direkter Vergleich nicht möglich. Einige Erkenntnisse werden jedoch gesondert angeführt.

11.1. Temperaturverhältnisse

Während des Frühjahres liegen die mittleren Oberflächenwassertemperaturen an allen untersuchten Seen sehr konstant bei etwa $11,5^{\circ}\text{C}$ (Abb. 140). Unterhalb der Oberfläche ist vor allem am Ödensee und am Altausseer See ein starker Temperaturabfall festzustellen. Mit knapp über 4°C über Grund, weisen allerdings der Grundlsee und der Erlaufsee die geringsten Tiefentemperaturen auf. Am Toplitzsee ist ein metalimnisches Temperaturminimum zu beobachten. Dieses entsteht, da im Zuge der Frühjahrszirkulation kälteres Oberflächenwasser nur bis in etwa 15 bis 20 Metern Tiefe gelangt, während das wärmere Tiefenwasser mit durchschnittlichen $5,8^{\circ}\text{C}$ davon unberührt bleibt. Am stark durchfluteten Leopoldsteinersee fallen die Temperaturen hingegen nahezu gleichmäßig bis zum Gewässergrund ab.

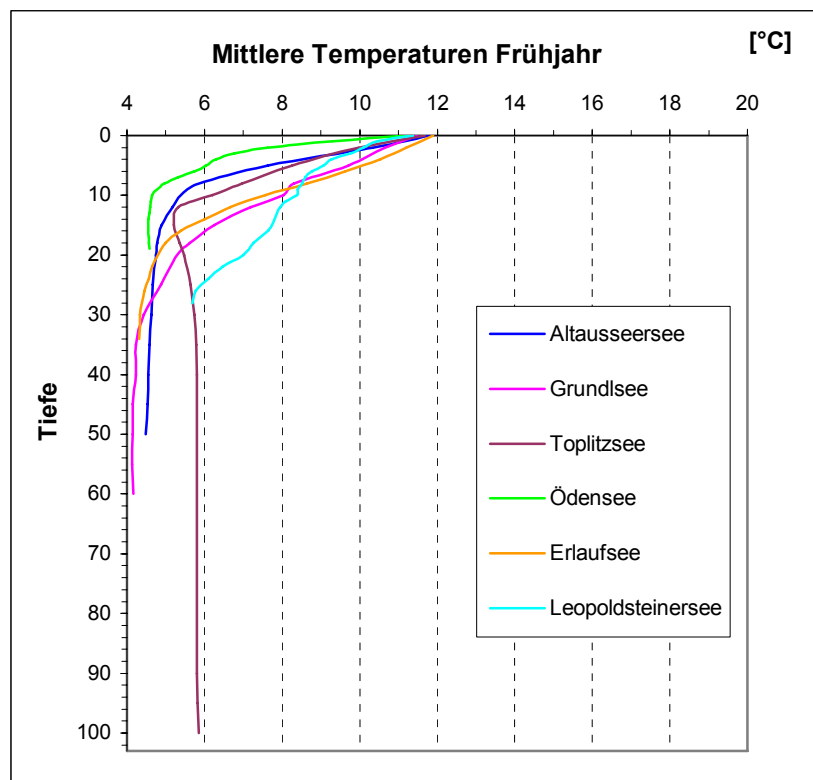


Abb. 140: Temperaturvergleich Frühjahr

Im Sommer (Abb. 141) liegen die Oberflächenwassertemperaturen am Leopoldsteinersee durchschnittlich nur bei etwa 14°C. Die übrigen Seen erwärmen sich dagegen stärker und weisen an der Oberfläche Mittelwerte von knapp unter 18°C (in Seemitte) auf. Hinsichtlich der hypolimnischen Temperaturen können im Vergleich zum Frühjahr mehrheitlich nur geringe Anstiege festgestellt werden. Das Tiefenwasser des Leopoldsteinersees erwärmt sich allerdings in jedem Jahr durchschnittlich um ca. 2°C. METZ (1966) führte die verhältnismäßig hohe Temperatur über Grund auf sublacustrische Quellen zurück.

Gesamt betrachtet, stimmen die mittleren Temperaturen des Altausseer Sees gut mit dem denen des Ödenseses überein. An beiden Seen fällt vor allem die hohe Lage des Metalimnions auf. Dieser Umstand beruht sehr wahrscheinlich darauf, dass beide Seen relativ windgeschützt liegen und über keine nennenswerten oberirdischen Zuflüsse verfügen. Gewisse Ähnlichkeiten zeigen sich auch zwischen dem Grundlsee und dem Erlaufsee.

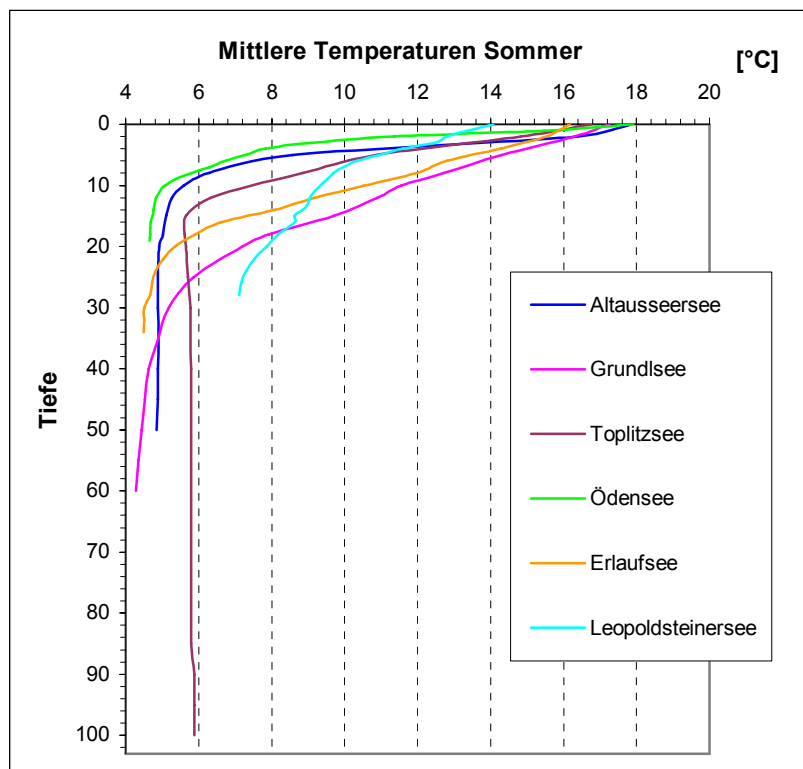


Abb. 141: Temperaturvergleich Sommer

11.2. Sauerstoffverhältnisse

Am Toplitzsee und am Ödensee nehmen die Sauerstoffkonzentrationen (Abb. 142 bzw. 143) schon nach wenigen Metern Tiefe rapide ab. Während beim meromiktischen Toplitzsee die Frühjahrs- und Herbstzirkulationen nur bis in etwa 25 Metern Tiefe wirksam werden, sind unter günstigen klimatischen Voraussetzungen einzelne Vollzirkulationen am Ödensee zumindest denkbar. Insgesamt weist der See jedoch ebenfalls einen eher meromiktischen Charakter auf.

Alle übrigen untersuchten Seen sind als „holomiktische Gewässer“ zu bezeichnen, die zweimal jährlich stattfindenden Zirkulationen (Frühjahr und Herbst) durchmischen dabei den gesamten Wasserkörper bis zum Grund. Hinsichtlich der Sauerstoffverhältnisse weisen auch der Erlaufsee und der Leopoldsteinersee große Ähnlichkeiten auf. Bereits im Frühjahr sind an beiden Seen geringe Sauerstoffzehrungen über Grund festzustellen. Während der sommerlichen Stagnationsphasen erreichen die Konzentrationen nur mehr mittlere 3 bis 4 mg/l. Die Zehrungen in der Tiefe werden dabei größtenteils durch den Abbau von eingeschwemmten, organischen Materialien (z.B. Pflanzenreste) aus den unmittelbaren Einzugsgebieten der Seen verursacht (SAMPL, 1964 bzw. METZ, 1966). Abgestorbenes Plankton dürfte bei diesen Vorgängen nur eine sehr untergeordnete Rolle spielen.

Insgesamt können die Sauerstoffverhältnisse am Altausseer See und Grundlsee als außerordentlich gut bezeichnet werden. Im Vergleich mit den anderen untersuchten Seen weist der Altausseer See sogar die größten Sauerstoffkonzentrationen auf. Zusätzlich ist bei beiden Seen auch die generell gute Sauerstoffversorgung im Hypolimnion bemerkenswert. Die hohen Mengen über Grund weisen darauf hin, dass organisches Material nur in geringen Mengen in die Tiefe der Seen gelangt, da bei dessen Abbau viel Sauerstoff benötigt wird.

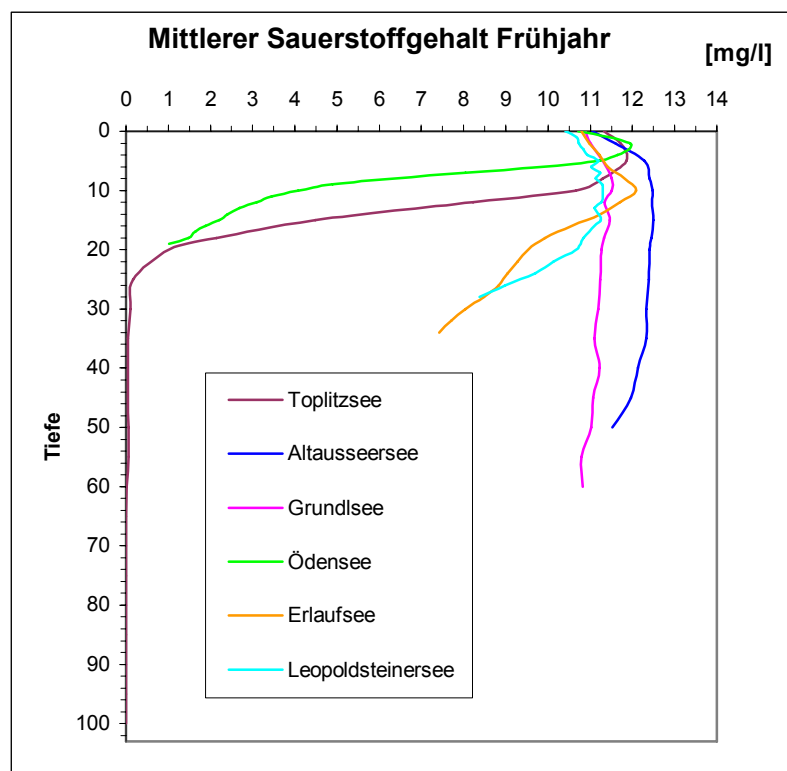


Abb. 142: Sauerstoffverhältnisse Frühjahr

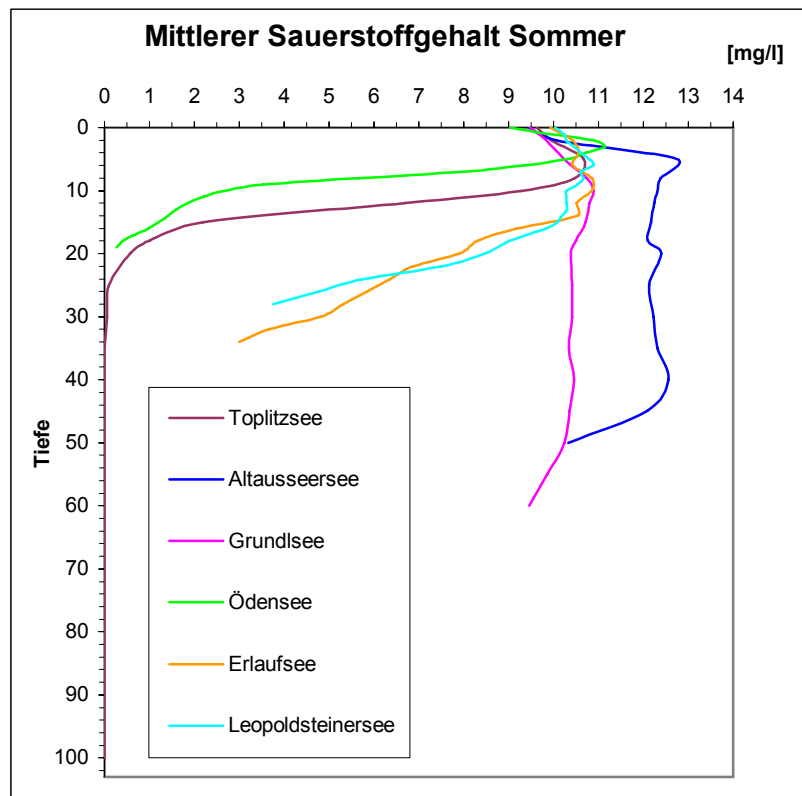


Abb. 143: Sauerstoffverhältnisse Sommer

11.3. Gesamtphosphor

Die Zusammenstellung der mittleren epilimnischen Gesamtphosphorkonzentrationen (Abb. 144) zeigt, dass alle dargestellten Seen dem oligotrophen Typus zugeordnet werden können. Die Gewässer sind demnach als „nährstoffarm“ zu bezeichnen. Die Unterschiede zwischen einzelnen Jahren entsprechen dabei nicht unbedingt den wirklichen Verhältnissen. Die Schwankungen der Jahresmittelwerte werden sicherlich auch durch die geringen Beprobungsfrequenzen (2 Termine pro Jahr) beeinflusst.

Eine bemerkenswerte Übereinstimmung zeigen jedoch die Daten aus dem Altausseer See mit denen des Grundlsees (siehe auch Abb. 18). Beide Seen zeigen in den Jahren 2001 und 2003 höhere Niveaus. Insgesamt betrachtet, stimmen aber auch die restlichen Jahre sehr gut überein. Am Erlaufsee sind die höheren Gesamtphosphorkonzentrationen der Jahre 2005 und 2006 mit großer Wahrscheinlichkeit auf ein gesteigertes Kieselalgenwachstum zurückzuführen. Die damit verbundene Nährstoffzunahme ist jedoch aller Wahrscheinlichkeit nach nicht anthropogen bedingt, da Abwässer in einem Kanalsystem gesammelt werden und somit nicht in den See gelangen können.

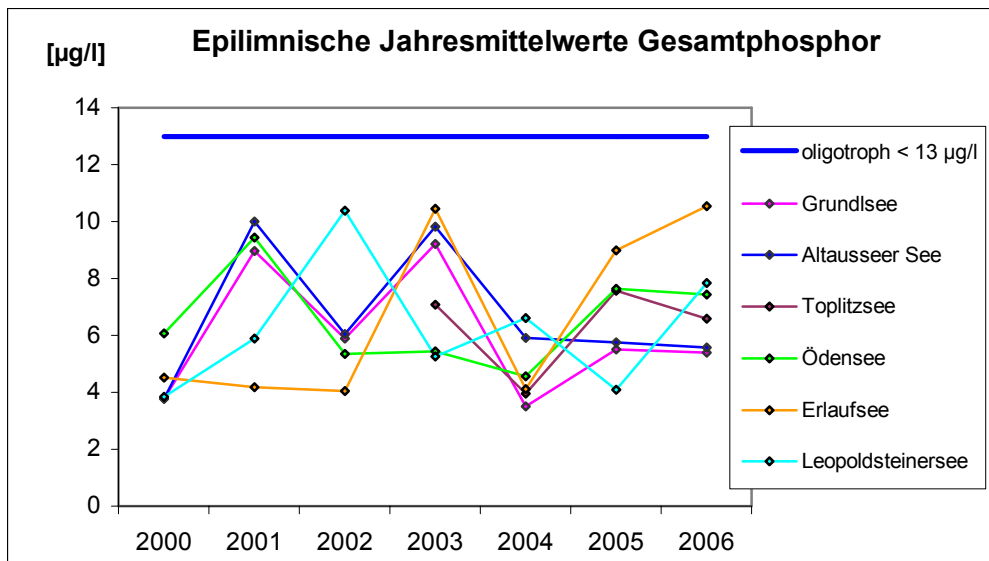


Abb. 144: Vergleich: Epilimnischer Gesamtphosphor (Jahresmittelwerte)

11.4. Sichttiefe

Zur besseren Veranschaulichung werden die Sichttiefen der untersuchten Seen in Abb. 145 als Jahresmittelwerte dargestellt. Die Einschätzung der Trophiegrade erfolgt jedoch auf Basis der sommerlichen Sichttiefen. Demnach können der Altausseer See, Grundlsee, Toplitzsee und der Erlaufsee aufgrund ihrer hohen sommerlichen Sichttiefen als „oligotroph“ eingestuft werden.

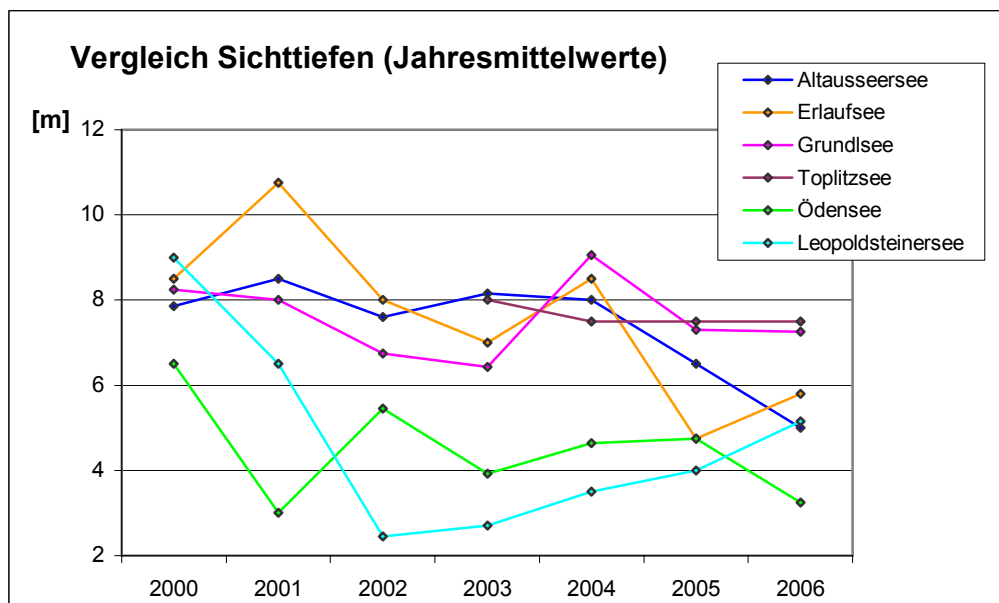
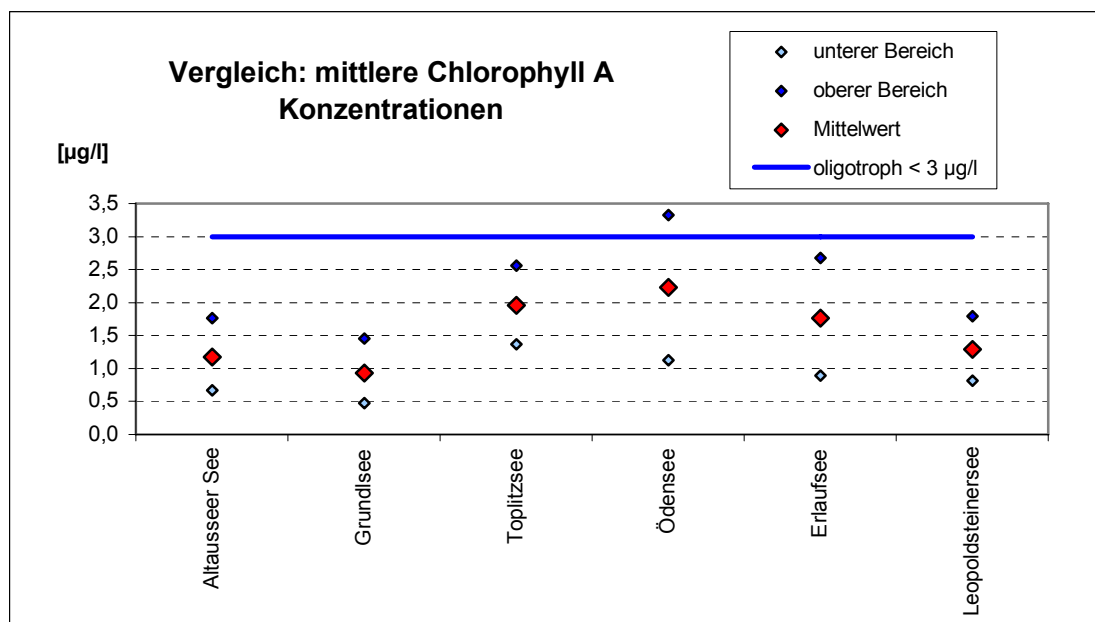


Abb. 145: Vergleich: Sichttiefen (Jahresmittelwerte)

Am Erlaufsee nehmen die Werte in den Jahren 2005 und 2006 allerdings stark ab. Als Ursache für den Rückgang dürfte, wie schon erwähnt, ein erhöhtes Algenwachstum in Frage kommen. Die Sichttiefe des Ödensees ist durch eine natürliche Färbung des Seewassers generell herabgesetzt. Der Parameter ist daher als Maß für die Algenentwicklung im Ödensee ungeeignet und kann folglich auch nicht zur Bewertung des trophischen Zustandes herangezogen werden. Am Leopoldsteinersee wird die Sichttiefe hingegen durch mineralische Trübstoffe beeinträchtigt, eine Einstufung in eine trophische Zustandsklasse ist daher ebenfalls nicht zulässig.

11.5. Chlorophyll A Konzentrationen

Hinsichtlich der Chlorophyll A Konzentrationen entsprechen alle untersuchten Gewässer dem oligotrophen Seentyp (Abb. 146). Die geringsten Chlorophyllwerte weisen der Altausseer See, der Grundlsee und der Leopoldsteinersee auf. Am Ödensee wurden zwar die verhältnismäßig größten Werte festgestellt, die tatsächliche Höhe der Chlorophyllkonzentrationen ist jedoch, wegen der Eigenfärbung des Seewassers, mit gewissen Unsicherheiten behaftet. Am Erlaufsee war im Untersuchungszeitraum ein ansteigender Trend zu beobachten (Tab. 10). Die Chlorophyll Anregungsspektren zeigen, dass die höheren Werte vor allem auf Kieselalgen zurückzuführen sind (Abb. 97).



Bereich = Mittelwert +/- Standardabweichung

Abb. 146: Vergleich: Chlorophyll A Konzentrationen

11.6. Zusammenfassung Salzastausee

Aufgrund der starken Durchflutung bilden sich am Salzastausee verhältnismäßig selten bedeutendere Temperaturschichtungen aus. Die sommerliche Erwärmung ist nicht nur auf die oberflächlichen Schichten (Epilimnion) des Stausees beschränkt, sondern erfasst auch das Hypolimnion. Dadurch ergeben sich gewisse Ähnlichkeiten zum ebenfalls stark durchfluteten Leopoldsteinersee.

Bezogen auf den Untersuchungszeitraum 2003 bis 2006 war nur im August 2003 mit 0,6 mg/l eine erhebliche Sauerstoffzehrung festzustellen. Hinsichtlich der Gesamtposphorkonzentrationen zeigte der Stausee an den meisten Terminen einen (gerade noch) oligotrophen Charakter. Für die Jahre 2003 bis 2006 ergibt sich eine mittlere sommerliche Sichttiefe von 5,3 Metern. Dieser verhältnismäßig geringe Wert ist sehr wahrscheinlich zum Großteil auf eingeschwemmte, mineralische Trübstoffe zurückzuführen. Die Ergebnisse der Chlorophyll A Untersuchungen zeigen, dass am Salzastausee sowohl höhere (3,43 µ/l), als auch sehr geringe Chlorophyll Konzentrationen (0,23 µg/l) auftreten können. Während des Untersuchungszeitraums ergibt sich ein mittlerer Chlorophyll Gehalt von 1,98 µg/l. Demzufolge wäre der Stausee dem oligotrophen Typ zuzuordnen.

Für eine endgültige Abschätzung des Trophiegrades erscheint die Datenlage vorerst jedoch noch zu gering, da vor allem die Frühjahresdaten derzeit unterrepräsentiert sind.

12. LITERATUR

- AIGNER A. (1903): Der Hallstätter See und die Ödenseer Torflager in ihrer Beziehung zur Eiszeit. Mitt. Naturwiss. Verein Steiermark. 39: p. 403-419.
- BAUER F. UND ZÖTL J. (1962): Zur Hydrographie des Tauplitz-Seenplateaus. Beiträge zur alpinen Karstforschung. 18; 30 Seiten.
- BERGER H. (1963): Zur Geomorphologie alpiner Stauräume. Mitt. Naturwiss. Verein Steiermark. 93; p. 9-16.
- BMLFUW (2005): EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG. Österreichischer Bericht der IST - Bestandsaufnahme - Methodik. Wien; 137 Seiten.
- BMLFUW (2005): EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG Österreichischer Bericht der IST - Bestandsaufnahme - Anhang Tabellen. Wien; 117 Seiten.
- BREHM V. UND ZEDERBAUER E. (1902): Untersuchungen über das Plankton des Erlaufsees. Verh. d. Zool. bot. Ges. Wien. 52; p. 388-402.
- BRETSCHKO G. (1963): Zur Hydrobiologie des Grünen See bei Tragöss (Stmk.). Diss. Univ. Graz; 102 Seiten.
- ECKEL O. (1955): Statistisches zur Vereisung der Ostalpenseen. Wetter u. Leben. 7. p. 49-56.
- EINSLER U. (1993): Crustacea - Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. Süßwasserfauna von Mitteleuropa. 8/4-1; 80 Seiten.
- ERNET M., GÜBITZ H. & STUNDL K. (1973): Untersuchungen von künstlichen Badeseen in der Steiermark. Mitt. Naturwiss. Verein Steiermark. 103; p. 221-243.
- ERNET M., HÖLLINGER W., LIDAUER N. & NOVAK H. (1979): Chemisch-biologische Untersuchung von Baggerteichen im nördlichen Leibnitzer Feld (Steiermark). Mitt. Naturwiss. Verein Steiermark. 109; p. 207-229.
- ERNET M., HÖLLINGER W., LIDAUER N. & STUNDL K. (1975): Chemisch-biologische Untersuchung des Stubenbergsees. Mitt. Naturwiss. Verein Steiermark. 105; p. 201-223.
- ERTL H., PESCHECK E. & STABINGER-LEOPOLD B. (1966): Die Güte der Fließgewässer des Landes Steiermark im Jahre 1965. Wasser und Abwasser - Beiträge zur Gewässerforschung. 5; p. 86-118.
- GASSNER H., ZICK D., BRUSCHEK G., FREY I., MAYRHOFER K. & JAGSCH K. (2006): Die Wassergüte ausgewählter Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes 2001 – 2005. Schriftenreihe des BAW. Band 24; 139 Seiten.

- GASSNER H., ZICK D., WANZENBÖCK J., LAHNSTEINER B. & TISCHLER G. (2003): Die Fischartengemeinschaften der großen österreichischen Seen. Schriftenreihe des BAW. Band 18; 83 Seiten.
- HABLE O. (2002): Probabilistische Talsperrenbemessung - Teil 1. Wasserland Steiermark - Die Wasserzeitschrift der Steiermark. 1/2002; p, 32-36.
- HABLE O. (2002): Probabilistische Talsperrenbemessung - Teil 2. Wasserland Steiermark - Die Wasserzeitschrift der Steiermark. 2/2002; p. 33-34.
- HAEMPEL O. (1922): Zur Kenntnis einiger Alpenseen: Der Grundlsee. Int.Rev.Hydrobiol. 10; p. 441-490.
- HÖLLINGER W., LIDAUER N. & NOVAK H. (1981) Limnologische Untersuchung von steirischen Badeseen. Mitt. Naturwiss. Verein Steiermark. 111; p. 87-113
- JAGSCH A. UND MASCHER F. (1989): Seenreinhaltung in Österreich - Fortschreibung 1981 - 1987: Grundlsee, Altausseersee. Schriftenreihe Wasserwirtschaft. 6a; p. 65-70.
- JAGSCH A., MÖSE R. & ROTTER K. (1982): Seenreinhaltung in Österreich: Grundlsee, Altausseersee. Schriftenreihe Wasserwirtschaft. 6. p. 105-116.
- JERSABEK C.D. (1999): Vorläufiges Verzeichnis der Rädertiere Kärntens (Rotifera). Naturschutz in Kärnten. 15; p. 635-642.
- JERSABEK C.D. (1999): Rote Liste der Wasserflöhe und Ruderfußkrebse Kärntens (Cladocera und Copepoda). Naturschutz in Kärnten. 15; p. 525-534.
- KAINZ E., JAGSCH A., SCHWARZ K. & GOLLMANN P. (1979): Vorläufige Ergebnisse von limnologischen und fischereilichen Untersuchungen am Salzastausee bei Bad Mitterndorf (Stmk.). Österreichs Fischerei. 10; p. 189-212.
- KEISSLER K. V. (1902): Zur Kenntnis des Planktons des Altausseer Sees in der Steiermark. Verh. d. Zool. bot. Ges. Wien. 52; p. 706-708.
- KEISSLER K. V. (1907): Planktonstudien über einige kleinere Seen des Salzkammergutes. Öst. bot. Zt. 57; p. 51-58.
- KEISSLER K. V. (1911): Untersuchung über die Periodizität des Phytoplanktons im Leopoldsteiner See: Anz. d. Akad. Wissensch. Wien. 47; p. 317.
- KRAMMER K. UND LANGE-BERTALOT H. (1991): Bacillariophyceae, 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 1, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York; 576 Seiten.
- MASCHER F. UND RIEDL H. (1989): Seenreinhaltung in Österreich - Fortschreibung 1981 – 1987. Erlaufsee. Schriftenreihe Wasserwirtschaft. 6a; p. 145-147.
- METZ H. (1966): Limnologische Untersuchungen am Leopoldsteinersee. Diss. Univ. Graz; 132 Seiten.

- MODER R. (1986): Das Zooplankton des Grundlseees (STMK.). Diss. Univ. Graz; 172 Seiten.
- MORTON F. (1932): Interessante Seentypen des steirischen Salzkammergutes. Arch. f. Hydrob. 24; p. 263-268.
- NAGL H. (1971): Untersuchungen an Tauernseen 1. Mitt. Naturwiss. Verein Steiermark. 100; p. 111-135.
- PERGER N. (2003): Vorkommen von Flusskrebse (Decapoda) in ausgewählten Gewässern der Steiermark. Diss. Univ. Graz; 162 Seiten.
- PERGER N. UND POINTINGER M. (2006): Es muss nicht immer Saibling sein - oder doch? Wasserland Steiermark - Die Wasserzeitschrift der Steiermark. 2.1; p. 10-12.
- PESTA O. (1923): Hydrobiologische Studien über Ostalpenseen. Arch. f. Hydrob. Suppl. Bd. 3; p. 385-595.
- PICHLER-SEMMELOCK F.P., MASCHER F., KÖCK M., MARTH E., SAMPL H., KARASEK S. & SCHLACHER R. (1995): Gewässerökologische Eigenheiten eines künstlichen Badesees in einem ehemaligen Braunkohletagbau. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft. 47; p. 230-235.
- PSENNER R. (1989): Untersuchung der Hochgebirgsseen im steirischen Anteil der Niederen Tauern in Hinblick auf eine mögliche Versauerung. ARGE Limnologie, Ges. f. Angew. Gewässerökologie. Innsbruck; 40 Seiten.
- REITZ, A. W. (1954): Beobachtungseinrichtungen an den Talsperren Salza, Hierzmann, Ranna und Wiederschwing. Die Talsperren Österreichs. 1; 37 Seiten.
- RUTTNER F. (1937): Limnologische Studien an einigen Seen der Ostalpen. Arch. f. Hydrob. 32; p. 176-319.
- SAMPL H. (1967a): Beitrag zur Kenntnis der benthalen und Ichthyofauna des Erlaufsees. Mitt. Naturwiss. Verein Steiermark. 97; p. 52-66.
- SAMPL H. (1967b): Vergleichende limnologische Untersuchungen an zwei benachbarten Ostalpenseen, dem Erlaufsee und dem Lunzer Untersee. Arch. f. Hydrob. 63; p. 533-556.
- SAMPL H. UND GUSINDE R.E. (1982): Seenreinhaltung in Österreich – Einleitung. Schriftenreihe Wasserwirtschaft. 6; p. 11-25.
- SAMPL H., RIEDL H. & ERTL H. (1982): Seenreinhaltung in Österreich. Erlaufsee. Schriftenreihe Wasserwirtschaft. 6; p. 220-224.
- SAMPL J. (1964): Limnologische Untersuchungen am Erlaufsee. Diss. Univ. Graz; 160 Seiten.

- SCHADLER J. (1959): Zur Geologie der Salzkammergutseen. Österreichs Fischerei. 12; p. 36-54.
- SCHATZL R. (2002): Die Hochwasserereignisse des Jahres 2002 in der Steiermark. Wasserland Steiermark - Die Wasserzeitschrift der Steiermark. 4/2002; p. 3-7.
- SCHMIDT R. (1976): Pollenanalytische Untersuchungen von Seesedimenten zum Eisrückzug und zur Wiederbewaldung im NE-Dachsteingebiet und im Becken von Aussee. Linzer biol. Beitr. 8/2; p. 361-373.
- SCHMIDT W. (1934): Ein Jahr Temperaturmessungen in 17 österreichischen Alpengseen. Sitz. Ber. Akad. Wiss. Wien; p. 431-452.
- SCHULZ L., AMBROS M., REICHMANN M., MAIRITSCH M., HOLAREK C., HONSIG-ERLENBURG W., PETUTSCHNIG J., WEISSEL G. & HUMMITZSCH B. (2005): Der Wörthersee - Limnologische Langzeitentwicklung des Wörthersees und limnologische Untersuchungen des Jahres 1999 unter besonderer Berücksichtigung der Planktonbiozöosen. Veröffentlichung des Kärntner Institutes für Seenforschung; 58 Seiten.
- SCHULZ L., AMBROS M., REICHMANN M., MAIRITSCH M., SANTNER G., HONSIG-ERLENBURG W. & PETUTSCHNIG J. (2007): Der Goggaussee Kärnten - Österreich: Limnologische Langzeitentwicklung und limnologische Untersuchungen im Jahr 2002 unter besonderer Berücksichtigung der Planktonbiozöosen: Veröffentlichung des Kärntner Institutes für Seenforschung; 64 Seiten.
- SCHULZ L., REICHMANN M., AMBROS M., MAIRITSCH M., TROYER-MILDNER J., WIRKNER W. & GRUND E. (2006): Kärntner Seenbericht 2006. Veröffentlichung des Kärntner Institutes für Seenforschung; 92 Seiten.
- SCHWOERBEL J. (1994): Methoden der Hydrobiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart; 368 Seiten.
- SCHWOERBEL J. (1999): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart; 465 Seiten.
- SELIGO A. (1908): Tiere und Pflanzen des Seenplanktons. Franckh, Stuttgart; 62 Seiten.
- STEIRISCHER GEWÄSSERGÜTEATLAS (2004): Amt der Steiermärkischen Landesregierung - Fachabteilung 17C. Referat Gewässeraufsicht; 69 Seiten.
- STUNDL K. (1953): Limnologische Untersuchungen an einigen steirischen Seen. Mitt. Naturwiss. Verein Steiermark. 83; p. 171-184.
- STUNDL K. (1953): Zur Limnologie steirischer Bergseen. Schweiz. Zs. f. Hydrol. 15; p. 168-189.
- STUNDL K. (1955): Hydrochemische Untersuchung an Stauseen. Die Talsperren Österreichs. 4; 25 Seiten.

VOIGT M. (1916): Das Winterplankton unserer Binnengewässer. Th. Fisher Verlag. Leipzig; 18 Seiten.

WALLNER J. (1911): Beiträge zur Geschichte des Fischereiwesens in der Steiermark - Teil 1: Das Gebiet von Aussee. Forschungen zur Verfassungs- und Verwaltungsgeschichte der Steiermark. 8/2; 134 Seiten.

WAWRIK F. (1966): Die Erlauf (Erlaf), ein Donauzufluß aus den Kalkvoralpen. Wasser und Abwasser - Beiträge zur Gewässerforschung. 5; p. 62-85.

ZÖTL J. (1957): Hydrologische Untersuchungen im östlichen Dachsteingebiet. Mitt. Naturwiss. Verein Steiermark. 87; p. 182-205.

ZÖTL J. (1961): Die Hydrographie des Nordostalpinen Karstes. Steir. Beitr. zur Hydrogeologie. 2; p. 54-283.